

Dix ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique. Tome 1 - des évaluations scientifiques aux décisions politiques

Jean-Pierre Nicolas, Fabien Duprez, Sandrine Durand, Fabrice Poisson, Pierre-Louis Aubert, Mireille Chiron, Yves Crozet, Jacques Lambert

▶ **To cite this version:**

Jean-Pierre Nicolas, Fabien Duprez, Sandrine Durand, Fabrice Poisson, Pierre-Louis Aubert, et al.. Dix ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique. Tome 1 - des évaluations scientifiques aux décisions politiques. [Rapport de recherche] LET; CERTU; LTE, INRETS; UMRETTE, INRETS. 2002, pp.199. halshs-01703156

HAL Id: halshs-01703156
https://shs.hal.science/halshs-01703156

Submitted on 7 Feb 2018

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.

10 ANS DE MONETARISATION
DES EFFETS LOCAUX DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

Tome 1 : Des évaluations scientifiques aux décisions politiques

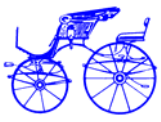
Jean-Pierre NICOLAS, Fabien DUPREZ, Sandrine DURAND, Fabrice POISSON

Pierre-Louis AUBERT, Mireille CHIRON, Yves CROZET, Jacques LAMBERT

Avril 2002







Laboratoire d'Economie des Transports

10 ANS DE MONETARISATION DES EFFETS LOCAUX DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

Tome 1 : Des évaluations scientifiques aux décisions politiques

Coordination

Jean-Pierre NICOLAS
LET, ENTPE, Rue Maurice Audin, 69 518 Vaulx-en-Velin Cedex
tel : 04 72 04 77 42
fax : 04 72 04 70 92
e-mail : nicolas@entpe.fr

Composition de l'équipe

Pierre-Louis AUBERT, Doctorant au LET, Economiste à la RATP
Mireille CHIRON, Médecin, Chargée de recherche à l'Inrets-UMRETTE
Yves CROZET, Professeur d'économie, Directeur du LET
Fabien DUPREZ, Chargé d'étude au CERTU
Sandrine DURAND, Economiste, attachée de recherche au LET
Jacques LAMBERT, Economiste de l'environnement, Directeur de recherche à l'Inrets-LTE
Jean-Pierre NICOLAS, Economiste, Chargé de Recherche CNRS au LET
Fabrice POISSON, Economiste, Doctorant à l'Inrets-LTE

Avril 2002

Recherche conjointe CERTU, INRETS / LTE et UMRETTE, LET

Financée par la Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques du Ministère de l'Equipement, des Transports, du Logement et du Tourisme

Dans le cadre du Programme de Recherche, de Développement et d'Innovation dans les Transports Terrestres (PREDIT) 1996-2001

Nous tenons à saluer tout particulièrement Olivier Chanel et Jean-Christophe Vergnaud, qui ont dirigé un premier travail sur le thème de la valorisation de la pollution atmosphérique dans le cadre du groupe « Recherches Stratégiques – Monétarisation des effets externes des transports » du Prédit, et avec qui nous avons pu avoir des échanges fructueux.

Nous espérons sincèrement que ces deux recherches, par leurs aspects complémentaires, contribueront positivement aux débats concernant l'évaluation des coûts de la pollution atmosphérique en France.

Sommaire

INTRODUCTION 3

CHAPITRE 1. APPRÉHENDER LA POLLUTION ET SES EFFETS : UNE NÉCESSAIRE INTERDISCIPLINARITÉ 9

1. Un phénomène qui évolue au cours du temps 9

2. L'impact des polluants atmosphériques 12

3. Des dommages à la perception des dommages par la population 25

4. Conclusion 27

5. Bibliographie du chapitre 1 28

CHAPITRE 2. L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE 33

1. Que mesure-t-on ? 34

2. Avec quelles méthodes ? 40

3. Le taux d'actualisation et les questions de l'équité intergénérationnelle : les économistes et la maïeutique des choix collectifs 62

4. Conclusion 78

5. Bibliographie du chapitre 2 79

CHAPITRE 3. DE L'ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX À LA DÉCISION POLITIQUE 83

Introduction 83

1. L'évaluation socio-économique des projets de transport et la fiscalité environnementale en Europe 84

2. Le cas de la France : l'Administration intègre progressivement les coûts environnementaux dans l'évaluation des projets de transport 90

3. Le cas de la Suède : une politique des transports et de l'environnement qui s'inspire de la théorie économique 114

4. Le cas de la Suisse : la taxe kilométrique sur les poids lourds, fruit de la volonté politique et de la recherche en économie des transports 143

5. Conclusion 156

6. Bibliographie du chapitre 3 157

CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS..... 167

***ANNEXE 1* L'ORGANISATION POLITIQUE DE LA SUÈDE 171**

***ANNEXE 2* L'ORGANISATION POLITIQUE DE LA SUISSE..... 175**

***ANNEXE 3* LES MODALITÉS D'APPLICATION DE LA REDEVANCE SUR LE TRAFIC DES POIDS LOURDS LIÉE AUX PRESTATIONS (RPLP) 183**

LISTE DES PRINCIPAUX SIGLES UTILISÉS..... 187

TABLE DES MATIÈRES..... 189

INTRODUCTION

La pollution atmosphérique et ses impacts sur la santé humaine, la faune, la flore ou les bâtiments, restent un sujet très controversé. Les enquêtes d'opinion révèlent un malaise sur cette question au sein de la population, malaise qui semble être allé en s'amplifiant durant la dernière décennie, selon les sondages régulièrement commandés par l'Ifen et EDF au sein de l'enquête Crédoc sur les « conditions de vie et aspirations des français » (Ifen, 1999)[1].

Face à cette inquiétude, l'analyse des faits peut conduire a priori à une attitude rassurante. Tout d'abord les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique restent moins forts que d'autres facteurs liés au mode de vie. Pour l'Académie des Sciences, l'alcool ou le tabac entraînent respectivement 500 000 et 750 000 années de vie perdues par an[2] en France, alors que les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique seraient beaucoup plus limités, avec 10 à 20 000 années perdues (CADAS, 1999). Ensuite, les prévisions d'évolution des émissions polluantes conduisent à penser que si problème il y a, il se trouve plutôt derrière nous. La pollution de l'air liée à l'industrie et au chauffage a considérablement baissé depuis 30 ans et les émissions globales des transports entament une baisse qui devrait se confirmer nettement dans les prochaines années grâce aux progrès technologiques intégrés dans les véhicules (*cf*. chapitre 1).

Depuis 10 ans, l'extension progressive des réseaux de mesure des polluants dans les grandes agglomérations françaises confirme bien cette tendance générale à l'amélioration de la qualité de l'air (Graphique 1).

Sans nier le phénomène, on peut penser qu'une hiérarchisation correcte des enjeux sanitaires actuels ainsi qu'une projection réaliste des émissions à venir permettent de relativiser considérablement la vision négative que l'on peut avoir de la pollution atmosphérique (Lepeltier, 2001).

Cependant, lorsqu'on y regarde de plus près, cette image rassurante est moins évidente qu'elle n'y paraît.

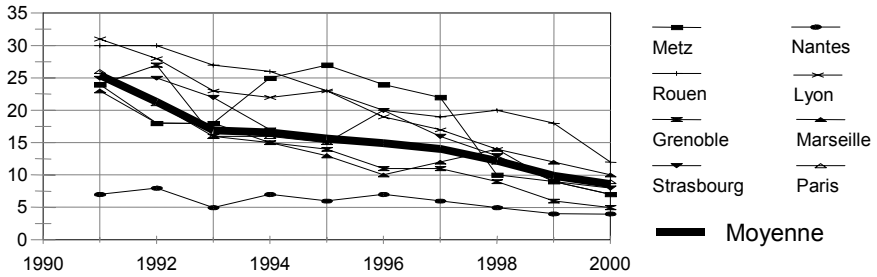
[1] Cf. pp. 14-15, IFEN (1999), Entre début 94 (date de la première enquête de suivi menée par l'Institut Français de l'Environnement -IFEN- sur ce thème) et début 98, la proportion de Français déclarant la réduction de la pollution de l'air et de l'atmosphère comme action prioritaire en matière d'environnement est passée de 30,1 à 43,7%, avec une progression régulière chaque année.

[2] L'indicateur « années de vie perdues » permet de comparer des impacts différents : perdre la vie à 20 ans n'est pas la même chose que décéder à 65. En se référant à l'espérance de vie moyenne, on tente de prendre en compte ces effets d'âge, même si un tel indicateur quantitatif reste toujours imparfait.

Graphique 1 : Evolution de la pollution atmosphérique dans les grandes agglomérations françaises, de 1991 à 2000

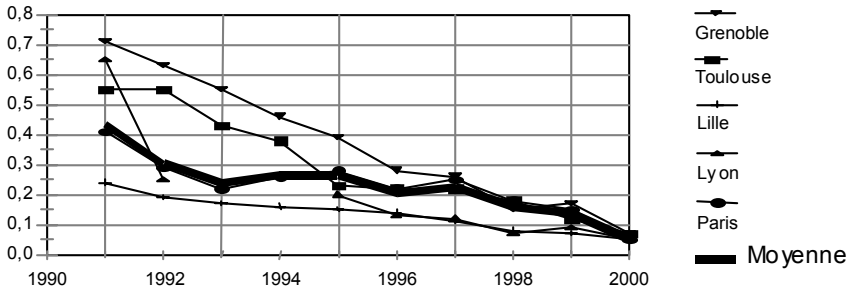
SO2

Concentrations annuelles moyennes en µg/m³



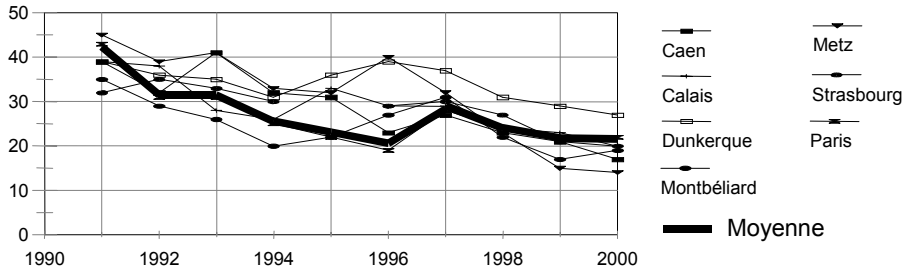
Plomb

Concentrations annuelles moyennes en µg/m³



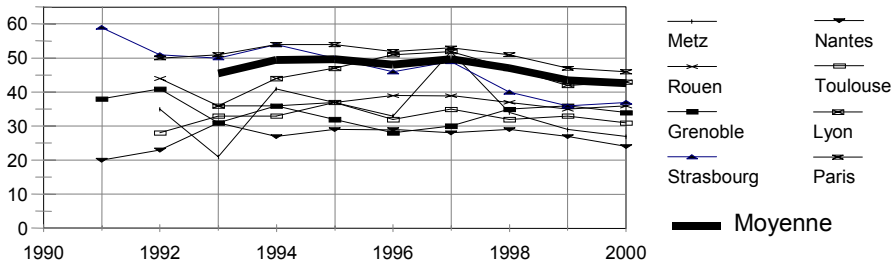
PM10

Concentrations annuelles moyennes en µg/m³



NO2

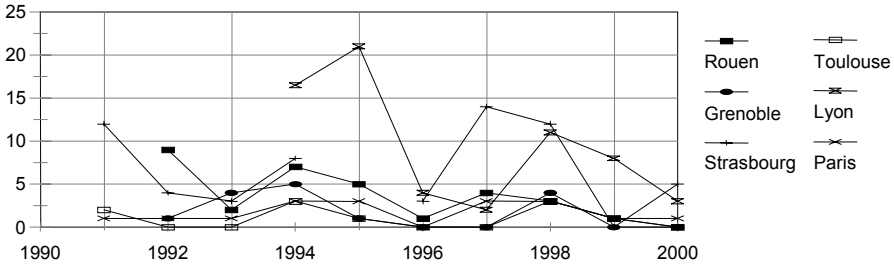
Concentrations annuelles moyennes en µg/m³



Ozone

nb de jours avec une valeur horaire dépassant 180 µg/m³

seuil d'info. de la pop., directive 92/72/CEE



Chiffres établis à partir des données du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/air/bilans/010116-bilan-air-91-2000.htm)

Principe de base retenu : agglomérations de plus de 300 000 habitants disposant de mesures depuis 1991. Lorsque les données étaient insuffisantes : PM10 : agglomérations de plus de 100 000 habitants ; NO_2 : mesures depuis 1993 au moins ; Ozone : mesures depuis 1994 au moins.

Moyennes calculées en pondérant les concentrations moyennes de chaque agglomération par sa population (Insee, recensement 1999), d'où un poids très fort de l'agglomération parisienne (9,6 million d'habitants).

Tout d'abord la nature d'un risque change largement l'appréhension que les personnes en ont, selon qu'il soit ressenti comme pris et assumé individuellement ou qu'il soit géré et pris en charge par un tiers ou la collectivité. A probabilité et dommages équivalents, entre un risque assumé et un risque subi, les exigences et les consentements à payer des individus ne sont pas du tout à la même hauteur. Or les effets de la pollution atmosphérique sont largement subis et nécessitent un effort de régulation qui ne peut se faire qu'à un niveau collectif. Les exigences sociales en la matière peuvent être fortes, sans rapport direct avec les risques sanitaires réels. Et ces écarts, même s'il ne relèvent pas d'une appréhension "rationnelle" des problèmes, ne peuvent pas être ignorés : le cas des impacts sanitaires de l'encéphalopathie spongiforme bovine et de leurs répercussions médiatiques, politiques et financières en est un exemple caractéristique[3].

Par ailleurs la hauteur du risque ne fait pas encore l'objet d'un consensus scientifique et politique fort. Les effets à long terme de la pollution atmosphérique sont difficiles à mesurer, nécessitant de suivre des populations importantes sur de longues durées. Les recherches épidémiologiques dans ce domaine sont très récentes et restent très peu nombreuses. Une évaluation de risque commanditée par l'Organisation Mondiale pour la Santé (OMS, 1999), utilisant des résultats de travaux épidémiologiques américains pour les adapter au contexte européen, estime qu'un niveau de pollution équivalent à celui de 1996 conduit à long terme à 316 000 années de vie perdues par an en France : le décalage est total avec les chiffres proposés par le CADAS (1999) et ramène le risque à un niveau de même ordre de grandeur, même s'il reste heureusement inférieur, à celui du tabac et de l'alcool. Les nouvelles analyses demandées par le Conseil Général des Ponts et Chaussées (CGPC, 2001) contribueront, espérons-le, à approfondir la réflexion sur le sujet.

Enfin, concernant l'évolution du niveau de la pollution atmosphérique, il peut toujours exister des écarts possibles entre les estimations et la réalité. Mais surtout rien n'indique que les baisses attendues des émissions doivent signifier une baisse proportionnelle des expositions et des coûts qu'elles représentent. Si l'on s'aperçoit aujourd'hui ou dans quelques années que les impacts sanitaires, notamment à long terme, s'avèrent plus importants que ce que l'on pensait, si l'on prend en compte le fait que notre niveau de vie dans vingt ans devrait être plus élevé qu'aujourd'hui, nous permettant de dépenser plus, sans plus d'effort, en matière d'environnement – signifiant par là que la valeur attribuée à la qualité de l'air aura augmenté-, si l'on considère enfin que sur cette échelle de temps long, les priorités d'une société peuvent fortement changer et que les questions d'environnement et de qualité de vie ont de bonnes chances d'être de plus en plus mises en avant, on s'aperçoit vite que des prévisions favorables en matière d'émissions ne suffisent pas, là non plus, pour régler la question.

Sans alarmisme superflu, la puissance publique se doit donc de conserver une vigilance particulière en matière de pollution atmosphérique et c'est dans cet état d'esprit que nous avons rédigé ce rapport réalisé dans le cadre du 2ème programme national de recherche, de développement et d'innovation dans les transports terrestres (PREDIT 1996-2000).

Un tel travail s'inscrit donc dans le contexte institutionnel français. Il répond à une volonté d'approfondissement sur la signification et les niveaux retenus pour les valeurs monétaires

[3] Le coût total annuel des mesures de lutte contre l'ESB s'élève à 850 millions d'euros, soit 2 millions d'euros par cas de bovin positif. Fin 2000, le nombre de cas humain touchés par la forme de la maladie de Creutzfeldt-Jakob liée à l'ESB était de 3 en France (2 cas certains, et un cas probable vivant).
http://www.agriculture.gouv.fr/esbinfo/esbinfo.htm et http:/www.caducee.net

utilisées dans l'évaluation des politiques publiques dans le domaine des transports, sachant que leur prise en compte est effective depuis une dizaine d'années. Depuis le premier rapport du Plan sur la question et sa traduction dans les textes à travers les circulaires de 1995 et 1998, jusqu'à sa récente actualisation (Boiteux, 2001)[4], l'intérêt pour les « coûts externes » des transports semble dépasser, à travers les débats passionnés qu'ils suscitent, la hauteur des enjeux finalement affichés. Les décisions sont ainsi prises dans un contexte beaucoup moins consensuel que dans les pays d'Europe du Nord, où le recours aux méthodes de valorisation monétaire pour aider à la mise en œuvre de politiques publiques (évaluation de projet ou tarification de la demande) est relativement courant depuis le début des années quatre-vingt.

De manière plus précise, cette contribution se situe en amont d'une phase d'évaluation des coûts de la pollution atmosphérique dans de grandes agglomérations françaises permettant de rendre compte de l'intérêt des Plans de Déplacements Urbains en la matière. Un tour de la littérature internationale vient d'être réalisé par Chanel, Vergnaud (2001) relevant notamment les niveaux de coûts établis par les travaux scientifiques sur le sujet. Plutôt que de revenir sur ces valeurs (sans les éluder pour autant !), le propos de cette étude est d'amener le lecteur à s'interroger sur les processus qui conduisent à l'élaboration de ces chiffres, d'un point de vue scientifique d'abord (que mesure-t-on, comment, pourquoi ?) et politique ensuite (par quels mécanismes institutionnels les valeurs construites par les chercheurs -ingénieurs, économistes, épidémiologistes, etc.- vont aider à l'élaboration de valeurs "tutélaires", qui fournissent une base assumée et explicite aux prises de décision dans la gestion des affaires publiques ?).

Pour répondre à cette double interrogation, sur la construction scientifique des chiffres d'abord, et sur l'usage institutionnel qui en est fait ensuite, nous proposons ici une revue de la littérature de ces dix dernières années mettant l'accent sur les débats en matière de valorisation monétaire des effets de la pollution atmosphérique.

L'exposé se déroule en trois temps :

1/ Une 1ère partie permet de faire le point des connaissances essentielles apportées par les différentes disciplines mobilisées par les questions de pollution atmosphérique : tendances à long terme de l'évolution des émissions et des concentrations de polluants, disparité des situations entre agglomérations et selon les contextes locaux, voire microlocaux, des impacts sanitaires et environnementaux de ces polluants.

2/ Une 2de partie est consacrée à la manière dont l'approche économique peut reprendre ces questions et fournir, à son niveau, des outils d'aide à la décision pour le décideur public.

Dans un premier temps, elle illustre les méthodes de valorisation monétaire existantes à travers les principales études menées en la matière au cours des dix dernières années. Ceci permettra également de faire le point sur la pertinence de ces différentes méthodes en fonction des objectifs visés. Par ailleurs, les problèmes de pollution ne sont pas figés, loin s'en faut. La démarche de valorisation monétaire ne prend dès lors de sens que si elle s'insère dans une vision dynamique de « longs » termes (10-20 ans, 30 ans et plus) de la situation. Il apparaît donc nécessaire de tirer également un bilan des débats et suggestions formulés en économie pour prendre en compte les échelles de temps long.

[4] *Cf*. CGP, groupe présidé par Alain Bonnafous (1993) et gpe présidé par Marcel Boiteux (1994). Voir aussi CGP, groupe présidé par Marcel Boiteux (2001).

3/ La 3ème partie, enfin, est consacrée au processus de construction des valeurs officielles servant de référence dans la mise en œuvre des politiques publiques. Les manières de faire dans différents pays européens servent ici de support à la présentation.

CHAPITRE 1.
APPREHENDER LA POLLUTION ET SES EFFETS : UNE NECESSAIRE INTERDISCIPLINARITE

Avant de s'interroger sur la valorisation monétaire de ses impacts, il apparaît nécessaire de faire une présentation générale de la pollution atmosphérique : quelle a été son évolution au cours des trente dernières années, quelles sont ses conséquences sur l'environnement, le cadre de vie et la santé humaine, comment est-elle perçue par la population ?

Chacun de ces points requiert des compétences multiples dans des disciplines très différentes. Il ne sera cependant pas question ici de rentrer dans le détail précis de chacun d'entre eux. L'idée est plutôt de disposer d'un panorama général qui permette de disposer d'un langage commun, au moins dans le cadre restreint de ce rapport, pour qualifier le phénomène de la pollution atmosphérique et des enjeux qui y sont liés.

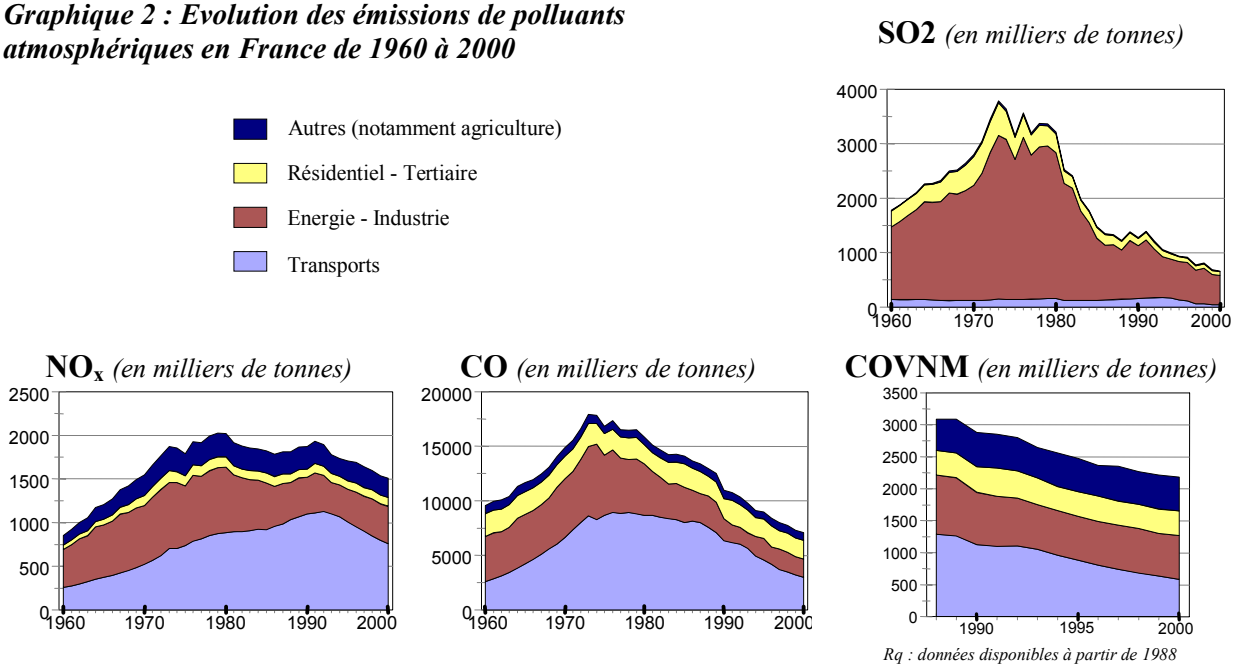
1. Un phénomène qui évolue au cours du temps

Les courbes présentées en introduction montrent bien que la question de la pollution atmosphérique n'est pas figée. Les niveaux de concentration évoluent nettement d'une décennie à l'autre, au rythme notamment des progrès technologiques réalisés. Les évolutions ainsi enregistrées reposent de fait sur un nombre limité d'indicateurs, généralement ceux qui font l'objet d'une réglementation ; elles témoignent cependant d'une tendance générale à l'amélioration, même s'il serait souhaitable de disposer d'informations sur certains points sensibles comme les teneurs en particules fines ou les évolutions de l'ozone de fond.

1.1. Des niveaux d'émissions qui évoluent différemment selon le secteur d'activité

Comme le montrent les graphiques ci-dessous, qui représentent une reconstitution des émissions des différents secteurs d'activité depuis 40 ans (Citepa, 2001) la prévention du problème porte ses premiers fruits à partir des années 70, avec tout d'abord des résultats très nets dans l'industrie et le chauffage jusqu'à la fin des années 80, où ils ont tendance à se tasser ; les émissions des transports continuent quant à elles à progresser avec la croissance des trafics jusqu'aux années 90, où le renforcement progressif des normes européennes conduit à l'introduction d'équipements ad hoc (pot catalytique sur les véhicules à essence, filtres à particules plus récemment sur les voitures diesel, etc.) et entraîne une baisse notable des émissions qui devrait se confirmer encore dans les prochaines années (Commission Européenne, 2000).

Graphique 2 : Evolution des émissions de polluants atmosphériques en France de 1960 à 2000

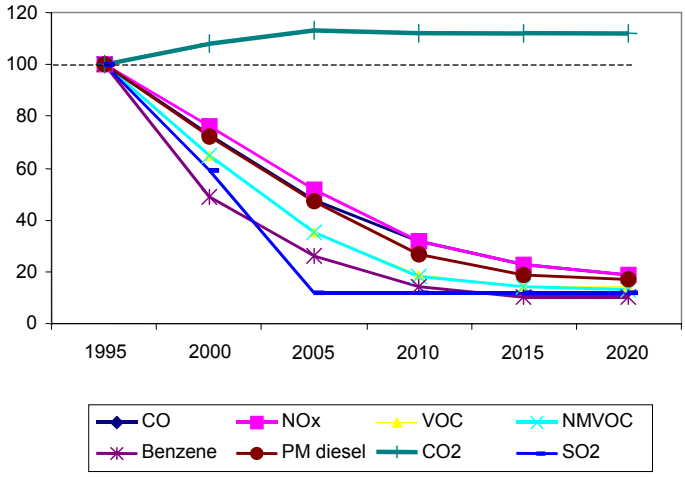


Rq : données disponibles à partir de 1988

A partir des séries Coralie du CITEPA, 2001

Graphique 3 :

Evolution des émissions des transports routiers en Europe, de 1995 à 2020



Source : Communauté Européenne, 2001

1.2. Des concentrations orientées à la baisse

Le bilan établi par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, sur la base des réseaux de mesure de la qualité de l'air mis en place dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants, va également dans le sens d'une baisse des concentrations[5]. Ainsi la chute des teneurs en plomb dans l'atmosphère s'est confortée en 2000 avec sa suppression dans les carburants. Les concentrations ont ainsi été divisées par 6 en 10 ans. De même les concentrations de dioxyde de soufre ont baissé de 10%/an entre 1995 et 2000. Le dioxyde d'azote semble également évoluer favorablement, avec une baisse de 1 à 5%/an suivant les agglomérations. En revanche la mise en place des systèmes de mesure pour les particules

[5] Ce paragraphe ainsi que le suivant reprennent les conclusions tirées par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (2001). Voir également le graphique 1 présenté en chapitre introductif

fines (PM10, PM2,5) apparaît trop récente pour que l'on puisse en tirer des conclusions significatives. Il en va de même de la mesure des pointes de pollution à l'ozone, très liées à l'ensoleillement moyen de chaque été.

Ces tendances encourageantes, qu'elles soient établies en termes d'émissions par secteur d'activité au niveau national, ou de concentrations moyennes annuelles dans les agglomérations françaises de plus de 100 000 habitants, ne doivent cependant pas masquer les fortes disparités de situation qui peuvent exister selon les lieux et les périodes. Ainsi les régions industrielles connaissent toujours des niveaux de pollution importants par rapport au reste du territoire. En moyenne sur ces 5 dernières années (1996-2000), les agglomérations du Havre, de Fos sur Mer et de Rouen, historiquement très concernées, ont connu une pollution au soufre de 50 à 70% plus importante qu'à Paris, de 4,5 à 5 fois plus forte qu'à Rennes. De même, la pollution aux oxydes d'azote, fortement liée au trafic automobile, reste préoccupante le long des axes routiers. Alors que les concentrations moyennes sont aujourd'hui inférieures à 50 $\mu g/m^3$ dans les agglomérations françaises (*cf*. graphique 1), la norme de 200 $\mu g/m^3$ durant plus de 175 h/an n'est pas respectée aux abords des grandes infrastructures routières.

1.3. L'importance du contexte local

En plus de la proximité des sources d'émissions, les conditions météorologiques locales jouent un rôle fondamental dans les concentrations des polluants atmosphériques.

- Par exemple les vents côtiers le long de l'Atlantique contribuent à une excellente dispersion des polluants. A l'inverse la situation enclavée d'une ville comme Grenoble favorise de fréquentes inversions de température : une couche d'air froid reste bloquée au fond de la vallée par un air chaud qui le recouvre ; les polluants, ne pouvant plus bénéficier des mouvements ascensionnels habituels de l'atmosphère pour se disperser, s'accumulent au dessus des lieux d'émissions (*cf*. encadré).
- La formation d'ozone dépend notamment des concentrations initiales en oxyde d'azote[6] et de la présence de produits comme le monoxyde de carbone, le benzène ou d'autres composés organiques volatiles qui, sous l'action des rayons du soleil vont être oxydés et permettre la libération d'atomes d'oxygène qui se combineront en ozone. Les régions ensoleillées proches de zones sources de NO_x et de COV sont donc plus concernées par la pollution à l'ozone : périurbain sous le vent des grandes agglomérations en été, notamment dans le sud de la France. Ainsi la Côte d'Azur est-elle particulièrement touchée par ce phénomène.

[6] La concentration en ozone (O3) dans l'atmosphère est liée à un ensemble de réactions chimiques qui conduisent à un équilibre dynamique entre oxygène (O2), oxyde et dioxyde d'azote (NO et NO2) : $NO + O3 \rightarrow NO2 + O2$ et $NO2 + O3 \rightarrow NO + 2O2$. Une concentration trop faible en oxydes d'azote (inférieure à quelques dizaines de pptv, *ie* millièmes de milliardième parties par volume (10^{-12}), situation sans apports anthropiques) ne permet pas la formation d'ozone ; une concentration trop forte (supérieure à quelques ppbv, milliardième de partie par volume (10^{-9}), correspondant à une situation urbaine ou près des axes de circulation) conduit quant à elle à des réactions de destruction de l'ozone présent dans l'atmosphère ; c'est dans les situations intermédiaires, notamment lorsque les émissions de NO_x se diluent dans l'atmosphère en s'éloignant de leur source, que la formation d'ozone est possible.

Encadré 1 : Pollution et inversion des températures

Les polluants sont dispersés par les vents, dissous par les pluies ou bloqués lorsque l'atmosphère est stable. Ainsi, les périodes anticycloniques caractérisées par un temps calme, avec un vent faible, accompagné parfois d'une inversion de température en hiver, concourent à une augmentation rapide de la concentration de polluants au niveau du sol.

En situation normale, la température de l'air diminue avec l'altitude. L'air chaud contenant les polluants tend à s'élever naturellement (principe de la montgolfière). Les polluants se dispersent verticalement. En situation d'inversion de température, le sol s'est refroidi de façon importante pendant la nuit (par exemple, l'hiver par temps clair). La température à quelques centaines de mètres d'altitude est alors supérieure à celle mesurée au niveau du sol. Les polluants se trouvent ainsi bloqués sous un "couvercle" d'air chaud, appelé couche d'inversion.



Source : Coparly, 2001, http://www.atmo-rhonealpes.org/

2. L'impact des polluants atmosphériques

Les impacts de la pollution atmosphérique sont divers. Le plus important concerne les effets sanitaires auprès des populations exposées, en termes de morbidité comme de mortalité, à court ou à long termes. Ces effets, qui font l'objet de nombreux débats, seront donc présentés de manière privilégiée. Cependant, la pollution atmosphérique a d'autres conséquences qu'il importe de ne pas négliger : diminution perceptible par tout un chacun de la qualité de l'air (odeurs, visibilité), dégradation, parfois irrémédiable, des bâtiments et des monuments historiques, atteintes environnementales sensibles sur la faune et la flore ainsi que sur l'agriculture.

2.1. Les impacts sur la santé

Les impacts de la pollution atmosphérique sont d'abord d'ordre sanitaire. Elle touche en premier lieu les personnes les plus fragiles, notamment les jeunes enfants, les personnes âgées et les asthmatiques. Elle affecte d'abord les fonctions respiratoires et cardiaques mais sur le long terme peuvent également se rajouter des effets cancérigènes. Cependant, si les résultats des études épidémiologiques sur les effets à court terme apparaissent aujourd'hui acquis au sein des sphères tant scientifiques qu'administratives et politiques, les effets à long terme ne font pas encore l'objet d'un consensus aussi général. Avant de présenter ces résultats et de rendre compte des débats qu'ils génèrent, il apparaît nécessaire de présenter les mécanismes mis en œuvre par une intoxication à l'un des principaux polluants atmosphériques, bien mis en évidence lors des études toxicologiques.

2.1.1. Les mécanismes à l'œuvre polluant par polluant

Les études toxicologiques expérimentales permettent de comprendre l'action des différents polluants sur l'organisme en contrôlant au mieux les paramètres entrant en jeu, tels que les concentrations, les durées d'exposition ou les effets de synergie entre les produits. Notre objectif dans cette partie n'est pas d'entrer dans le détail des résultats obtenus par les travaux de ce type, mais plus simplement de présenter les grands mécanismes mis en évidence dans l'action des principaux polluants atmosphériques sur un organisme vivant[7].

Le monoxyde de carbone

Le monoxyde de carbone (CO) est un gaz qui provient de la combustion incomplète des matières organiques (véhicules, industrie, chauffage – cf. graphique 2). Lorsqu'il est inhalé, il se fixe très facilement à l'hémoglobine du sang, chargée de transporter l'oxygène dans l'organisme. La carboxyhémoglobine (COHb) ainsi formée n'assure plus son rôle d'oxygénation et il peut y avoir menace d'asphyxie : c'est le cas qui se produit malheureusement encore trop souvent en France, lorsqu'un appareil domestique (chauffe-eau, poêle) mal réglé est utilisé dans une pièce non ou mal ventilée. Le CO peut également se fixer au niveau du muscle sur la myoglobine, affectant ainsi l'oxygénation de certaines cellules musculaires. Ce sont donc les organes les plus consommateurs d'oxygène qui sont les plus sensibles à une intoxication de ce type (cerveau et ensemble du système nerveux central, cœur, fœtus chez la femme enceinte). Les symptômes d'une intoxication au CO sont bien caractérisés : céphalées, fatigue, vertiges et nausées ; si la teneur du sang en COHb augmente, on constate somnolence, impotence fonctionnelle puis coma.

En France, plus de 200 décès par an sont liés à l'intoxication au CO (Géronimi, 2000) ; par contre les cas d'intoxication chronique au CO restent très mal connus (Chiron, 1996)[8]. L'OMS recommande de ne pas dépasser des expositions de 100 mg/m^3 sur 15 mn, 60 mg/m^3 sur une heure et 10 mg/m^3 sur 8 heures.

Les oxydes d'azote

L'atmosphère de la terre est composée de 78% d'azote (N_2) et 21% d'oxygène (O_2). Lors des combustions à haute température, ces deux éléments se combinent pour former des oxydes d'azotes (NO et NO2). Ils sont d'abord issus du fonctionnement des moteurs thermiques des véhicules routiers, mais proviennent aussi des activités industrielles et de transformation de l'énergie, ainsi que de l'agriculture.

Le NO_2 affecte l'organisme de 2 manières différentes : d'une part il réagit avec l'eau pour former de l'acide nitrique (HNO_3) ou nitreux (HONO) ; il agit aussi en tant que facteur oxydant, notamment des lipides cellulaires. Les oxydes d'azote, via le système respiratoire, peuvent déclencher des crises chez les personnes asthmatiques, affecter des personnes sujettes à des bronchites chroniques obstructives et abaisser les défenses immunitaires. Les études

[7] Pour une vraie réflexion en la matière, croiser les lectures :
CADAS, 1999, Société Française de Santé Publique, 1996 (la partie sur les effets cliniques des polluants reprend largement, en les simplifiant, les informations contenues dans ce rapport), et Médina Sylvia, 2001.

[8] « Devant des céphalées, une asthénie, des vertiges ou nausées, troubles qui en l'absence de signes objectifs peuvent couramment passer pour psychosomatiques, voire dépressifs ou gériatriques, il faudrait avoir le réflexe d'un interrogatoire orienté ». Chiron Mireille (1996).

toxicologiques comme épidémiologiques semblent cependant montrer une relative résistance de l'appareil respiratoire humain à ce type d'agression.

L'ozone et les oxydants photochimiques

L'ozone, O_3, nous l'avons vu, dérive de la transformation des NO_x et d'autres précurseurs (hydrocarbures notamment) sous l'action des rayonnements solaires.

Il affecte l'organisme par oxydation des molécules biologiques ou en contribuant à la formation de radicaux libres. Même à faibles concentrations, il provoque une réaction inflammatoire au niveau respiratoire et les groupes les plus fragiles comme les asthmatiques ou les enfants sont particulièrement sensibles. Les effets à long terme d'une exposition à l'ozone sont plus difficiles à mettre en évidence dans le cadre d'une étude toxicologique, mais il semble qu'il puisse être à l'origine de bronchites chroniques, d'emphysèmes, voire de cancer du poumon (Médina, 2000).

D'autres substances oxydantes émises par les activités humaines peuvent avoir les mêmes effets que l'ozone : acroléine, radicaux hydroxyle, nitrates de peroxyacétyle, etc.

Les émissions soufrées

Le dioxyde de soufre SO_2 est issu de la combustion de l'énergie fossile (fuel, charbon). Il est principalement émis par les installations de combustion industrielle et les centrales thermiques. C'est un gaz irritant très soluble, qui est absorbé par les muqueuses du nez et de la partie supérieure du système respiratoire, provoquant une bronchoconstriction et une diminution de la fonction respiratoire.

De plus le SO_2 réagit avec l'oxygène de l'air (O_2) et l'humidité qu'il contient (H_2O) pour donner de l'acide sulfurique H_2SO_4 qui se condense en gouttelettes acides ou en particules solides. Lorsque ces aérosols sont très fins (ϕ<1 μm), ils peuvent pénétrer profondément dans les voies respiratoires, réagissant avec les mucus et diffusant dans les cellules épithéliales. Comme pour le SO_2, on constate alors une diminution de la fonction respiratoire et un effet broncho constricteur. A long terme, ce type de pollution acide est fortement soupçonné d'être un facteur de bronchite chronique.

Les composés organiques

Il existe de très nombreux composés organiques pouvant être présents dans l'atmosphère et liés aux activités humaines. Certains d'entre eux comme l'acétylène, l'éthylène ou le méthane apparaissent inoffensifs de manière directe pour l'organisme. En revanche, trois familles principales (HAM, HAP et aldéhydes) sont réputées dangereuses pour la santé humaine.

Inhalés à de fortes teneurs non rencontrées en environnement général, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM : benzène et ses homologues, toluène et xylènes), provoquent des atteintes du système nerveux central (fatigue musculaire et cérébrale, céphalées, vertiges, troubles de concentration et de mémoire, insomnies). Ce sont également des irritants pour la peau, les yeux et les voies respiratoires. Surtout, le benzène est reconnu, en affectant la moelle osseuse, comme favorisant le risque de leucémie (cancérogène certain pour l'homme).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), très liposolubles, peuvent être absorbés

par le poumon, l'intestin et la peau. Six d'entre eux sont classés par le Centre International de Recherche sur le Cancer comme cancérigènes probables (benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h) anthracène) ou possibles (benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indéno(c,d)pyrène) pour l'homme.

Enfin les aldéhydes (notamment formaldéhyde HCHO et acroléine CH_2CHCHO) apparaissent comme irritants des yeux et des muqueuses respiratoires. Le formaldéhyde est également classé comme probablement cancérogène pour l'homme.

Les particules en suspension

Les particules en suspension constituent une famille très hétérogène de polluants. Leur source d'émission conditionne notamment leur taille, leur composition et les éventuels composés qu'elles transportent. Il apparaît très difficile de reproduire et de contrôler l'ensemble de ces facteurs en laboratoire, sachant que chacun d'entre eux a un impact particulier sur l'organisme. Ainsi, « alors que les travaux épidémiologiques sont légion et impressionnants par la cohérence de leurs résultats, les données expérimentales chez l'homme ou l'animal sont rares et d'interprétation délicate du fait du caractère très composite des particules, qui se prête mal à l'expérimentation » (p. 59, SFSP, 1996).

Lorsque leur diamètre est inférieur à 10 μm (PM10), elles peuvent franchir les filtres naturels de l'organisme tels que le nez et la trachée. Elles pénètrent alors profondément dans l'appareil respiratoire. Les particules fines (ϕ<2,5 μm) et notamment les plus fines, (ϕ<0,5 μm), peuvent quant à elles aller plus avant encore, au niveau des alvéoles pulmonaires, voire passer dans le sang.

Ces particules peuvent provoquer des dommages soit par effet mécanique direct, en bouchant des bronchioles ou en irritant des parois, soit par réactions induites par leur composition chimique (noyaux carbonés issus de combustion incomplète, sulfates, nitrates, sels d'ammonium) et les agents pathogènes qu'elles transportent (notamment des ions métalliques de zinc, fer, cuivre, manganèse, vanadium, plomb, etc). Ces caractéristiques sont bien sûr intimement liées à la source émettrice.

Les particules diesel sont particulièrement concernées ici. D'une part, elles constituent aujourd'hui une part importante des particules des atmosphères urbaines et d'autre part leur finesse (ϕ<0,5 μm) et leur composition chimique les rendraient particulièrement pathogènes. Il est couramment admis par la communauté scientifique que les particules diesel sont responsables de la cancérogénécité expérimentale des émissions diesel (p. 66, SFSP, 1996). Par ailleurs, comme l'ensemble des particules, elles ont un effet irritatif sur les bronches et altèrent la fonction pulmonaire.

Les métaux

Les émissions dans l'atmosphère de plusieurs métaux lourds, ou plus précisément « d'éléments en traces métalliques » (ETM), sont suivies par le Citepa : arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, sélénium et zinc. Hormis pour ce dernier (+8%), les émissions auraient systématiquement baissé en France entre 1990 et aujourd'hui (Citepa, inventaire Secten, 2001).

Parmi tous ces éléments, ce sont surtout le mercure, le plomb et le cadmium qui apparaissent comme les plus dangereux, car ils ne sont nécessaires à aucun processus biologique et sont

uniquement toxiques, entraînant notamment des lésions neurologiques plus ou moins graves. Ils pouvent également s'accumuler dans certaines parties privilégiées de l'organisme, affectant les os (cas du plomb notamment) et différents organes comme le foie et les reins (Miquel, 2001).

Les questions de santé publique liées au mercure sont d'abord liées aux amalgames dentaires utilisés pour traiter les caries. Concernant le plomb, certaines peintures dans les bâtiments vétustes sont en cause, ainsi que jusqu'à ces dernières années les rejets atmosphériques liés au trafic routier. Enfin les principales causes d'exposition au cadmium sont l'alimentation (légumes verts) et, surtout, le tabagisme. Depuis le retrait total du plomb des carburants en 2000, les principales sources d'émissions atmosphériques de ces métaux lourds concernent d'abord l'incinération des déchets, puis la métallurgie et certains traitements industriels spécifiques, comme l'usage du mercure dans l'industrie du chlore.

2.1.2. L'influence globale de la pollution atmosphérique : les études épidémiologiques

L'exposition de la population aux polluants qui viennent d'être présentés et les risques sanitaires qui en découlent restent très difficiles à définir, et surtout à quantifier. De nombreux travaux sur le sujet sont en cours en France dans le cadre du programme Primequal-Prédit.

Tout d'abord les polluants contenus dans l'atmosphère constituent un mélange complexe et mouvant que les expériences contrôlées ne peuvent guère reproduire. A ce titre, les niveaux de concentration de polluants qui sont mesurés et qui servent de référents dans les études épidémiologiques (souvent les particules ou les NOx) ne sont pas tant à considérer comme significatifs en eux-mêmes que comme des indicateurs d'une pollution plus générale.

Par ailleurs, les actions de tel ou tel polluant pris isolément, bien comprises et analysées, peuvent interagir avec celles d'un ou plusieurs autres, conduisant à des synergies mal évaluées. Ensuite les études expérimentales sur l'homme ne permettent d'étudier que les effets réversibles et à court terme. Enfin les niveaux de pollution auxquels sont exposés les populations sont difficiles à mesurer. Les concentrations sont très variables selon le lieu, notamment pour les polluants dits « primaires » (NO, CO, particules) qui restent attachés à leur source d'émission et se diluent progressivement lorsque l'on s'en éloigne. Les polluants « secondaires » (NO_2, O_3, certaines particules) provenant de la transformation des premiers apparaissent plus stables en pollution de fond. Les conditions climatiques jouent un rôle encore plus important en favorisant ou non la dispersion et la formation de ces polluants. Par ailleurs le mode de vie urbain conduit à passer 80 à 90% de son temps en intérieur. L'atmosphère en milieu fermé dépend tout à la fois des sources internes de pollution, dépendant de l'activité abritée par la pièce considérée et de la pollution extérieure, qui va pénétrer de manière variable en fonction du taux d'aération de la pièce, du degré d'humidité de l'air et des caractéristiques du polluant. Sur ces deux points (pollution extérieure, pollution intérieure) nous renvoyons aux excellentes synthèses proposées Christian Renaudot et Yvon Le Moullec dans (Chanel et *al*, 2001).

Tableau 1 : Taux de pénétration des polluants atmosphériques dans des locaux fermés

	Source	Concentration intérieure/extérieure *(par rapport à une situation sans source intérieure)*
Ozone	Extérieur : trafic auto, à partir des émissions de NO_x	0,35 en locaux non climatisés 0,15 en locaux climatisés *Rq* : ces valeurs moyennes peuvent fortement varier lors des pointes d'ozone (forte chaleur) notamment dans locaux non climatisés.
SO_2	Extérieur : industrie	0,1 – 0,4
Benzène	Extérieur : trafic automobile Intérieur : cigarette, produits ménagers ou de bricolage	1
CO	Extérieur : trafic automobile Intérieur : chauffage (air, eau), cuisinière au gaz, cigarette	1
NO_2	Extérieur : trafic automobile Intérieur : combustion domestique d'abord, tabagisme ensuite	0,4 – 0,8
Particules	Extérieur : industrie, trafic automobile (notamment particules fines des diesel) Intérieur : tabagisme d'abord, cuisson des aliments ensuite	Niveaux intérieurs équivalents ou plus faibles que ceux de l'extérieur
Polluants intérieurs : radon, fibres naturelles ou synthétiques, ammoniac, aldéhydes.		

Rq : le rapport entre concentration intérieure et extérieure, s'il n'y a pas de source interne, fournit une indication des possibilités de pénétration des polluants à l'intérieur des bâtiments. S'il est de 1 (benzène, CO) il n'y a apparemment pas de barrière réelle.

A partir de Le Moullec, in Chanel, Vergnaud 2001

Il existe aujourd'hui des tentatives de reconstitution des expositions des personnes, regroupées en grandes catégories selon leur mode de vie, soit en équipant des individus témoins de capteurs qu'ils portent plusieurs jours d'affilée, soit indirectement par reconstitution des schémas d'activité et repérage des concentrations dans les différents lieux de passage. Le programme Primequal Prédit devrait là encore fournir des éléments importants concernant l'exposition de la population française aujourd'hui.

Les épidémiologistes ont dépassé ce problème en menant des études de corrélation entre les concentrations de polluants indicateurs, et des indicateurs sanitaires tels que les nombres de décès ou d'hospitalisations pour problèmes cardiaques ou respiratoires. Les facteurs explicatifs des liens observés sont moins bien maîtrisés que dans le cas des études expérimentales ou cliniques.

Mais les liaisons mises en évidence entre les changements dans les niveaux de pollution et les évolutions des indicateurs sanitaires dans les heures et les jours qui suivent sont suffisamment fortes et récurrentes pour qu'elles soient aujourd'hui bien acceptées. A court terme, les effets ainsi mesurés concernent surtout les problèmes respiratoires ou cardiovasculaires. Par exemple les travaux du projet APHEA menés simultanément dans plusieurs villes européennes permettent de bien faire ressortir les impacts sanitaires de différents types de pollution.

Tableau 2 : liens entre les polluants et les hospitalisations quotidiennes pour cause respiratoire
Risque relatif pour une augmentation de 50 µg/m³ d'un polluant donné

Polluant (moyenne quotidienne)	Villes	Tranche d'âge (ans)	Risque Relatif	Intervalle de confiance à 95%
SO_2	L,A,R,P,M	15-64	1,009	0,992-1,025
		65 et plus	1,020*	1,005-1,046
Fumée noire	L,A,R,P	15-64	1,028*	1,006-1,051
		65 et plus	1,020	0,996-1,046
Particules en suspension	A,R,P	15-64	1,010	0,989-1,031
		65 et plus	1,016	0,994-1,039
NO2	L,A,R,P	15-64	1,010	0,985-1,036
		65 et plus	1,019	0,982-1,060
Ozone (moyenne 9h/17h)	L,A,R,P	15-64	1,031*	1,013-1,049
		65 et plus	1,038*	1,018-1,058

*Significatif à 5% A=Amsterdam, L=Londres, M=Milan, P=Paris, R=Rotterdam

Lecture : une augmentation de 50 µg/m3 des niveaux des indicateurs de pollution s'accompagne d'un excès variant de 0,9 à 3,8% des admissions hospitalières chez les adultes ou les personnes âgées de plus de 65 ans

étude APHEA, Wilson et al., 1996

Tableau 3 : liens entre les polluants et la mortalité journalière spécifique
Risque relatif pour une augmentation de 50 µg/m³ d'un polluant donné

Mortalité	Polluants	Villes°	Risque Relatif	Intervalle de confiance à 95%
Cardio-vasculaire	FN moy-24h	4	1,02*	1,01-1,04
	SO2 moy-24h	5	1,04*	1,01-1,06
	NO2 max-1h	4	1,01	1,00-1,01
	O3 max-1h	4	1,02	1,00-1,03
Respiratoire	FN moy-24h	4	1,04*	1,02-1,07
	SO2 moy-24h	5	1,05*	1,03-1,07
	NO2 max-1h	4	0,99	0,98-1,01
	O3 max-1h	4	1,04*	1,02-1,06

°Barcelone, Londres, Lyon, Milan, Paris

*Significatif à 5%

Lecture : une augmentation de 50 µg/m³ des niveaux des indicateurs de pollution s'est accompagnée d'un excès de la mortalité pour cause cardiaque de 1 à 4%, et de 4 à 5% de la mortalité respiratoire, à l'exception de l'indicateur NO_2

étude APHEA, Quénel et al., 1998

Si les revues de la littérature (SFSP, 1996 ; CADAS, 1999 ; Médina, 2000) soulignent la convergence des résultats en matière d'impacts à court terme de la pollution atmosphérique, il en va autrement des effets à long terme, pour lesquels les études, beaucoup plus lourdes, sont évidemment plus rares.

En terme d'impacts sur la morbidité, l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique accroît les risque de maladies respiratoires et cardio-vasculaires ; elle apparaît aussi sensibiliser aux allergènes et favoriser l'apparition des cancers du poumon (Médina, 2001).

Cependant, même si ces impacts sur la morbidité sont loin d'être négligeables, c'est sur l'accroissement des risques de mortalité que les enjeux apparaissent très importants.

En effet la mortalité à court terme, provoquée par des pics de pollution, concerne principalement des personnes déjà très fragilisées. Les décès pour cause respiratoire apparaissent anticipés de quelques jours ou quelques semaines ; par contre ceci serait beaucoup moins vrai pour les morts cardiaques, qui se jouent en tout ou rien (infarctus), et pour lesquelles la durée de vie perdue peut être beaucoup plus conséquente. L'Institut de Veille Sanitaire estime qu'en 1999, si on avait pu ramener le niveau de pollution des 90 jours les plus pollués de l'année à celui des 90 jours les moins pollués, 265 morts prématurées liées aux impacts à court terme auraient été évitées dans 9 grandes villes françaises (Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Rouen, Strasbourg Toulouse et Paris, soit 10 millions d'habitants concernés – Prouvost et al. 2000).

Sur le long terme, l'exposition cumulée pendant plusieurs années à une pollution atmosphérique de fond semble avoir un impact sanitaire beaucoup plus fort. Ainsi une étude d'évaluation de risque commanditée par l'OMS a conduit à transposer les résultats de deux études épidémiologiques américaines au contexte européen, et plus particulièrement à l'Autriche, la Suisse et la France[9]. Pour cette dernière, l'estimation qui en découle est que le niveau de pollution atmosphérique de la France de 1995 engendrerait sur le long terme 31 700 décès prématurés par an, chaque personne concernée perdant 10 ans d'espérance de vie en moyenne. Il y a là un changement d'échelle radical dans l'évaluation des risques sanitaires entre court et long terme. Les débats sur la pertinence de ces résultats sont vifs et l'autorité publique a préféré demander des études complémentaires avant de se prononcer (CGPC, 2001). Les éléments de discussion autours de ces travaux reposent essentiellement sur deux points :

- la validité des études américaines : la reconstitution des expositions à la pollution cumulées sur le long terme, la mise en évidence et le contrôle des facteurs de confusion, le choix des outils statistiques pour traiter l'information, constituent autant d'exercices délicats qui peuvent être discutés. Une réanalyse indépendante (HEI, 2000) des deux études en question a été réalisée, sans modifier fondamentalement leurs conclusions[10].
- la transférabilité des données américaines au contexte européen, sachant que la pollution atmosphérique n'est pas de même nature, notamment concernant les particules de moins de 10 μm qui servent d'indicateur de référence (plus acides aux USA, plus carbonées en Europe). Ceci pose problème pour la caractérisation de la pollution actuelle et de ses effets, mais complique aussi l'exercice de reconstitution des expositions sur le long terme.

  Enfin, la manière spécifique dont l'étude OMS a repris et transféré les résultats sur la France, la Suisse ou l'Autriche est bien évidemment également susceptible d'être

[9] Cette étude dite « OMS » a donné lieu à la publication en 1999 de trois rapports disponibles sur le site européen de l'OMS (http://www.who.dk/London99/welcome.htm). Deux synthèses peuvent être proposées au lecteur intéressé : voir Primequal (2000), ainsi qu'un article du *Lancet,* N Künzli, et al. (2000).

[10] Les deux études américaines utilisées portent respectivement sur 8000 adultes suivis pendant 14 et 16 ans dans six villes américaines (étude dite « Harvard Six-Cities ») et sur 500 000 adultes vivant dans 151 zones aux Etats-Unis suivis pendant 7 années (étude pour le compte de l'American Cancer Society, ACS) : cf. Dockery D, Pope A, Xu X, et al. , 1993, et Pope C, et al. 1995.

Elles ont été réévaluées par le HEI : Health Effects Institute, 2000.

Enfin une 3ème étude américaine souvent citée, dite étude AHSMOG (pour Seventh-day Adventists Health Study on Smog), porte sur plus de 6000 adultes non fumeurs en Californie suivis pendant 15 ans, et va dans le même sens que les deux précédentes : cf. Abbey DE 1999.

discutée.

Les effets à long terme apparaissent donc jouer un rôle clé dans l'évaluation des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique. Notre travail n'a pas les moyens de juger de la pertinence des quelques résultats obtenus jusqu'à maintenant. Tout au plus peut-on souligner que les études sur ce thème sont rares et qu'a priori peu de résultats nouveaux sont à attendre dans les années qui viennent (*cf*. encadré)[11].

Il nous semble par contre que le recours au principe de précaution est tout à fait adapté à une telle situation d'incertitude face à des risques sanitaires non négligeables. Ainsi par exemple les autorités suédoises, sur les bases d'une étude identique appliquée au cas de la Suède, fournissant le même type de résultats et se prolongeant par les mêmes débats qu'en France, ont décidé par précaution d'intégrer ces résultats dans leurs outils d'évaluation des projets publics (*cf*. 3ème chapitre).

Encadré 2 : les effets à long terme de la pollution atmosphérique

Dans le cadre du programme Priméqual-Prédit, Anne Deloraine (CAREPS) et Claire Ségala (SEPIA) tirent un bilan des premières études épidémiologiques sur les effets sanitaires à long terme de la pollution atmosphérique (Deloraine, Ségala, 2001)[12]. Nous en proposons ici quelques extraits :

1/ Quels effets ?

Mortalité toutes causes

Dans les deux premières études de cohorte (études américaines « Harvard six cities » et « ACS »), des risques relatifs de l'ordre de 1,15 à 1,30 sont associés à des écarts de concentrations particulaires de 20 à 25 $\mu g/m^3$ entre villes (risques les plus élevés avec les PM2,5). L'étude ASHMOG confirme des résultats, avec un risque relatif de 1,12 pour des différences d'exposition aux PM10 correspondant à 43 jours par an dépassant 100 $\mu g/m^3$.

Une question souvent posée est celle de la prématurité des décès: les décès observés le sont-ils uniquement chez des personnes à l'agonie et cet excès de décès est il compensé par une diminution du risque dans les jours qui suivent? Des études toutes récentes, avec celles sur les effets des expositions chroniques, commencent à apporter des réponses. En fait, la prématurité des décès différerait selon la cause de mortalité, de quelques jours à quelques mois pour les décès liés aux bronchopathies chroniques obstructives, mais de plusieurs mois, voire années pour les décès liés aux cardiopathies ischémiques.

Comme pour les effets à court terme, quelques études rapportent des associations entre l'exposition chronique aux polluants et la mortalité infantile.

[11] Signalons l'étude de cohorte de Hoek G. et al. (2000) réalisée aux Pays-Bas sur 5000 personnes suivies pendant 10 ans (citée par Médina, 2001).

Par ailleurs, on peut signaler deux études suisses :
L'étude SAPALDIA (Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases In Adults) a étudié 10 000 adultes dans huit zones contrastées quant aux niveaux de pollution, puis suivi pendant un an 150 sujets symptomatiques dans chacune des zones. Voir par exemple Zemp E et al., 1999.
L'étude SCARPOL a elle, porté sur 4500 enfants dans 10 régions contrastées. Braun-Fahrlander C et al., 1997.

Enfin une étude française est en cours dans le cadre du programme Priméqual. C'est une étude longitudinale menée par le professeur Tessier au Laboratoire Santé Travail Environnement (ISPED Université Victor Segalen – Bordeaux). Elle porte sur la mortalité au cours d'une période de 20 ans chez 20 000 adultes ayant été examinés en 1975 dans le cadre de l'enquête coopérative PAARC (Pollution Atmosphérique et Affections Respiratoires Chroniques) et vivant dans des zones contrastées du point de vue des concentrations de polluants. Cette seconde phase de l'enquête PAARC porte sur la mortalité toutes causes, la mortalité cardio-vasculaire et respiratoire. Il s'agit de la première étude française qui apportera des informations sur les effets à long terme de la pollution atmosphérique, et s'intéressera notamment aux sujets atteints d'asthme. Les résultats définitifs ne sont pas encore publiés.

[12] Deloraine, Ségala, 2001.

Effets respiratoires

Dans les études de cohorte, les auteurs ont le plus souvent retenu les décès pour les causes cardiorespiratoires combinées, avec des risques autour de 1,30 pour les villes les plus polluées. Les résultats des études de comparaison géographique qui avaient montré une altération de la fonction pulmonaire dans les zones les plus polluées, sont confirmés dans l'étude SAPALDIA et dans l'étude AHSMOG, avec une diminution de la fonction plus importante chez les hommes. Dans cette dernière étude, les particules sont aussi liées à l'incidence et à l'aggravation de la bronchite chronique.

Allergies et asthme

Une seule étude de cohorte, l'étude AHSMOG a pour l'instant montré une augmentation de l'incidence de l'asthme en relation avec l'exposition chronique à l'ozone, mais uniquement chez les hommes. Suite aux premières études comparant les deux Allemagnes, une nouvelle étude a été réalisée en ex-Allemagne de l'est pour juger de l'évolution des prévalences des affections allergiques entre 1990 et 1996: le rhume des foins et l'atopie (sensibilisations aux pollens et acariens) ont augmenté, alors que les concentrations annuelles de polluants sont passées respectivement de: SO2 103 $\mu g/m^3$ à 23, particules 77 $\mu g/m^3$ à 70 et NO2 33 $\mu g/m^3$ à 48. Il semble donc actuellement que, plus que les niveaux de pollution, la nature de la pollution rencontrée dans les pays occidentaux (photooxydants, particules fines) et les interactions avec les allergènes de l'environnement intérieur plus présents à l'Ouest, méritent une analyse plus approfondie, d'autant que certaines études récentes ont mis en évidence des associations entre pathologies allergiques et intensité du trafic routier.

Tumeurs

L'étude ACS dans les 151 villes trouve un risque plus élevé de décès par cancer pulmonaire dans les villes les plus polluées par les sulfates, mais comme pour l'étude des six-cities, pas de risque significativement augmenté avec les PM2,5. L'étude AHSMOG a montré après ajustement sur les expositions professionnelles et sur la pollution à l'intérieur des locaux, une augmentation de l'incidence des cancers du poumon en relation avec la vie dans des zones caractérisées par de plus fortes concentrations de SO2 et PM10.

Outre les résultats des cohortes américaines, une étude cas-témoins, conduite sur tous les cas de cancers du poumon enregistrés entre 1985 et 1990 dans l'agglomération de Stockholm et y ayant résidé de façon stable depuis 1950, trouve un risque relatif pour le décile le plus élevé de l'exposition au NO2 enregistrée 20 ans auparavant, de 1,4, après ajustement sur le tabagisme, le statut socio-économique, le radon au domicile et les expositions professionnelles. En comparaison, les risques associés au tabac vont de 6,2 à 34,6 selon l'intensité et la durée du tabagisme.

Effets cardio-vasculaires

Dans l'étude de cohorte ACS, un accroissement de 10 $\mu g/m^3$ des niveaux de particules ou de sulfates est associée à une augmentation de l'ordre de 12% de la mortalité cardio-vasculaire. Très peu de travaux à notre connaissance se sont intéressés aux effets cardio-vasculaires des expositions chroniques.

Autres effets

Des études trouvent un impact néfaste de la pollution avec le petit poids de naissance, les accouchements prématurés, la croissance fœtale et même la fécondité.

2/ Validité et causalité des relations épidémiologiques mises en évidence

Durant la période 1995-1997, certains ont remis en cause la validité et la causalité de la relation entre santé et pollution atmosphérique. Il est important de souligner que de nombreuses revues critiques de la littérature, des réanalyses conduites par le Health Effect Institute et de récents travaux méthodologiques ont tenté de répondre point par point aux détracteurs et apportent des arguments solides pour considérer les relations mises en évidence comme étant valides et causales.

De nombreuses études épidémiologiques ont donc observé des relations statistiquement significatives entre l'exposition aux polluants atmosphériques et différents indicateurs de santé, dont la mortalité, dans des contextes très différents, alors même que les normes de qualité de l'air en vigueur n'étaient pas dépassées. La causalité de cette relation constitue un enjeu important pour la prévention, en raison de l'importance de la population exposée.

Avant de juger de la causalité d'une relation mise en évidence dans une étude épidémiologique, il est nécessaire de **savoir si la relation est valide**, c'est-à-dire si la relation existe réellement. En épidémiologie, on ne peut le plus souvent utiliser le schéma expérimental, et on procède avec des études d'observation, c'est-à-dire sans contrôle par le chercheur du facteur d'exposition et sans randomisation entre les sujets. De ce fait, le savoir-faire

de l'épidémiologiste est primordial pour éviter les biais, c'est-à-dire des distorsions des résultats. A côté du simple hasard, plusieurs types de biais peuvent exister : les biais de sélection, les biais de classement dus aux erreurs de mesure et les biais de confusion. Les erreurs de mesure de l'exposition et les biais de confusion sont les plus débattus dans les études écologiques temporelles.

Plusieurs questions se posent à propos de la mesure écologique de l'exposition par des capteurs fixes : (i) l'homogénéité spatiale de la pollution ambiante, (ii) la représentativité des mesures agrégées à l'échelon individuel, (iii) les erreurs de mesure. A ces trois points, les observations suivantes peuvent être apportées : (i) il est bien sur souhaitable que l'homogénéité spatiale soit vérifiée, grâce à un réseau suffisamment important de stations de fond; (ii) il a été montré que les variations journalières des indicateurs d'exposition ambiante sont corrélées aux variations journalières des mesures d'exposition à l'échelon individuel ; (iii) les erreurs de mesure potentielles ne peuvent surestimées la relation trouvée.

En ce qui concerne les biais de confusion, il est clair que l'efficacité du contrôle de l'effet de confusion des variables météorologiques est cruciale. De nombreuses stratégies d'analyses ont été utilisées et des études ont été réalisées sous des climats variés, sans pour cela influencer l'existence d'une relation avec les polluants.

Une fois la relation considérée comme valide, la question est de **savoir si celle-ci est causale**. Hill a proposé 8 critères pour tenter de distinguer entre les relations causales et non causales: force, constance, spécificité, temporalité, gradient exposition-effet, plausibilité, cohérence et preuves expérimentales. Il est important de noter que seul le critère de temporalité est une condition *sine qua non* de causalité, la cause doit précéder l'effet ; aucun autre critère n'est indispensable pour conclure à la causalité d'une relation. La plupart des critères de causalité sont réunis, notamment la constance, la temporalité, le gradient exposition-effet et la cohérence. Le fait que l'excès de risque soit faible au niveau individuel (force) n'est pas un argument suffisant pour réfuter la causalité. Le fait que tous les mécanismes d'action (plausibilité) ne soient pas encore complètement compris ne suffit pas non plus à réfuter la vraisemblance de l'effet, d'autant que les progrès sont rapides dans ce domaine.

3/ Extrait de la conclusion :

Quels sont les effets des expositions prolongées ou répétées au cours de la vie ? Des avancées ont été faites. Les résultats disponibles auparavant étaient basés quasi-exclusivement sur des études transversales, or ces études comparant l'état de santé de population exposée à des niveaux différents de pollution sont sujettes à de nombreux biais. Les résultats de la première étude de cohorte publiés en 1995 ont été confortés par deux nouvelles études. Elles ont mis en évidence un lien entre exposition prolongée au cours de la vie et mortalité d'une part, pathologies respiratoires chroniques d'autre part (à l'exception de l'asthme). D'autres études sont en voie d'achèvement, dont l'étude française soutenue par le programme Priméqual.

2.2. La pollution atmosphérique affecte aussi la faune et la flore, les bâtiments et la visibilité

En plus d'affecter la santé humaine, la pollution de l'air a d'autres impacts, sur la faune et la flore, sur les bâtiments ainsi que, parfois, sur la perception sensible que nous avons de l'atmosphère à travers les odeurs ou la visibilité.

2.2.1. La pollution régionale de l'ozone

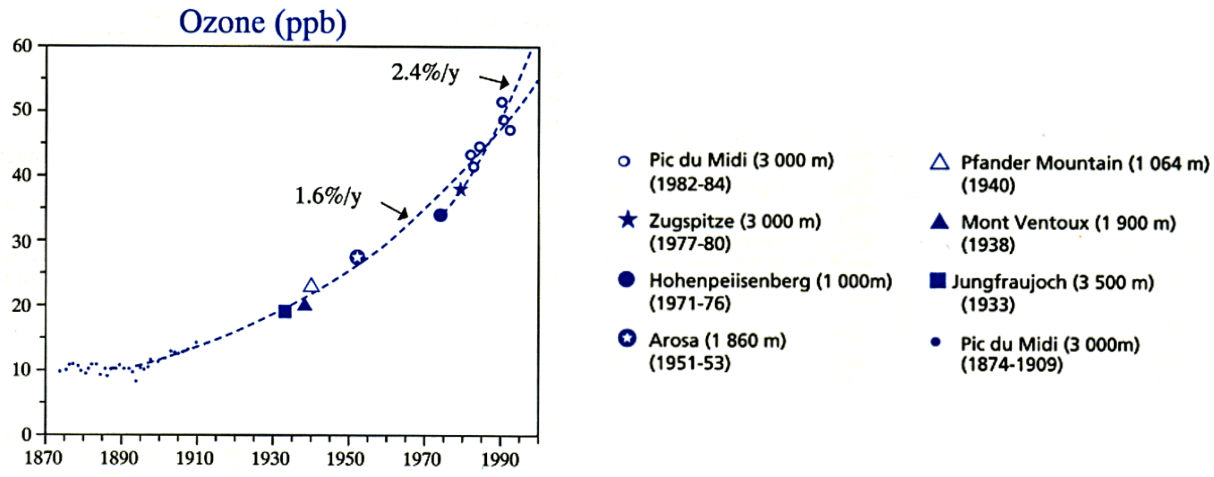
Comme l'ozone n'est pas directement émis mais provient des interactions entre NO_x, composés organiques volatiles et rayonnement solaire, le temps de sa formation fait que ses teneurs sont souvent beaucoup plus importantes à 40 ou 60 kilomètres des lieux d'émissions des polluants primaires : les pics de pollution à ce composé sont toujours enregistrés sous le vent des agglomération, en grande périphérie ou dans des espaces naturels proches.

Notons également que même si il est difficile aujourd'hui d'apprécier l'évolution des pics de pollution liés à ce polluant (*cf.* graphique 1, chapitre introductif), sa croissance de fond à long terme apparaît très nette, avec une accélération au cours des années quatre-vingt / quatre-vingt-dix que les efforts actuels sur les technologies automobiles permettront, espérons-le, de stopper. Avec des teneurs de fond de 50-60 ppb, « on s'approche donc, même hors des zones

urbanisées, de la concentration de 100 ppb souvent considérée comme représentant une limite au-delà de laquelle l'exposition chronique est néfaste pour la santé » (Kandel, 2000).

Cette croissance continue des teneurs de fond alors que les émissions des polluants précurseurs sont aujourd'hui à la baisse peut se comprendre en observant leurs évolutions sur une échelle de temps long. Part exemple les estimations d'émissions de NO_x par le Citepa remontent à 1960 : pour une base 100 à cette date, les émissions auraient connu un plateau maximal situé entre 240 et 210 dans les années 80, avant de redescendre aujourd'hui à un niveau de 175 (Citepa, 2001, p. 18. *cf.* graphique 2 de ce rapport). Rien n'indique que la baisse actuelle soit encore suffisante pour que la formation d'ozone de fond soit stoppée – d'autant plus que l'échelle géographique de la nation reste sans doute trop restreinte.

Graphique 4 :
Evolution de l'ozone dans l'atmosphère libre au dessus de l'Europe de l'Ouest durant le 20ème siècle
déduite des mesures effectuées au Pic du Midi et dans diverses stations européennes d'altitude.



© CNRS- URA 354, Université Paul Sabatier, 31062 Toulouse Cedex.
http://www.cnrs.fr/dossiers/dosclim/rechfran/4theme/chimieatmo/gdeimghtml/1p10.html

L'oxydation des plantes par l'ozone va provoquer des nécroses sur leur feuillage et perturber la photosynthèse. Leur résistance et leur croissance s'en trouve affectées, de manière différenciée selon les espèces, certaines comme le mélèze ou le tabac apparaissant très sensibles, par opposition à d'autres comme l'épicéa ou le chêne pédonculé qui le sont beaucoup moins. Les espèces naturelles ne sont pas les seules touchées, les productions agricoles se trouvent également concernées puisqu'on estime par exemple qu'au début des années 90 les pertes de rendements due à l'ozone pour le blé tendre en Ile-de-France étaient comprises entre 10 et 25% suivant la zone considérée (Ademe, 1997).

L'action de l'ozone, en se rajoutant à d'autres facteurs défavorables comme les sécheresses ou la pauvreté des sol, participe ainsi au dépérissement constatée de certaines zones forestières. Il accélère aussi l'oxydation des NO_x et du SO_2 en sulfates et nitrates et favorise donc les dépôts acides.

Enfin l'ozone a une action négative sur les matériaux en dégradant et en craquelant les joints et revêtements en caoutchouc. Son action peut être sensible même à de très faibles teneurs de l'ordre de 10 ppb.

2.2.2. Les pluies acides

Les émissions de soufre ou d'oxydes d'azote peuvent se transformer directement en dérivés acides (acide sulfurique H_2SO_4 ou nitrique HNO_3) en réagissant avec l'humidité de l'air ou en particules, sulfates ou nitrates, susceptibles d'être transportées sur de très longues distances et abandonnées sous formes de dépôts secs avant d'être redécomposées en acides[13].

La quantité maximale de composés acidifiants tolérée sans effets irréversibles sur l'écosystème (charge critique, souvent mesurée en kg par hectare et par an) est très variable selon la nature du terrain récepteur : dans les sols calcaires, l'acidité est neutralisée et les dommages sont réduits, ce qui n'est pas le cas dans les sols granitiques ou sablonneux.

Les lacs et cours d'eau, qui recueillent les eaux de ruissellement, sont les premiers touchés par ce phénomène : c'est en Suède dès les années soixante que l'impact à longue distance des émissions soufrées a été mis en évidence en constatant que l'acidification des lacs était liée au chauffage et aux activités industrielles en Grande-Bretagne. La fonte des neiges, en montagne et dans les pays du nord, constitue une période critique durant laquelle plusieurs mois de dépôts acides sont concentrés et se déversent dans les cours d'eau, détruisant alors faune et flore aquatiques.

S'agissant des forêts, les dépôts acides, qui peuvent déjà endommager feuillages et écorces, affectent également les racines des plantes, réduisant leur capacité à se nourrir et à se protéger des maladies et des parasites. Les arbres les plus touchés sont les conifères et les résineux et l'impact de l'acidification apparaît d'autant plus sensible que d'autres facteurs ont pu jouer en synergie (pauvreté des sols, sécheresse, pollution à l'ozone, etc.). La France, qui apparaît relativement préservée, compte cependant 600 000 hectares de forêts concernées à des degrés divers, notamment dans les Vosges, le Jura et les Alpes du Nord. Par contre en Suède 10 millions d'hectares sont touchés, en Allemagne 7 millions et en Finlande 5 millions. Le massif des Carpathes en Europe Centrale est également sévèrement touché.

Par ailleurs l'acidification du sol contribue à libérer des ions métalliques (aluminium notamment) qui sont ensuite concentrés par les plantes ou drainés par les eaux : en remontant et en se concentrant le long de la chaîne alimentaire, ils affectent la faune des écosystèmes concernés.

Enfin les bâtiments subissent également des dommages liés aux dépôts acides. La pierre à chaux, le marbre ou le grès sont particulièrement vulnérables ; des matériaux utilisés dans les constructions modernes comme l'acier au carbone, le nickel, le zinc, le cuivre, la peinture et certains plastiques sont également sensibles. Les dommages provoqués sur les monuments anciens sont plus particulièrement préjudiciables, en affectant de manière irrémédiable notre patrimoine culturel.

Pour terminer sur ce thème de l'acidité de l'air, il faut enfin souligner les progrès enregistrés

[13] De manière directe ou indirecte, cette partie s'inspire de plusieurs lectures dont notamment du *Dictionnaire de l'Ecologie*, 2000, du rapport Etchélécou, 2001.
Deux sites particulièrement bien documentés et accessibles ont été utilisés et peuvent être recommandés :
Le site du ministère de l'environnement canadien : http://www.cc.gc.ca/pluiesacides
Le Department for Environment, Food and Rural Affairs anglais consacre une partie de son site à une « encyclopédie de l'environnement atmosphérique » accessible en français :
http://www.doc.mmu.ac.uk/aric/eae/french/french.html

au cours des dernières années. L'indice d'émissions acides[14] du Citepa est ainsi passé de 192 à 101 entre 1980 et 2000 en ce qui concerne les niveaux émis en France – tout en gardant à l'esprit que certaines zones industrielles restent encore fortement émettrices, que ces pollutions se transportent sur de longues distances (les dépôts acides de l'est de la France dépendent en partie des émissions en Allemagne et en Europe Centrale) et que la sensibilité des lieux (écosystèmes, architectures) à ce type de pollution est très variable.

2.2.3. Les dégradations liées aux particules

Même lorsqu'elles ne sont pas acides (cas qui renvoie aux paragraphes précédents), les pollutions aux particules peuvent avoir de nombreuses conséquences néfastes.

Tout d'abord les suies et fumées noires provoquent des salissures et dépôts noirâtres sur les façades des bâtiments, dégradant ainsi leur esthétique architecturale. La perte d'attractivité commerciale et touristique des zones touchées conduit à leur dévalorisation ou oblige à de coûteuses opérations de nettoyage et de réhabilitation.

Elles affectent également la transparence de l'air et diminuent la visibilité. En été, le pouvoir de réflexion des bâtiments et des asphaltes surchauffent l'air et provoquent un mouvement ascensionnel au dessus de la ville : les polluants se trouvent emmenés vers le haut (avant de redescendre et d'être rebrassés dans l'atmosphère urbaine) et le dôme de pollution ainsi créé est souvent tout à fait visible, fond nuageux jaune gris qui flotte au dessus des grandes agglomérations, du fait des particules transportées.

3. Des dommages à la perception des dommages par la population

La perception de la pollution de l'air en général, et de celle due aux moyens de transport en particulier, a été abordée maintes fois en France depuis une dizaine d'années dans les enquêtes d'opinion. Les grandes thématiques couvertes portent plus précisément sur la pollution de l'air en tant que préoccupation environnementale, mais aussi en tant que risque voire danger pour la santé de la population. Elles concernent également la connaissance et les informations en matière de pollution de l'air ainsi que les actions (individuelles et collectives) en faveur d'une amélioration de la qualité de l'air. Une grande partie des principaux résultats de ces enquêtes a été rassemblée récemment par l'IFEN dans un document de synthèse sur la sensibilité écologique des Français (Ifen, 2000). C'est principalement à partir de ce document que l'analyse qui suit a été menée.

3.1. La qualité de l'air : une des principales préoccupations environnementales

La qualité de l'air est une des principales préoccupations environnementales des Français (selon l'année, 70 à 74 % se disent très préoccupés). Cependant, selon l'IFEN, les transports et plus particulièrement l'automobile n'est aux yeux des Français qu'assez faiblement

[14] L'Indicateur Acide Equivalent (Aeq) du Citepa est calculé sur la base de la part en masse des ions H^+ des émissions de SO_2, NO_x et NH_3 – les autre substances acides, comme par exemple le chlore apparaissant trop marginales pour modifier les calculs. Les indices d'équivalences sont : 0,031 pour SO_2, 0,0217 pour NO_x et 0,0588 pour NH_3. Citepa 2001, p ; 76

responsable de la pollution de l'air (38 %) en comparaison aux usines (76 %). La perception de cette nuisance diffère ainsi selon son origine, mais aussi en fonction de l'actualité médiatique.

Ces préoccupations sont très fortement ressenties dans les grandes villes. D'ailleurs les plaintes dues à la pollution sont très liées à la vie urbaine. En d'autres termes, plus la densité urbaine est forte, plus les individus déclarent souffrir des effets liés à la pollution de l'air.

Néanmoins les Français ne sont pas insensibles aux conséquences environnementales du développement du réseau routier et des trafics. L'enquête du CREDOC de 1990 révèle que près de 88 % des Français considèrent que l'accroissement de la circulation routière a des conséquences néfastes sur l'environnement, et de façon prioritaire sur le cadre de vie des riverains (27 %), sur le paysage (28 %) et sur la qualité de l'air (23 %) (Martin, 1991).

3.2. Quels dommages perçus ?

Les effets perçus de la pollution de l'air sont en priorité ceux sur la santé. En 1997, 72 % des Français estiment que la pollution de l'air peut présenter des risques importants pour la santé des gens. Ce taux a toujours dépassé 69 % depuis cette date (Hatchuel, Ortalda, 2000). Ces risques importants sont ressentis par l'ensemble des catégories sociales et de façon plus marquée par les habitants des grands centres urbains et aussi ceux qui affichent une certaine sensibilité aux questions écologiques. Cependant, seulement 40 à 45 % d'entre eux disent avoir subi ou ressenti des gênes ou troubles liées à la pollution atmosphérique soit environ 1 Français sur 3 et même plus chez ceux qui se déclarent en mauvaise santé. On notera aussi une influence importante du milieu socio-culturel.

Toujours en 1997, 16 % des Français disent qu'ils ont rencontré des difficultés respiratoires ayant, selon eux, pour origine la pollution de l'air. Cette proportion est plus importante dans les grandes villes (34 % à Paris) que dans les moyennes et petites villes (10 % dans les villes de moins de 100 000 habitants). Les personnes ayant déjà vécu cette expérience sont d'ailleurs plus convaincues de l'importance des conséquences de la pollution de l'air sur la santé.

Ces inquiétudes sont confirmées dans une enquête menée en 1999 sur la ville d'Amiens qui révèle que 3/4 des personnes interrogées considèrent que la pollution de l'air peut provoquer des cancers et 1/4 des troubles respiratoires graves (Lagrange et *al*., 2000). Cependant seulement 14 % des personnes interrogées considèrent que la pollution de l'air constitue un danger très important pour leur santé personnelle. Il y a là un décalage entre la préoccupation générale à l'égard de la pollution atmosphérique et l'inquiétude pour soi.

La pollution atmosphérique est aussi perçue comme une des menaces les plus importantes pour la forêt. En 1996, ce sentiment était partagé par près de 50 % de la population française.

3.3. Les Français se sentent-ils bien informés ?

En 1998, environ 1/4 des Français estimait qu'on leur disait la vérité sur les risques que représentait la pollution de l'air en général. Ce manque de confiance dans l'information reste donc important et concerne aussi la pollution due à l'automobile puisqu'en 1997, seulement 30 % des Français estimaient qu'on leur disait la vérité sur les dangers de la pollution

d'origine automobile.

3.4. Quelles attitudes vis-à-vis de la pollution de l'air ?

Comme le souligne le CREDOC (Hatchuel, Ortalda, 2000), on distingue 4 attitudes dominantes vis-à-vis de la pollution de l'air : les anxieux qui s'avouent soucieux de la pollution de l'air sans pour autant avoir ressenti personnellement ses effets ; les victimes qui non seulement sont inquiets, mais aussi ont personnellement ressenti les effets ; les insatisfaits de l'information qui ne sont pas vraiment persuadés des effets de la pollution de l'air mais déclarent être insuffisamment informés ; enfin, les confiants qui, tout en n'ayant pas subi les effets de la pollution de l'air, reconnaissent leur existence mais sont satisfaits de l'information qu'ils détiennent.

3.4. Les craintes pour les générations futures

Comment s'inscrivent les préoccupations vis-à-vis de la pollution de l'air dans le futur ? A cette question, les Français répondent par une forte inquiétude puisque 70 % d'entre eux considèrent que dans cinquante ans (enquête 1996) la pollution de l'air présentera encore un danger pour les populations. Autrement dit, les Français ne pensent pas que la situation jugée actuellement préoccupante va s'améliorer de façon significative dans le long terme.

4. Conclusion

Les impacts de la pollution atmosphérique concernent, nous l'avons vu, la santé humaine, les bâtiments, l'agriculture comme les écosystèmes. La diversité des types de polluants émis et des récepteurs potentiels conduit à une extrême complexité des processus à suivre et à décrire, d'autant plus qu'il est nécessaire de jouer avec des échelles géographiques et temporelles très différentes pour faire ressortir les enjeux qui y sont liés.

Les indicateurs de la pollution fournissent une image globalement positive des évolutions, tant au niveau des concentrations mesurées que des émissions estimées, passées et futures. Il reste malgré tout (il restera toujours !) des zones d'incertitudes qui mériteraient d'être mieux éclairées. L'évolution des particules les plus fines, de diamètre inférieur à 1 μm, ainsi que des concentrations d'ozone de fond en constituent deux exemples, bien entendu non exhaustifs.

Il apparaît, compte tenu des connaissances actuelles, que les impacts à long terme sur la santé humaine constituent l'enjeu majeur. Les travaux épidémiologiques dans le domaine peuvent bien entendu être discutés. Mais compte tenu de leurs résultats et de l'ampleur des risques, il nous semble difficile de ne pas faire jouer le principe de précaution pour les prendre en compte dans les décisions publiques ayant un effet sur la pollution atmosphérique.

Il faut aussi insister sur l'idée que ces enjeux ne sont pas simplement objectivables par des mesures physiques, biologiques ou épidémiologiques des polluants et de leurs impacts. Ils relèvent aussi des représentations collectives des risques environnementaux ainsi que des canaux, plus ou moins formellement institutionnalisés, qui permettent leur expression. Et ces représentations peuvent évoluer au cours du temps, avec l'amélioration des connaissances

scientifiques d'une part, mais aussi en fonction des contextes économiques et sociaux considérés dans leur globalité d'autre part.

En matière d'évaluation économique, ces différents constats débouchent sur trois questions centrales qui sont traitées dans la suite de ce rapport :

- Quel type d'impact veut-on mettre en lumière et monétariser ? Les différentes méthodes d'évaluation apparaissent plus ou moins bien adaptées selon le problème posé, ce qui peut être illustré à travers un bilan des études réalisées au cours des 10 dernières années.
- La manière de considérer la durée dans l'évaluation économique apparaît fondamentale pour prendre en compte les effets à long terme de la pollution atmosphérique. Que représente le taux d'actualisation, quels débats suscite-t-il chez les économistes ? Quelles sont les hypothèses sous-jacentes au choix d'un taux (2, 4, 6, 8%… appliqué de manière identique partout, ou avec des différenciations, par exemple pour la valeur de la vie humaine ou les biens environnementaux), quelle est la sensibilité des résultats par rapport à ces différentes options ?
- Enfin le passage des travaux de valorisation monétaire des coûts externes à la prise en compte des nuisances environnementales dans la décision publique n'a rien d'évident ni d'automatique. Il correspond à un processus lent, où cadre institutionnel et jeux d'acteurs fournissent les dynamiques et les contraintes qui permettent l'émergence de valeurs-guides (monétaires ou normatives). Comment ce processus fonctionne-t-il en France, quels exemples nous fournissent les pays européens, économiquement et culturellement relativement proches de nous ? Quelles propositions peut-on tirer en la matière ?

5. Bibliographie du chapitre 1

Abbey DE, Nishino N, McDonnel WF, Burchette RJ, Knutsen SF, Beeson WL, Yang JX, 1999, « Long term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in Nonsmokers ». *Am J Respir Crit Care Med* n°159, pp. 373-382.

Académie des Sciences, 1999, *Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique*. Paris, Editions Tec & Doc, rapport commun n°12.

Ademe, 1997, *La qualité de l'air en France en 1994-95*. Coll. Données et références.

Braun-Fahrlander C, Vuille JC, Sennhauser FH, Neu U, Kunzle T, Grize L, Gassner M, Minder C, Schindler C, Varonier HS, Wutrihrich B., 1997, « Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss Schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen ». *Am J Respir Crit Care Med* ; n°155(3), pp. 1042-9.

CADAS, 1999 : *cf*. Académie des Sciences.

Chanel Olivier, Vergnaud Jean-Christophe, 2001, *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un état de l'art pluridisciplinaire*. Rapport Greqam, Eurequa pour le compte de la DRAST et du PREDIT.

Chiron Mireille, 1996, « Intoxication oxycarbonée, intoxication par le gaz carbonique » *Encycl Méd Chir* (Elsevier, Paris), Toxicologie-Pathologie professionnelle, 16-002-B-50, 5 p.

CITEPA, 2001, *Emissions dans l'air en France métropolitaine – acidification,*

eutrophisation, photochimie. Document en ligne, version du 27 août 2001. http://www.citepa.org/emissions/nationale/Aep/Emissions_FRmt_AEP.pdf

Commissariat Général du Plan, groupe présidé par Alain Bonnafous, 1993, *Transports : pour une cohérence stratégique*.

Commissariat Général du Plan, groupe présidé par Marcel Boiteux, 1994, *Transports : pour un meilleur choix des investissements*. Paris, La Documentation Française.

Commissariat Général du Plan, groupe présidé par Marcel Boiteux, 2001, *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*. Paris : La Documentation Française. 323 p. http://www.plan.gouv.fr/organisation/seeat/Boiteux/Rapport.pdf

Commission Européenne, 2000, *The Auto Oil II Programme*, report by the Directorates General for Economic and Financial Affairs, Enterprise, Transport and Energy, Environment, Research and Taxation and Custom Union. http://europa.eu.int/comm/environment/autooil.

Deloraine A, Ségala C., 2001, *Quels sont les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé ?* PRIMEQUAL-PREDIT 1995-2000, Paris, La Documentation Française.

Dictionnaire de l'Ecologie, 1999, Paris, Albin Michel & Encyclopédia Universalis.

Dockery D, Pope A, Xu X, et al., 1993, « An association between air pollution and mortality in six US Cities ». *N Engl J Med* n°329, pp. 1753-59.

Etchélécou André, Deletraz Gaëlle, Elichegaray Christian, 2001, *Programme Ecosystèmes, Transports, Pollution, 1998-2001*. Rapport de synthèse pour le compte de l'Ademe et du Prédit.

Géronimi Jean-Luc, 2000, *Le monoxyde de carbone*, Paris, Lavoisier Ed., TEC & DOC.

Hatchuel G., Ortalda L., 2000, *Quelques opinions sur la pollution atmosphérique, sur la gestion des déchets et sur la consommation des éco-produits*. Rapport CREDOC réalisé pour le compte de l'ADEME.

Health Effects Institute, 2000, *Reanalysis of the Harvard six cities study and the American Cancer Society study of particulate air pollution and mortality*. 295 p.

Hoek G, Brunekreef B, Van den Brandt P, Bausch-Goldbohm S, Fisher P, 2000, « Long term effect of air pollution exposure on respiratory mortality : a pilot study » in Proceedings of the twelth Conference of the *International Society for Environmental Epidemiology*, august 19-23, 2000, Buffalo, New-York, USA.

IFEN, 1999, *L'opinion publique sur l'environnement et l'aménagement du territoire en 1998*, collection Etudes et Travaux n°22.

IFEN, 2000, *La sensibilité écologique des Français*. Paris, Editions TEC & DOC.

INSEE, 1999, *Les transports en 1998* – 36ème rapport de la commission des comptes des transports de la Nation, Synthèses n°32.

Kandel Robert (1999), « Ozone troposphérique », pp. 929-942 in, *Dictionnaire de l'Ecologie,* Paris, Albin Michel, Encyclopédia Universalis Ed.

Künzli N, Kaiser R, Medina S, Studnicka M, Chanel O, Filliger P, Herry M, Horak F Jr, Puybonnieux-Texier V, Quénel P, Schneider J, Seethaler R, Vergnaud J-C, Sommer H, 2000, « Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment ». *The Lancet* Vol 356, pp. 795–801.

Lagrange H., Peretti P., Pottier M.L., Robert P., Zauberman R., 2000, *Une enquête sur les risques urbains. Etude de préfiguration*. Rapport CESDIP n°81.

Le Moullec Yvon, 2001, « Pollution physico-chimique à l'intérieur des locaux », pp. 139-174, in Chanel, Vergnaud, 2001, *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un état de l'art pluridisciplinaire.*

Lepeltier Serge, rapporteur de la délégation du Sénat pour la planification, 2001, *Les nuisances environnementales de l'automobile*, rapport d'information du Sénat n°113. http://www.senat.fr/rap/r01-113/r01-1131.pdf

Martin O., 1991, *Opinions et usage des voies de circulation routière - Le réseau routier et l'environnement*. Rapport CREDOC n°103.

Médina Sylvia, 2001, « Etat de l'art des connaissances épidémiologiques sur les liens entre pollution atmosphérique et santé (1995-2000) », pp. 175-217, in Chanel, Vergnaud, 2001, *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un état de l'art pluridisciplinaire*.

Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 2001, *Bilan de la qualité de l'air dans grandes agglomérations, 1991-2000*. http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/air/bilans/010117-bilan-air-synthese-91-2000.htm, version du 17 janvier 2001.

Miquel Gérard, 2001, *Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé*. Rapport n°261 de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. http://www.senat.fr/rap/l00-261/l00-2611.pdf

Organisation Mondiale pour la Santé, 1999, *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution – An impact assessment project of Austria, France and Switzerland,* Berne :

Filliger P., Puybonnieux-Texier V., Schneider J., 1999, *PM10 Population Exposure – Technical Report on Air Pollution,*
Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G., Horak F., 1999, *Air Pollution Attributable Cases – Technical Report on Epidemiology*,
Sommer H., Seethaler R., Chanel O., Herry M., Masson S., Vergnaud J. Ch., 1999, *Economic Evaluation - Technical Report on Economy*.
http://www.who.dk/London99/welcome.htm

Pope C, Thun M, Namboodiri M, Dockery D, Evans J, Speizer F, et al., 1995, « Particulate air pollution as an predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults ». *Am J Respir Crit Care Med*; n°151, pp. 669-74.

Primequal, 2000, Coût des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française – synthèse de l'étude concertée entre la France, la Suisse et l'Autriche pour le compte de l'OMS. 20 p.

Prouvost Hélène, Le Goaster Corinne, Medina Sylvia, Cassadou Sylvie, Pascal Laurence, Saviuc Philippe, Boumghar Azzedine, Filleul Laurent, Declercq Christophe, Eilstein Daniel, Abdelkrim Zeghnoun, Le Tertre Alain, Quenel Philippe, 2000, « Surveillance épidémiologique des effets à court terme sur la santé de la pollution atmosphérique urbaine : étude de faisabilité et premiers résultats. » *Bulletin épidémiologique hebdomadaire* n°28/2000. http://www.invs.sante.fr/beh/2000/0028/index.html.

Quénel P, Zmirou D, Médina S, 1998, « Impact sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain : synthèse des résultats de l'étude APHEA (Air Pollution and Health : an European Approch) », *Bulletin épidémiologique hebdomadaire* n°2/1998, pp.5-7.

Renaudot Christian, 2001, « Caractérisation de la pollution extérieure », pp. 121-138, in Chanel, Vergnaud, 2001, *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un état de l'art pluridisciplinaire.*

Société Française de Santé Publique, 1996, *La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique – bilan de 15 ans de recherche internationale*. Coll. Santé et Société n°4. 251 p.

Wilson R, Spengler JD, 1996, *Particles in our air : concentration and health effects*, Harvard University Press.

Zemp E, Elsasser S, Schindler C, Kunzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G et al., 1999, « Long term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). *Am J Respir Crit Care Med* n°159, pp. 1257-66.

CHAPITRE 2.
L'EVALUATION ECONOMIQUE

Dans notre société, l'argument économique joue un rôle déterminant pour constater un fait et justifier une action collective. La valorisation monétaire vient dès lors s'ajouter, de manière complémentaire, aux informations apportées par la description des mécanismes et impacts physiques de la pollution atmosphérique mis en évidence dans le chapitre précédent.

Cependant, la diversité et la complexité de ces derniers a conduit à proposer plusieurs familles de méthodes pour calculer les coûts qu'ils entraînent. Chaque famille et, à l'intérieur, chaque méthode, apparaît plus pertinente pour traiter tel ou tel problème particulier mais n'est pas forcément adéquate pour considérer tel ou tel autre. Ainsi par exemple, une valorisation des décès anticipés provoqués par la pollution atmosphérique n'a pas le même sens, ni ne requiert les mêmes outils, que l'estimation de pertes de production agricole.

Par ailleurs même si l'approche économique traditionnelle conduit à rechercher une estimation des courbes d'utilité des biens concernés (*cf. §1. Que mesure-t-on ?*), les pratiques effectives de l'évaluation ne reposent pas que sur cette problématique, et apparaissent plus diversifiées. Elles évoluent de plus dans le temps, du fait tout à la fois des progrès méthodologiques réalisés par les économistes et de la pénétration progressive de la culture économique au sein des groupes techniques et administratifs commanditaires des études et au sein de la communauté scientifique (épidémiologistes notamment) établissant les dommages en amont et parfois en charge de concevoir leur évaluation monétaire. Dans ce domaine, des changements notables ont eu lieu au cours de ces dix dernières années et les méthodes utilisées aujourd'hui ne sont plus forcément celles auxquelles on avait recours à la fin des années 80. Et le mouvement ainsi amorcé devrait se poursuivre encore, lié à l'actuelle vitalité des recherches en économie de l'environnement et aux potentialités induites par la nécessité d'une meilleure intégration des questions d'environnement et de cadre de vie dans les procédures de décision publique.

Un second paramètre important de l'évaluation économique de la pollution atmosphérique repose sur la manière de prendre en compte ses impacts à long terme. En effet, la technique de l'actualisation utilisée tend à contracter fortement toutes les estimations qui concernent l'évolution de la situation à un horizon dépassant 10 ou 15 ans.

Or, pour la valeur de la vie humaine ou pour les biens environnementaux comme la qualité de l'air, cette pratique peut être discutée. Les débats autours de l'effet de serre notamment ont relancé la réflexion en la matière au cours des dix dernières années. Aujourd'hui, de nombreux auteurs proposent et utilisent des taux d'actualisation très différents pour leurs évaluations, obtenant des résultats sensiblement éloignés de ceux que l'on obtiendrait avec le taux de 8% retenu officiellement en France pour évaluer les politiques publiques. Il apparaît dès lors important de s'interroger sur la signification de l'actualisation en économie, avant de s'arrêter sur les alternatives proposées pour la valorisation des biens non marchands.

Après un détour par la définition de ce que l'on cherche à valoriser lorsque l'on parle de pollution atmosphérique, ce chapitre sera donc consacré à la présentation des méthodes d'évaluation économique, d'une manière statique pour un contexte donné d'une part, en dynamique pour prendre en compte les effets de long terme d'autre part.

Pour illustrer les propos de ce chapitre, et notamment de la seconde partie *(§2. Avec quelles méthodes ?*), nous proposons au lecteur une série de synthèses d'études et de travaux menés dans le courant des années 90, qui nous sont apparues caractéristiques des méthodes en usage, de leurs évolutions et de leur(s) domaine(s) d'application privilégié(s). Ce travail, auquel nous renverrons le lecteur au fur et à mesure des exemples retenus, fait l'objet du second tome de notre étude intitulé *21 études représentatives de la recherche dans les années 1990*.

1. Que mesure-t-on ?

Cette première partie est destinée à fournir les éléments conceptuels de base à partir desquels les différentes méthodes d'évaluation peuvent être repositionnées les unes par rapport aux autres dans un cadre théorique cohérent. Les lecteurs familiarisés avec l'approche économique pourront sauter cette partie ; pour les autres, nous avons voulu l'aborder avec un langage simple, tout en mettant en perspective les grands enjeux liés à l'évaluation des coûts de la pollution atmosphérique.

1.1. La valeur économique totale d'un bien

Tout objet, matériel ou intangible, est porteur de sens en économie et peut être qualifié de "***bien économique"*** à partir du moment où il représente une valeur pour quelqu'un.

Cette valeur peut être liée à l'utilité immédiate ou attendue attribuée au bien en question : plaisir retiré de sa consommation, avantages obtenus de tel ou tel service rendu, bénéfices attendus de tel ou tel investissement. On se trouve là au niveau des ***valeurs d'usage***, auxquelles on pense immédiatement lorsque l'on parle de valeur et d'économie.

Cependant, les réflexions dans les domaines du risque et de l'environnement notamment, ont amené à élargir cette vision. Un "bien" peut aussi avoir une valeur du fait de l'utilité qu'il pourrait dégager dans un contexte futur que l'on évalue mal ou pas du tout : une ***valeur d'option***. Importante dans la gestion des risques, elle est également couramment évoquée dans le cas de l'industrie pharmaceutique qui attache une importance stratégique à la richesse de la biodiversité des forêts équatoriales, au sein desquelles sont découvertes chaque année de nouvelles substances actives, inconnues jusque là.

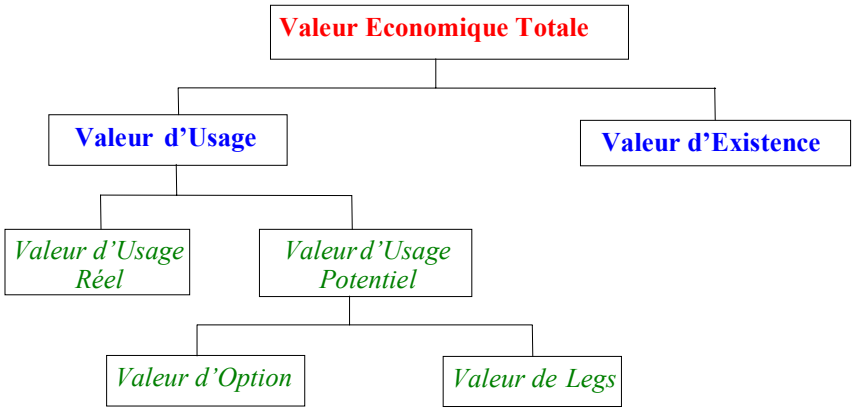
Un bien peut également avoir une valeur que l'on veut transmettre à sa descendance ou aux générations futures, en dehors de l'usage que l'on en a sur le moment (***valeur de legs***). Cette valeur peut être illustrée par une courte image empruntée à Bertrand de Jouvenel (1976) :
« "Un octogénaire plantait"
Des jeunes gens lui demandaient : "Quel fruit de ce labeur pouvez-vous recueillir ?"
Il leur répond : "Mes arrières petits-neveux me devront cet ombrage."
Dans la fable de La Fontaine, je me permets d'en insérer une autre. De ces spectateurs, je fais des économistes qui disent au vieillard :
"Si vous avez souci de votre postérité, c'est un bien mauvais calcul que de planter ce chêne

qui n'aura atteint sa pleine maturité que lorsqu'il sera plus vieux que vous n'êtes, c'est-à-dire quand vos petits enfants aujourd'hui vivants auront eux-mêmes disparus. Si vous voulez planter, choisissez des peupliers que, dans vingt-cinq ans d'ici, vos enfants pourront débiter, formant ainsi à leurs enfants un capital qu'ils pourront réinvestir, et par réinvestissements successifs quel ne sera pas le capital qu'ils auront acquis d'ici un siècle !"
Le vieillard répond simplement : "Oui, mais quel ombrage y aurait-il alors pour ceux qui vivront en ces lieux dans cent ans et plus après nous ?"
Ce soucis de l'ombrage ménagé aux habitants futurs, quels qu'ils puissent être, c'est un bien autre esprit que celui de l'accumulation du capital, et je regrette fort que l'on applique le beau terme de patrimoine au capital hérité ; je voudrais que l'on entendît par patrimoine l'état du domaine de la vie humaine qui est laissé par les générations passées aux générations futures ».

Enfin on peut aussi reconnaître une valeur en soi à une personne, un animal, une espèce rare, un écosystème, etc., indépendamment de toute utilité immédiate ou future. On aboutit à l'idée d'une ***valeur d'existence***, qui ouvre une porte entre éthique et économie. Elle est également souvent qualifiée de ***valeur de non-usage***, par opposition à la valeur d'usage évoquée précédemment. La réalité d'une telle valeur est couramment illustrée dans le cas de la protection de la nature par l'existence d'associations et fondations qui défendent des espèces en voie de disparition (le panda en Asie, l'ours brun des Pyrénées, les baleines dans l'Arctique, etc.) et l'écho qu'elles rencontrent dans le public – sans que l'on puisse relier ce mouvement à un intérêt pour un usage immédiat ou potentiel.

La ***valeur économique totale*** d'un bien est constituée de l'ensemble de ces valeurs (Voir par exemple Pearce, Turner, 1989 ; ou Barde, 1991).

Graphique 5 : Les composantes de la valeur économique totale d'un bien



On le voit déjà, les méthodes d'évaluation monétaire des impacts de la pollution atmosphérique n'auront pas les mêmes problèmes à résoudre selon le type de valeur dominant qui se trouve affecté par le dommage considéré. La détérioration des bâtiments par une atmosphère trop acide relève facilement d'une évaluation de leur valeur d'usage, exprimée sur le marché de l'immobilier ou plus simplement à travers les coûts de réparation des façades. Mais si les bâtiments concernés sont des monuments historiques, leur valeur relève plus de la valeur de legs et d'existence, et demande à être mesurée par d'autres méthodes. Ainsi, chaque type d'impact, sur la santé humaine, les écosystèmes, l'agriculture ou les bâtiments, appellera une méthodologie adaptée.

1.2. De la courbe d'utilité aux variations de surplus…

Cette valeur économique totale n'est pas donnée une fois pour toutes. La valeur que chacun attribue à un bien économique est dépendante d'un contexte particulier. Dans le cas notamment où la quantité disponible de ce bien se modifie, sa valeur évolue.

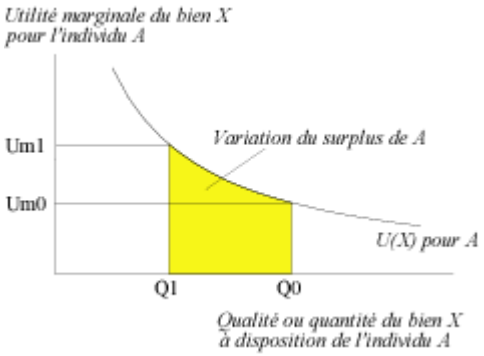
En raisonnant dans un premier temps à partir de la seule valeur d'usage, si un bien n'est disponible qu'en quantité limitée, son usage va être réservé pour répondre aux besoins les plus essentiels, et sa valeur va être élevée – exemple de l'eau dans le désert, utilisée pour boire et survivre. Si la quantité augmente, son usage va pouvoir être étendu à des fonctions un peu moins vitales – hygiène, pour continuer avec l'exemple de l'eau. Ainsi, chaque quantité supplémentaire mise à disposition va permettre de répondre à des besoins moins forts et la valeur qui lui sera attribuée sera chaque fois plus basse. Le raisonnement peut être tenu dans l'autre sens : aujourd'hui l'eau pure commence à se raréfier et l'on assiste à une hiérarchisation des réseaux de distribution, avec des bouteilles distribuées en grandes surfaces pour la boisson, les réseaux collectifs urbains pour l'hygiène corporelle et domestique et des réseaux réservés pour les usages industriels ou l'irrigation dans l'agriculture, chacun renvoyant à une valeur d'usage (et à un prix !) du m^3 bien différente.

Ce raisonnement peut être élargi aux autres composantes de la valeur. Les potentialités d'usage ou l'importance du legs par unité de bien se trouveront d'autant plus valorisés que les quantités et opportunités seront réduites. De même pour les valeurs d'existence : on constate bien que se sont d'abord les espèces animales directement menacées qui soulèvent des mouvements de sympathie, même si par ailleurs elles symbolisent les atteintes à un écosystème plus large ou au monde sauvage en général.

Ainsi, la ***courbe d'utilité*** exprimée par une personne vis-à-vis d'un bien en fonction des quantités disponibles (pour un usage immédiat, potentiel, légué, ou pour le simple fait d'existence) est-elle couramment représentée de manière décroissante.

Par ailleurs, si la situation évolue, avec par exemple une augmentation des quantités disponibles du bien considéré, l'utilité globale que l'utilisateur va en tirer augmentera à hauteur de la valeur totale qu'il attribue aux nouveaux usages qu'il pourra en avoir. Cette variation de l'utilité totale est dénommée ***variation du surplus*** de l'utilisateur. Elle correspond à l'aire située sous la courbe d'utilité.

Graphique 6 : courbe d'utilité et variation du surplus individuels



Lorsque la qualité de l'air se dégrade (autrement dit la quantité d'air pur disponible diminue), on remonte de droite à gauche le long de la courbe d'utilité. Lors de l'évaluation des coûts de la pollution de l'air (comme de toute dégradation de l'environnement), ce sont ces deux notions que l'on va tenter de mesurer monétairement : la courbe d'utilité et la variation de surplus.

- Mesurer la variation de surplus d'une personne provoquée par la dégradation de la qualité de l'air revient à rechercher le coût total du préjudice qu'elle subit (*i.e.* des

avantages perdus par cette personne : "profiter d'une bonne santé" si elle se trouve plus souvent affectée par des maladies respiratoires, "disposer d'un cadre de vie agréable" si les bâtiments sont noircis ou les monuments historiques dégradés, "vivre près d'espaces naturels préservés" si elle réside dans l'est de la France, à proximité de forêts abîmées par l'ozone et les pluies acides, etc.).

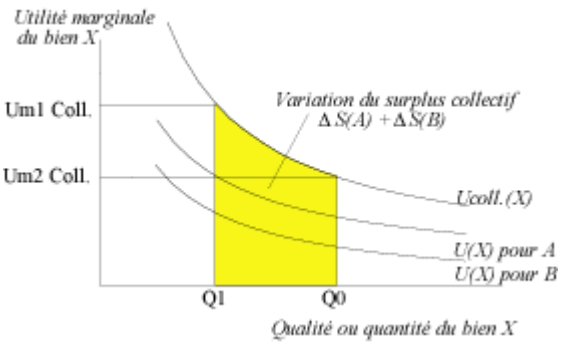
- La détermination de la courbe d'utilité représente tout d'abord un moyen évident pour évaluer cette variation de surplus (il suffit de calculer l'aire sous la courbe). Elle présente également l'avantage d'indiquer la valeur attribuée par la personne à toute nouvelle dégradation, même marginale, ce qui fournit une mesure précise du coût à imputer à chaque émetteur pour lui faire prendre en compte les nuisances qu'il génère.

Enfin, pour que ces concepts de courbe d'utilité et de variation du surplus soient opérationnels au niveau collectif, deux opérations sont menées :

- Tout d'abord la courbe d'utilité d'une personne est ramenée en unité monétaire, à partir des sommes qu'elle est prête à verser pour différentes quantités mises à sa disposition.
- Ensuite, on considère que les fonctions d'utilité des différentes personnes, une fois monétarisées, peuvent s'additionner, permettant de calculer une ***courbe d'utilité collective*** et une ***variation du surplus collectif***.

Cette double opération se fait cependant au prix de deux imprécisions. D'une part, elle suppose que l'unité de mesure de l'utilité est neutre et que la valeur de l'argent reste identique quel que soit, notamment, le revenu des personnes considérées. D'autre part, elle gomme les spécificités des préférences de chacun. Si elle rend compte d'une modification de l'utilité collective globale liée à une variation de la quantité d'un bien non marchand, elle ne permet par contre pas de savoir s'il existe des intérêts qui s'opposent entre les acteurs concernés.

Graphique 7 : courbe d'utilité et variation du surplus collectif



C'est malgré tout à ce niveau collectif que les évaluations monétaires des dommages environnementaux sont pertinentes, dans le sens où elles sont conçues pour fournir une aide à la décision dans le domaine des politiques publiques. Pour limiter ces deux inconvénients, il est par contre important de distinguer différentes catégories de population, en fonction notamment des niveaux de revenus et des degrés d'implication dans les émissions. On établira leurs courbes d'utilités respectives, permettant de garder en considération les questions d'équité et de faire ressortir gagnants et perdants entre les situations avec et sans dommages.

1.3. Le marché : optimum et défaillances

Nous sommes restés jusqu'à présent dans une situation simplifiée où nous ne considérions que la variation (en quantité ou en qualité) d'un seul bien, indépendamment de tous les autres. Dans les faits, tous les biens et services sont en relation les uns avec les autres car l'esprit humain sait compenser, au moins en partie, ce qui lui manque d'un côté par ce qu'il peut

obtenir d'un autre.

Ainsi dans le cadre marchand, la valeur d'un bien –son prix- ne s'exprime que relativement à celle des autres. Mais l'idée d'échange marchand introduit plusieurs nouvelles notions. Pour que l'échange soit possible, il faut que les biens soient mis à disposition de chacun (produits, transportés, mis en évidence). Les ressources naturelles, humaines, financières, étant limitées, cette mise à disposition représente un coût, généralement croissant pour chaque unité supplémentaire produite s'il n'y a pas d'innovation technique ou organisationnelle.

S'introduit donc ici une contrainte d'offre, qui va se croiser avec les courbes d'utilités des acteurs économiques. La marchandisation d'un bien économique va mettre en concurrence les personnes intéressées par rapport à un niveau d'offre donné, obligeant les unes et les autres à révéler en partie le niveau d'utilité qu'elles en retirent. En effet, le prix auquel on aboutit équilibre offre et demande, d'une part en dissuadant celles dont la satisfaction retirée du bien est inférieure à l'utilité attribuée à la somme correspondante, qu'elles pourront consacrer à d'autres activités, et d'autres part en permettant à celles dont la satisfaction retirée du bien est supérieure à ce prix, d'utiliser ou de préserver le bien en question.

Une part de l'effort déployé dans les sciences économiques a été consacrée à mettre en évidence les situations dans lesquelles l'ensemble des prix correspondant au croisement sur tous les marchés de tous les biens avec tous les besoins des acteurs économiques permet d'aboutir à un équilibre global, optimal dans le sens où tous les biens sont attribués (il n'y a pas de perte) et où il est impossible de modifier la donne sans altérer quelque part la satisfaction de quelqu'un.

Dans ce cadre du marché, chaque individu est à même de prendre en compte toute la valeur qu'il attache au bien (d'usage, d'option, de legs et d'existence). Par contre il existe certaines situations pour lesquelles les hypothèses du marché ne sont pas respectées, notamment dans le cas des biens environnementaux pour lesquels il n'existe guère de droits de propriété, nécessaires à la réalisation d'un échange marchand.

La qualité de l'air en est un bon exemple. Personne ne peut revendiquer la propriété d'une parcelle d'air urbain, lui donnant droit de la conserver ou de la revendre. On ne dispose dès lors pas d'un prix qui permette de mesurer directement le préjudice subi lorsque la qualité de l'air se détériore ; de plus, rien ne conduit l'émetteur de la nuisance à prendre en compte les conséquences de ses actions. Les coûts ainsi générés sont souvent qualifiés de « externes » en référence au fait que la relation qui s'établit entre l'émetteur et le récepteur a lieu en dehors d'un échange marchand, qui fait référence[15].

Traditionnellement la solution proposée pour dépasser ce problème consiste d'une part à établir une fonction de coût des nuisances et d'autre part à demander à l'Etat de se substituer au marché déficient pour rétablir une prise en compte des nuisances par ceux qui les génèrent. Autrement dit, on évalue les coûts externes avant de les internaliser.

[15] Pour une définition rigoureuse du concept d'externalité, on peut renvoyer par exemple à Laffont (1988) « Nous partirons d'une définition classique d'*effet externe*, à savoir, tout effet indirect d'une activité de production ou d'une activité de consommation sur une fonction d'utilité, un ensemble de consommation ou un ensemble de production. Par indirect, il faut entendre d'une part que l'effet est créé par un autre agent économique que celui qui est affecté et d'autre part que l'effet n'agit pas par l'intermédiaire d'un système de prix ».

Cette prise en compte peut se faire de diverses manières, souvent par voie réglementaire mais aussi, de plus en plus aujourd'hui, à l'aide d'instruments économiques. Elle peut également se préparer très en amont lorsque l'Etat intègre dans l'estimation des avantages et des inconvénients futurs des projets qu'il initie, une appréciation du niveau des nuisances qui accompagneront leur fonctionnement. L'important du point de vue de l'optimalité économique est que ces diverses mesures ne doivent pas chercher à faire disparaître toute nuisance à tout prix mais à réaliser le meilleur compromis possible entre les pertes et les gains des différents protagonistes.

1.4. Mesurer les coûts de la pollution, pour quoi faire ?

On le voit là encore, l'évaluation économique ne va pas s'intéresser à la même chose suivant l'objectif de la démarche.

On peut être dans une logique comptable d'estimation du préjudice total subi par l'ensemble des acteurs concernés.

- Par exemple dans les transports, on estime que le total des coûts externes du trafic routier (pollution atmosphérique, bruit et insécurité) a coûté 110 milliards de francs (16,8 mds €) en 1998, par rapport à une situation où les véhicules n'auraient été à l'origine d'aucune nuisance (Quin, Duprez, 2001). Ceci permet de rééquilibrer la situation par rapport à un solde qui ne mettrait en balance que les dépenses (125 milliards de francs, soit 19 mds €) et les recettes en taxes spécifiques (206 milliards, soit 31,3 mds €) de la puissance publique. La route semble payer 81 milliards de plus qu'elle ne devrait, ce qui est compensé par le coût estimé des nuisances qu'elle fait subir à la collectivité.
- Un détail fin des coûts par type de véhicule (poids lourds / véhicules légers, circulation urbaine / interurbaine) permet de plus de mieux prendre en compte les effets de chaque type de trafic dans les choix d'investissement. Le rapport Boiteux 2 propose ainsi de retenir un coût moyen lié aux émissions de polluants atmosphériques de 2,9 € pour 100 km parcourus en milieu urbain dense par une automobile, pour 1 € en périphérie et 0,1 € en interurbain (respectivement 28,2, 9,9 et 0,6 pour un poids lourd).

Dans une logique d'action régulatrice, on va plutôt s'intéresser au coût externe généré par chaque unité d'activité supplémentaire : c'est ce coût là que, dans l'idéal, il faudrait faire prendre en compte par l'émetteur pour qu'il ajuste correctement son comportement. Or il est tout à fait possible que ce coût soit variable, comme dans le cas d'une circulation congestionnée, où les émissions par véhicule kilomètre augmentent. Une logique de régulation économique optimisée conduit dès lors à rechercher un coût externe instantané, fonction du type de véhicule, du lieu et de l'heure où il circule.

Entre ces deux approches, on passe d'une estimation de la variation du surplus collectif (qui peut être ramenée à un coût moyen par unité produite), à un déplacement le long de la courbe d'utilité collective (soit le coût par unité *supplémentaire* produite), avec des questions méthodologiques et techniques fort différentes à traiter. Une approche médiane a été évoquée, consistant à établir des coûts moyens différenciés selon les types de véhicules et la zone où ils émettent.

2. Avec quelles méthodes ?

Jusqu'à maintenant cette présentation s'est attachée à définir ce que l'on veut mesurer (les variations de la valeur économique totale d'un bien en fonction des quantités disponibles, mesurées à un niveau collectif, tout en conservant si possible une distinction des populations selon le revenu et le concernement) et pourquoi (nous sommes dans le cas d'un dommage généré en dehors du marché, *i.e.* non pris en compte par l'émetteur, et la puissance publique va devoir mesurer la hauteur des coûts générés avant de mettre en place une régulation adaptée).

Il reste à présent à s'arrêter sur le "comment" : quelles méthodes sont proposées, à quelles questions permettent-elles de répondre précisément et à quelles limites sont-elles confrontées ?

Tout d'abord, toute la présentation qui vient d'être faite conduit logiquement à privilégier l'estimation des courbes d'utilité collective. Dans les faits, la détermination de ces courbes peut se faire de deux manières différentes :

- soit en tentant de retrouver des marchés existants sur lesquels, d'une façon ou d'une autre, ces préférences se trouvent reflétées ;
- soit en créant de toute pièce un marché fictif sur lequel on va demander aux agents de se positionner, comme si il existait réellement.

La première famille des évaluations à partir de marchés de substitution recouvre plusieurs méthodes régulièrement utilisées. On peut ainsi rechercher l'impact de la pollution atmosphérique sur le marché de l'immobilier : c'est la méthode ***des prix hédonistes*** qui repose sur l'idée que, toutes autres choses égales par ailleurs, la valeur d'un bien immobilier varie suivant le niveau de bruit ou de pollution. De même, on peut tenter d'établir le niveau ***des dépenses de protection*** des individus : souvent utilisée en matière de bruit, en mesurant les dépenses d'insonorisation des appartements en fonction du niveau sonore en façade, cette méthode est plus difficile à appliquer dans le cas de la pollution atmosphérique. Enfin, la méthode ***du coût du voyage*** consiste à mesurer la valeur des lieux de loisirs en fonction des dépenses en temps et en argent consenties pour s'y rendre. Les variations de ces dépenses suite à une dégradation de l'environnement constitueront une mesure de la perte du surplus des personnes qui profitent du site.

La seconde famille de méthodes concernant les ***marchés fictifs, ou contingents,*** conduit à la mise en place de protocoles extrêmement rigoureux permettant d'enregistrer et de valoriser les réactions des personnes enquêtées lorsqu'on simule avec elles des variations dans la qualité ou les quantités de biens non marchands comme l'élévation du niveau de bruit, l'évolution de la qualité de l'air ou la modification de temps de déplacements.

Par ailleurs, plutôt que de mettre directement en évidence les préférences des individus pour les traduire monétairement sur des marchés connexes ou fictifs, de nombreux travaux s'attachent à retrouver dans un premier temps l'ensemble des dommages causés par la dégradation du bien environnemental considéré. On privilégie ainsi, au moins dans un premier temps, une logique d'expertise scientifique qui peut faire ressortir des points que des individus directement interrogés n'auraient pas pris en compte, faute de connaissance. La mesure du coût des impacts recensés peut ensuite se faire de différentes manières :

- En revenant sur l'approche précédente, d'estimation des courbes d'utilité des individus sur un marché, existant ou simulé, pour évaluer monétairement tout ou partie des impacts mis en évidence.
- En calculant les pertes de richesse liées à ces dommages : perte de production agricole liée à l'ozone, pertes de richesse produite du fait des jours d'absence liés à la maladie. On parle souvent de d'évaluation des ***pertes de production***. Cette logique a également conduit à la méthode dite du « ***capital humain*** » consistant à évaluer puis actualiser la perte de production induite par la maladie ou les décès et permettant de déterminer, à défaut d'une valeur de la vie humaine, la somme que la puissance publique est prête à investir pour éviter un mort supplémentaire.
- On peut également estimer les ***coûts de réparation des dommages***. Par exemple, dans cette logique, l'incidence de la pollution atmosphérique sur les maladies cardiaques et respiratoires peut être mesurée à partir des frais d'hospitalisation et de médicalisation qu'elle entraîne. Cette méthode peut-être complémentaire de la précédente si on constate des pertes de revenus durant la période des « réparations ». Ainsi une hospitalisation se traduit-elle par un absentéisme et une perte de production en plus des coûts médicaux.
- Enfin on peut estimer le coût des mesures permettant d'éviter tout ou partie des dommages. Cette méthode, dite du ***coût d'évitement***, peut être illustrée par les surcoûts liés à l'introduction du pot catalytique ou des filtres à particules sur les automobiles, ainsi qu'aux traitements supplémentaires ou aux technologies de production alternatives auxquels doivent faire face les industriels, du fait des normes d'émissions qui ont été établies et qui sont progressivement renforcées au niveau nationale ou européen.

Toutes ces méthodes ne sont pas utilisées de la même manière et avec la même intensité par les chercheurs qui tentent d'évaluer les coûts de la pollution atmosphérique. Le recours à l'évaluation contingente est de plus en plus fréquent aujourd'hui ; le passage à une estimation préalable des dommages, quantifiés et objectivés à travers des courbes dose-réponse sont également extrêmement courantes, passant ensuite par une valorisation monétaire sur la base des pertes de production, des coûts de réparation des dommages et/ou d'évaluations contingentes. Nous entrerons dans le détail de ces différentes méthodes dans la présentation.

La méthode du coût du voyage, qui n'est pas appropriée aux problèmes de pollution de l'air, l'évaluation par les dépenses de protection, qui a toujours été marginale, la méthode des prix hédonistes qui a été largement abandonnée depuis dix ans, et celle du coût d'évitement qui relève d'une autre logique seront évoquées ensuite de manière plus rapide.

2.1. La méthode d'évaluation contingente

La première méthode d'évaluation qui mérite d'être présentée est l'évaluation contingente. Son usage s'est en effet largement développé durant les années 90, notamment pour évaluer des valeurs d'existence.

2.1.1. Objectif de l'évaluation contingente

La méthode d'évaluation contingente est une technique qui vise à estimer la valeur que des individus peuvent accorder à des biens ou des services environnementaux en leur demandant directement, par l'intermédiaire d'un questionnaire, d'exprimer leur consentement à payer

(CàP) ou à accepter (CàA) pour un changement de la qualité ou de la quantité offerte sur un marché hypothétique. Comme nous l'avons vu, cette méthode possède deux particularités : d'une part elle peut être mise en œuvre lorsqu'il n'existe pas de marché qui fournisse directement de prix, et d'autre part, elle est en théorie capable d'estimer les valeurs de non-usage.

2.1.2. Les étapes d'une évaluation contingente

Typiquement, six étapes sont nécessaires pour mener une évaluation contingente (Desaigues, Point, 1992) :

- Le choix d'une population adéquate et des valeurs à estimer (usage ou non usage)
- Une description du bien et des changements qui vont survenir
- Un marché hypothétique sur lequel on peut se procurer le bien, et un moyen de paiement
- Une question de révélation du consentement à payer ou à accepter
- Des questions socio-économiques permettant d'affiner la compréhension des réponses et de modéliser les CàP
- Le traitement économétrique des réponses et/ou le calcul des CàP.

Au cours de ce paragraphe, on s'intéresse à la manière dont on peut présenter le questionnaire, à la définition de l'actif, aux différentes formes de question de révélation, et enfin aux différents traitements économétriques.

a) La présentation du questionnaire

Elle peut se faire de trois manières différentes, chacune présentant des avantages et inconvénients présentés dans le tableau page suivante.

- Par interview en face-à-face
- Par envoi postal
- Par téléphone

Tableau 4 : Résumé des différents avantages et inconvénients des trois méthodes

	Avantages	Inconvénients
Interview	• Utilisation d'aides visuelles • Possibilité d'inciter le répondant à coopérer • Possibilité pour l'interviewer d'explorer les réponses imprécises ou confuses	• Coûts élevés, par exemple dans le cas d'un référendum nécessitant de nombreux répondants • Biais lié à l'interviewer
Courrier	• Utilisation d'aides visuelles • Coûts faibles	• Biais d'auto-sélection, les individus ne répondant pas ayant souvent le moins d'intérêt pour le bien • Risque d'un haut taux de non-réponses • Biais lié à la bonne compréhension du questionnaire • Incapacité à motiver le répondant • Biais lié à l'auto-administration du questionnaire, impossibilité d'utiliser des questions de suivi
Téléphone	• Coûts faibles	• Biais d'échantillonnage lié aux numéros non répertoriés • Réduction de la capacité à motiver le répondant • Difficultés à ajuster l'interview à la situation du répondant • Impossibilité de présenter une aide visuelle[16]

b) La description du bien, de sa fourniture, et du moyen de paiement

Dans l'évaluation contingente, on décrit un marché sur lequel on peut se procurer l'actif naturel. Une des conditions nécessaire à la bonne réussite de l'évaluation est la crédibilité de ce marché. Aussi, on décrit le bien, son état initial, son état final après amélioration, la structure qui fournit fictivement le bien, et les possibles substituts. Pour ce dernier point, il est recommandé d'une part de rappeler l'existence des substituts soit sous la forme d'un bien naturel comparable, soit à travers l'évolution future de ce même bien, et d'autre part de le faire avant la question de révélation afin que les répondants aient bien ces substituts à l'esprit.

En ce qui concerne le véhicule de paiement, il doit être étroitement relié au bien que l'on propose sur le marché. Ainsi, il peut s'agir par exemple, d'une augmentation de la facture d'eau si l'on propose un programme de dépollution d'un cours d'eau, ou d'un droit d'entrée si l'on se réfère à des activités de loisirs. Il est clair que certains biens comme le paysage posent des problèmes quant à la définition d'un véhicule de paiement crédible.

[16] Dans (Mitchell et Carson, 1989), les auteurs rapportent une étude où du matériel visuel a été envoyé avant de prendre contact par téléphone (p. 110)

c) La question de révélation

La question de révélation a pour objet de demander aux personnes interrogées leur CàP ou CàA. Cette question peut prendre principalement trois formes.

Les enchères

Il s'agit de la plus ancienne méthode, mise en œuvre par Davis en 1963. Dans ce système, on demande au répondant s'il accepte de payer un premier montant[17]. On lui propose ensuite un deuxième montant, inférieur ou supérieur suivant la première réponse, c'est-à-dire respectivement négative ou positive. On procède de manière itérative jusqu'à ce que le répondant fasse une dernière réponse positive ou négative que l'on considère comme son consentement à payer maximal. Cependant cette technique a été abandonnée en raison d'un biais d'ancrage important : les premières valeurs proposées jouent un rôle déterminant dans le résultat final.

La question ouverte

Le principe de la question ouverte est simple : il s'agit de demander à la personne combien elle souhaite payer pour bénéficier de l'amélioration. Si le principe est simple, en revanche son application l'est moins. En effet, ce type de question est un exercice difficile pour les personnes qui n'ont pas l'habitude du bien à considérer et de l'exercice d'évaluation. Aussi, elle peut conduire à des valeurs incohérentes, et notamment à des valeurs anormalement hautes.

La carte de paiement est une alternative à l'enchère et une amélioration de la question ouverte simple. En effet, elle reprend le principe de la question ouverte en demandant directement aux personnes interrogées d'indiquer leur consentement à payer maximum. Mais elle évite un taux élevé de non-réponses et des évaluations exagérées, en proposant de façon visuelle, une série de montants depuis une valeur nulle jusqu'à une valeur importante, parmi lesquelles l'individu peut choisir. Mitchell et Carson (1989), proposent d'associer à certains montants de la carte, le montant moyen que des ménages appartenant à la même catégorie de revenu que le répondant, dépensent pour d'autres biens publics que celui en question dans l'évaluation contingente.

Cette méthode peut être mise en œuvre sous la forme d'une échelle de valeurs. Il s'agit alors de proposer aux personnes enquêtées une carte sur laquelle figure un certain nombre de montants et de leur demander de se placer dans un intervalle.

La question fermée ou référendum

Cette méthode se veut proche du fonctionnement du marché et place l'interviewé dans une position de "preneur de prix" : afin de bénéficier de l'amélioration envisagée, on demande à la personne si elle accepte de payer un montant fixé. Dans ce cas, on parle d'une question fermée à un seul montant. En fonction de la réponse "oui" ou "non", il est possible de calculer le consentement à payer moyen. Enfin, cette technique peut être rencontrée avec plus d'une borne (trois au maximum). La mise en œuvre est la même que dans les enchères sauf que l'on

[17] On se place dans le cas d'un consentement à payer pour l'ensemble de ce paragraphe. La logique est la même dans le cas d'un consentement à accepter.

s'arrête au bout de deux ou trois montants, quelles que soient les réponses.

2.1.4. Traitements économétriques et/ou calcul du CàP

Au cours du questionnaire, on pose un certain nombre de questions généralement socio-économiques, mais qui peuvent aussi se rapporter à l'attitude de l'individu ou du ménage par rapport au bien dont on parle, ou bien encore à la situation physique par rapport à ce bien. Les différentes réponses obtenues servent à construire une fonction de consentement à payer à l'aide d'un modèle économétrique. Ce modèle sert à expliquer les consentements obtenus, à corriger certains biais, à calculer les consentements moyens et médians, ou encore à reconstruire des consentements "fictifs" pour les zéros de protestation. Le choix de la modélisation dépend donc étroitement de la question de révélation employée d'une part, et des biais que l'on souhaite minimiser d'autre part.

Il est possible de calculer les consentements moyens et médians sans passer par une modélisation, ou bien encore de procéder à cette modélisation comme complément des calculs. Ainsi, on peut considérer que les réponses nulles correspondent à une absence de variation de l'utilité.

Cependant, il est nécessaire d'être clair quant aux hypothèses retenues pour ce calcul, qu'il se fasse avec ou sans modèle explicatif.

2.1.3. Les problèmes rencontrés par l'évaluation contingente

L'exercice consistant à faire révéler aux personnes enquêtées le prix qu'elles accordent à des biens environnementaux n'est bien évidemment pas exempt de certains risques. Les biais inhérents à cette méthode d'évaluation sont nombreux. On peut en évoquer notamment huit, qui se retrouvent dans la littérature, et que les praticiens estiment devoir être maîtrisés pour obtenir des résultats corrects.

a) Biais d'échantillonnage et d'exécution

Afin de pouvoir étendre les résultats de l'évaluation contingente menée auprès d'un échantillon sur une population plus large, il est nécessaire de veiller à ce que l'échantillonnage effectué n'induise pas de biais. Pour déterminer qui l'on doit interviewer, et où, Mitchell et Carson recommandent (1989, p. 262) de procéder en trois étapes :

- Tout d'abord, il faut décider comment choisir la population probablement influencée par la modification du bien (utilisateur ou non, ménage ou individu,…).
- Ensuite, on doit trouver comment identifier cette population, afin d'en tirer un échantillon.
- Enfin, on doit chercher à obtenir un CàP valable de la part de chaque agent retenu.

Des erreurs au cours de chaque phase peuvent induire une estimation biaisée du CàP.

b) Biais lié au choix de la population

Ce biais provient d'une erreur de choix de la population dont on souhaite obtenir une évaluation. Il faut tenir compte de la population qui va payer et de la population qui va bénéficier de l'amélioration, ces dernières pouvant ne pas coïncider. Plus cette différence est

importante, plus le choix de la population est problématique. Ce choix est donc dicté par le type de valeur que l'on désire estimer (valeur d'usage, d'option, de non-usage) et par le véhicule de paiement que l'on choisit. Mitchell et Carson (1989) différencient quatre cas (Cf. tableau 5).

Tableau 5 : Exemples de relations entre le paiement et le bénéfice d'un bien

		Payent pour le bien	
		Oui	Non
Bénéficient du bien	Oui	Résidents d'un village qui bénéficient d'une réduction du bruit au travers d'un impôt local.	Visiteurs d'une ville qui bénéficient d'une réduction du trafic des poids lourds
	Non	Résidents absents d'une ville qui peuvent trouver utile que leurs anciens voisins vivent dans un environnement calme	Habitants d'une région qui peuvent souhaiter que la visibilité soit améliorée dans une autre région

c) Biais liés aux non-réponses

Comme dans toute enquête par questionnaire, un certain nombre de non-réponses peuvent apparaître. On rencontre deux types de non-réponses :

- D'une part, les personnes qui ne répondent pas au questionnaire. Il peut s'agir des personnes non présentes lorsque l'interviewer s'est présenté, des personnes qui refusent de participer à l'enquête ou bien encore, dans le cas de passation par courrier, des personnes qui ne renvoient pas le questionnaire.
- D'autre part, les personnes qui ne peuvent pas répondre à certaines questions. Dans les évaluations contingentes, on peut en particulier rencontrer des taux élevés de non-réponses à la question de révélation. Dans ce dernier cas, différentes solutions sont possibles. On peut tenter d'identifier et rejeter les "faux" zéros pour l'évaluation du CàP, et ne conserver que les "vrais". On peut aussi reconstituer les non-réponses de protestation avec, par exemple, un modèle de variables censurées ou modèle Tobit (Cf. Maddala, 1983). On peut encore considérer l'ensemble de ces réponses comme des absences de variations de l'utilité des répondants.

d) Biais instrumental

Ce biais est associé au mode de paiement choisi pour effectuer la transaction. On peut utiliser une augmentation des taxes locales, des droits d'entrée, des augmentations de factures d'électricité ou d'eau, des prix plus élevés pour un bien... Il peut y avoir un "biais instrumental" si les répondants s'avèrent sensibles à ce choix du mode de paiement et que leur CàP s'en trouve affecté.

e) Biais d'ancrage

Ce biais apparaît lorsque le CàP du répondant est influencé par un montant proposé dans le questionnaire. Un certain nombre d'études ont montré que ce biais est particulièrement présent dans les enchères - y compris sous la forme de référendum - , et qu'il est donc préférable de ne pas utiliser cette méthode de révélation (Mitchell, Carson, 1989, p. 241). Il peut aussi être présent dans la carte de paiement sur la première valeur positive (Bonnieux,

Desaigues, 1998, p. 239). De plus, deux autres biais liés au biais d'ancrage peuvent apparaître avec une carte de paiement : d'une part un biais lié à l'éventail des offres, et d'autre part un biais d'ancrage sur la valeur centrale de la carte. Rowe et al. (1996) ont montré qu'en utilisant une progression exponentielle ces deux biais disparaissaient.

Le biais de "yea-saying" peut aussi être rattaché au biais d'ancrage. Il s'agit de la propension d'un enquêté à répondre "oui" quelle que soit la question. Ce biais semble particulièrement présent dans le référendum, où l'individu va accepter de payer l'offre qui lui est faite, alors que, par exemple, son revenu ne lui permettrait pas. Ce biais semble expliquer le fait que les consentements à payer estimés par ce type de question de révélation soient plus élevés que par tout autre moyen, un partie non négligeable de l'échantillon surestimant son consentement à payer "réel".

f) Biais hypothétique

Le principe d'une évaluation contingente est d'évaluer des valeurs hypothétiques supposées conformes à des valeurs réelles si un marché existait. Or la différence que l'on trouve entre un marché hypothétique et un marché réel, c'est que dans ce dernier, il y a une sanction pécuniaire si on se trompe. Ce n'est pas le cas dans un marché hypothétique. Dans une évaluation contingente, le biais lié à l'aspect hypothétique de l'étude peut induire une surestimation du consentement à payer.

g) Biais stratégique

La première mention de ce biais figure dans les travaux de Samuelson qui en 1954 écrit :"*... it is in the selfish interest of each person to give false signals, to pretend to have less interest in a given collective consumption activity, than he generally has ...".* Il rejette ainsi la possibilité d'obtenir de véritables valeurs individuelles pour un bien public en raison de comportements stratégiques qui consisterait en une sous évaluation sachant que l'accès au bien lui sera quand même permis. On appelle aussi ce biais le biais du "passager clandestin". Une définition plus large est que les individus interrogés donnent un consentement à payer différent de leur véritable consentement, et ce sciemment, de manière à influencer soit sur la quantité du bien fourni, soit sur le niveau de paiement pour ce bien. Les expérimentations rapportées par Mitchell et Carson montrent que ce biais est en réalité négligeable "*the theorical and experimental evidence examined supports the view that strategic behavior is not nearly as severe a phenomenon in consumer decision making about public goods as many economists had feared*" (Mitchell, Carson, p. 151, 1989)

h) Biais d'inclusion

Biais de sous-additivité

Le biais de sous-addititivité apparaît lorsque l'on souhaite combiner des éléments évalués séparément. Mitchell et Carson (1989, p. 44) rapportent un certain nombre d'études qui ont montré que l'on obtenait une valeur pour un ensemble de biens inférieure à celle obtenue par la sommation de la valeur de chaque bien. En combinant les valeurs, il en résulte donc un CàP total surestimé.

Biais d'ordre

Quand on évalue plusieurs biens successivement, le consentement à payer pour un bien particulier est plus élevé lorsque le bien est proposé en premier que lorsqu'il est présenté après d'autres biens. Ainsi, Tolley et Randall (Kahneman, Knetsch, 1992, p. 58) trouvent que la valeur attribuée à l'amélioration de la visibilité dans le Grand Canyon du Colorado est de 3 fois plus importante si le bien apparaît dans l'étude en première position plutôt qu'en troisième.

Biais d'envergure

Ce biais apparaît lorsque le consentement à payer pour obtenir un bien est différent suivant que ce bien est évalué seul ou comme une partie d'un bien plus large. Il a été mis en évidence par Kahneman et Knetsch en 1992, ces auteurs observant que le consentement à payer pour l'amélioration de services liés au sauvetage lors de désastres était pratiquement constant quel que soit le niveau d'inclusion du bien à évaluer (cette inclusion pouvant être géographique comme catégorielle).

2.1.4. Conclusion : des champs d'application très diversifiés

Ces méthodes d'évaluation contingente restant encore peu prisées en France, nous avons choisi de présenter un panel relativement large d'études de ce type, permettant tout à la fois :

- de montrer à quels types d'impact de la pollution atmosphérique les évaluations contingentes peuvent apporter des réponses ;
- de souligner les interrogations et innovations méthodologiques des auteurs, qui cherchent à maîtriser les différents biais évoqués précédemment ;
- enfin d'évaluer, à travers des recherches spécifiquement centrées sur la comparaison de méthodes, quelles sont les proximités et les complémentarités des résultats obtenus avec des analyses contingente par rapport à ceux d'autres méthodes.

Neuf études originales ont ainsi été sélectionnées et sont présentées de manière synthétique dans tome 2 du rapport. Le tableau 6 ci-dessous indique succinctement les apports méthodologiques de chacune d'entre elles.

Tableau 6 : Les études d'évaluation contingente sélectionnées et synthétisées

	interrogations relatives à la méthodologie contingente	***comparaison avec d'autres méthodes***	***Impact***
Lannoie, 1995		comparaison des résultats obtenus par contingente et meth. hédoniste (marché du travail) sur le risque et la valeur de la vie humaine	***Valeur de la vie humaine***
Alberini, Cropper, 1997		Pb de transfert de valeur occidentales (US) dans les PVD – comparaison sur place avec une analyse contingente	***Morbidité***
Rozan, 2000		complémentarité des coûts de la maladie (dommages) et de la gêne qu'elle provoque (contingente)	
Halvorsen, 1996	test sur le biais d'ordre de présentation des dommages		
Navrud, 1998	éviter le biais d'envergure		
Saelensminde, 1999	analyse conjointe bruit / pollution de l'air		
Reed Desvouges, 1997	analyse conjointe sur plusieurs impacts de la pollution de l'air		
McClelland, Schulze, 1993	comment adapter l'évaluation contingente aux pbs de visibilité (test de 2 variantes en contingente)		***Visibilité***
Grosclaude, Soguel, 1994 / Jeanrenaud, 1993		complémentarité des coûts de répara-tion sur les bâtiments ordinaires et de l'analyse contingente pour les dégra-dations des monuments historiques	***Bâtiments***

2.2. Les valorisations monétaires reposant sur l'élaboration de courbes dose-réponses

Traditionnellement la mesure des coûts des dommages environnementaux passe par l'identification des dits dommages puis par la mesure de la relation entre le niveau de pollution et l'ampleur des impacts sur chacun des types de récepteurs identifiés. La pollution atmosphérique débouche typiquement sur cette démarche du fait de la multiplicité de ses impacts, comme nous avons pu l'évoquer en première partie : sur la santé humaine, la faune et la flore, les rendements agricoles, les bâtiments et le cadre de vie (visibilité, odeurs éventuelles).

Elle ouvre alors sur une approche multidisciplinaire où de nombreux ingénieurs et scientifiques provenant d'horizons différents vont être sollicités, pour mettre en évidence les liens de cause à effet entre les pollutions et leurs impacts. La mesure de relations dose-effets (comme celles présentées dans les tableaux 2 et 3 du chapitre 1, § 2.1.2., entre croissance de la pollution de l'air et impacts sur la santé publique) s'avère également primordiale pour pouvoir estimer les risques d'une dégradation ou les avantages d'une amélioration, ainsi que

pour permettre la généralisation des résultats obtenus et validés sur un échantillon restreint.

Un fois ce premier travail réalisé, la valorisation monétaire fournit une information économique sur la valeur des différents biens concernés par la nuisance et ses impacts. Les méthodes utilisées en matière d'évaluation des coûts de la pollution de l'air achèvent couramment ce processus. Nous présentons ici la méthode d'évaluation des pertes de production, du capital humain et de réparation des dommages. La méthode d'évaluation contingente qui a été précédemment évoquée peut également s'inscrire dans cette logique, comme elle peut parfois être réalisée de manière plus directe, si on estime que les personnes questionnées sont les mieux à même de considérer et de valoriser de manière agrégée les différents impacts à prendre en compte (justifiant par là de la présenter dans une partie à part).

2.2.1. Les pertes de surplus de production

Nous avons jusqu'à maintenant évoqué la valeur d'un bien essentiellement à l'aide de la courbe d'utilité des individus consommateurs : le coût ou le bénéfice d'une variation de la nuisance se mesurait à partir de cette courbe. Mais une nuisance comme la pollution atmosphérique peut aussi affecter des facteurs de production et renchérir ainsi les coûts de production de certains biens et services.

C'est le cas notamment dans l'agriculture, avec les pertes générées par l'acidification de l'atmosphère et la pollution par l'ozone. La mise en œuvre préalable d'une fonction dose-réponse apparaît indispensable ici pour estimer le manque à gagner subi par les agriculteurs, et qu'il convient, ensuite, d'évaluer monétairement. Si la production globale baisse de manière sensible, les prix peuvent également monter, touchant alors des consommations intermédiaires ou finales. Si les effets enregistrés sont importants, il convient dès lors de considérer les possibilités de restructuration du marché impliqué, soit à travers une réorientation des producteurs vers des facteurs de production moins sensibles aux nuisances (par exemple en sylviculture avec l'utilisation d'essences moins sensibles à la pollution de l'air), soit à travers les adaptations possibles des consommateurs vers d'autres produits (qui vont jouer sur les évolutions possibles des prix). On trouvera dans la deuxième partie du rapport un exemple de recours à cette méthode, pour évaluer les dommages forestiers liés à la pollution de l'air en Europe (Gregory et al., 1996).

Cette méthode est aussi utilisée dans le domaine de la santé publique pour estimer les pertes de revenus qui sont liées à l'absentéisme provoqué par la maladie, et que l'on mesure sur le marché du travail. Elle est dans ce cas fortement complémentaire de l'estimation du coût de réparation des dommages correspondant aux maladies, et nous renvoyons le lecteur à la partie qui suit pour les références d'études reprenant cette méthode.

2.2.2. La réparation des dommages

Etabli dans le prolongement de fonctions dose-réponse, le calcul du coût de réparation des dommages est basé sur les prix des biens et services nécessaires pour retrouver l'intégrité des biens endommagés par la pollution atmosphérique. Seuls les domaines concernés par la sphère marchande peuvent être couverts par cette méthode. Dans le cas de la pollution de l'air, ce sont essentiellement les effets sur la santé publique ainsi que sur les bâtiments et matériaux qui peuvent être évalués de cette manière :

- Les évaluations monétaires des effets sur la santé qui s'inspirent de cette logique sont souvent répertoriées sous le registre « cost of illness » (coût de la maladie) par les

anglo-saxons. On va chercher ici à établir les coûts des soins qui suivent la maladie : coûts de consultation, et éventuellement d'hospitalisation, coût des médicaments. Cette méthode est très répandue dans le domaine de l'économie de la santé, et on la trouvera illustrée ici dans des études comme Deloraine (1995), Chanel (1996, 1999), Rozan (2000) ou ECOPLAN (1996).

- L'autre champ d'application principale de la méthode concerne l'évaluation des coûts des impacts de la pollution atmosphérique sur les bâtiments. On va chercher ici à estimer les coûts de réhabilitation des façades, allant du simple ravalement lorsque c'est suffisant jusqu'au remplacement des matériaux qui peuvent être définitivement détériorés. On trouvera deux exemples de ce type d'application dans les synthèses du tome 2, à travers Jeanrenaud (1993) et Apsimon (1996).

Cependant cette méthode ne couvre pas toutes les dimensions des coûts.

En matière de coûts de la maladie, elle est classiquement complétée par l'estimation des coûts indirects liés aux pertes de revenus impliqués par l'absentéisme (que ces pertes soient supportées par le malade, ou prise en charge en tout ou partie par la collectivité). Ainsi, les études évoquées précédemment (Deloraine, Chanel, Rozan et ECOPLAN), passent toutes par une estimation de ces coûts pour compléter leur évaluation.

La dimension non marchande des biens affectés n'est pas prise en compte non plus. Par exemple, à travers une évaluation contingente qui complète son estimation des coûts de la maladie et des pertes de revenu, Rozan (2000) montre que la gêne, l'inconfort ou la douleur ressentis pourraient représenter la moitié des coûts des dommages sanitaires. Ostro et Chesnut (1998) reprennent le plus systématiquement possible des résultats d'évaluations contingentes pour estimer le coût des différents maux que leur étude recense.

Concernant les monuments historiques, leur valeur culturelle et symbolique n'est pas représentée par le coût de réparation des dommages. Ainsi l'équipe suisse de Neûchatel a-t-elle complétée son évaluation des coûts sur les bâtiments (Jeanrenaud, 1993 déjà évoquée) par une seconde étude d'analyse contingente portant spécifiquement sur les impacts sur les monuments historiques de leur agglomération (cf. Grosclaude, 1994).

On retrouve ici l'idée que les différentes méthodes d'évaluation peuvent être tout à fait complémentaires pour aider à retrouver ce que l'on cherche à valoriser : estimation du coût de réparation des dommages et pertes de production pour ce qui concerne les composantes ayant un lien avec la sphère marchande d'un côté, passage à l'analyse contingente pour les valeurs d'existence de l'autre.

2.2.3. La valeur de la vie humaine par l'estimation du capital humain : une méthode aujourd'hui en perte de vitesse

L'évaluation du capital humain repose sur l'idée que du point de vue du gestionnaire public la valeur d'une vie humaine peut être assimilée, en tant que facteur de production, à sa contribution à la richesse collective. Le coût d'un décès anticipé correspond alors à la perte de production que l'individu aurait pu réaliser dans le futur, ramené à une valeur présente par la technique de l'actualisation (*cf*. partie suivante).

Il existe de nombreuses alternatives pour effectuer les calculs. On peut défalquer les gains de revenus perdus des dépenses de consommation qui n'auront pas lieu ; on peut se contenter de l'indicateur PIB par habitant, ou encore revenir à une perte nette en terme de consommations

futures, ce qui présente l'avantage de moins faire référence à la seule composante directement productive de la population (voir Masson, 2001).

Cette méthode est sans doute la première à avoir été proposée pour évaluer la valeur d'une vie humaine puisqu'on en trouve trace dès le 19ème siècle[18]. En France, elle est utilisée officiellement à partir de 1970 pour prendre en compte les efforts de sécurité dans l'évaluation des projets routiers. La valeur du capital humain qui est utilisée est complétée par d'autres composantes pour obtenir un « prix de la vie humaine » (Le Net, 1992) permettant de disposer de la somme que la puissance publique est prête à dépenser pour éviter un risque de décès supplémentaire :

- les coûts marchands indirects d'abord, qui correspondent essentiellement aux pertes de production liées aux décès et blessures, c'est-à-dire le capital humain tel qu'il vient d'être défini (s'y rajoutent aussi les pertes liés aux emprisonnements qui peuvent s'ensuivre) ;
- les coûts marchands directs, liés aux coûts matériels des accidents, aux coûts médicaux et sociaux ainsi qu'aux frais généraux (de police, d'expertises, etc.) ;
- les coûts non marchands, enfin, correspondants aux préjudices subis par la victime et ses proches, estimés à partir de la jurisprudence des compagnies d'assurance.

Cependant, du fait de la faiblesse des valeurs obtenues sur la base de cette méthode par rapport aux évaluations contingentes, et sous l'impulsion des pays scandinaves et anglo-saxons, cette méthode est maintenant progressivement abandonnée dans le cadre des évaluations des projets publics. En France par exemple, la valeur de la vie humaine retenue par le dernier groupe de travail dirigé par Marcel Boiteux (CGP, 2001) repose sur des évaluations contingentes et le chiffre de 1 million d'euros proposé pour éviter un décès sur la route correspond à une augmentation de 50% des valeurs jusqu'alors en usage.

Parmi les études retenues dans nos synthèses, on trouvera deux travaux qui font encore référence à cette méthodologie : ECOPLAN (1996), qui la retient comme base pour ses calculs, et Chanel (1999) qui s'en sert pour établir la fourchette basse de ses estimations, par opposition à une valeur contingente en fourchette haute.

2.3. Les autres méthodes d'évaluation : moins utilisées dans le cas de la pollution de l'air

2.3.1. La méthode des prix hédonistes

Une première méthode d'évaluation consiste à se pencher directement sur un marché existant et à retrouver parmi les différents facteurs pouvant jouer sur le prix du bien ou service considéré l'influence du bien ou service non marchand que l'on veut évaluer. Les marchés de l'immobilier (variations des prix du foncier par exemple) et du travail (variations des niveaux de salaire) servent souvent de référence dans ce type d'études.

Ainsi, par exemple, la valeur des biens immobiliers ne dépend pas seulement de leurs caractéristiques propres, elle varie aussi en fonction de "biens ou services joints", présents

[18] Far, 1876, *Contribution to the 39th annual report of the register general of birth mariages and deaths for England and Wales*. England. Cité par Masson, 2001.

dans leur environnement : des services à proximité, de l'accessibilité aux centres d'activité, de la tranquillité du site, de l'état de la pollution atmosphérique, etc. Le principe de la méthode d'évaluation par les "prix hédonistes" est alors de parvenir à isoler l'impact spécifique d'un facteur parmi l'ensemble des facteurs qui jouent un rôle dans la constitution des prix des biens immobiliers. Le marché du foncier et, par extension, ceux de l'immobilier ou du logement, sont donc utilisés comme substituts aux marchés inexistants de certains biens ou services dont la qualité ou la quantité varient dans l'espace.

De manière plus formelle, cette méthode consiste tout d'abord à définir un ensemble d'attributs quantifiables supposés caractériser un type de bien immobilier - soit A_1, ..., A_i, ..., A_n ces attributs. Si l'on dispose d'un échantillon suffisamment important de biens de ce type, chacun d'entre eux étant caractérisé par son prix P et par une valeur précise pour chaque attribut A_i, on peut alors calculer la corrélation entre le prix et les attributs. On obtient un espace de régression de type :

$$P = a_1A_1 + ... + a_iA_i + ... + a_nA_n + \varepsilon$$

où chaque coefficient a_i peut être interprété comme le prix unitaire de l'attribut A_i ou "prix hédoniste" de cet attribut ; ε correspond quant à lui à la valeur résiduelle après régression. Pour retrouver la valeur monétaire d'un bien ou service non marchand, il suffit donc de le définir comme attribut d'un bien immobilier. Si la valeur physique de ce bien ou service non marchand varie entre les observations - *i.e.* il n'est pas réparti de façon homogène sur le territoire étudié - le coefficient a_i obtenu est non nul et représente son prix unitaire, c'est à dire la somme qu'en moyenne chaque individu est prêt à payer pour en disposer d'une unité supplémentaire.

Une des principales difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de cette méthode repose sur la définition des attributs et des relations qui existent entre eux. Tout d'abord, il est nécessaire que la définition des attributs n'évince pas de facteurs explicatifs importants, évitant ainsi des raisonnements "toutes choses égales par ailleurs" trop hasardeux. Par exemple, ne prendre en compte que le niveau de bruit comme service joint aux biens immobiliers ne permettra pas d'expliquer d'éventuels prix faibles lorsque le fond sonore est réduit, témoignant plus d'une absence d'activités aux alentours que des avantages liés au calme. Ce même exemple illustre aussi les problèmes de liaisons entre variables explicatives, obligeant à réaliser un grand nombre d'observations pour pouvoir déterminer de manière statistiquement pertinente le poids de chaque attribut.

Par ailleurs la méthode des prix hédonistes fournit une valeur tout à la fois globale et incomplète de la pollution étudiée. La valeur est globale, dans le sens où les différents impacts se trouvent agrégés dans un résultat unique sans qu'il soit possible de retrouver le poids de chaque effet, ni de savoir si d'autres nuisances ne se trouvent pas inclues dans cette valeur finale ; la valeur est incomplète, car si elle fournit une indication sur la valeur d'usage du bien environnementale dégradé, elle ne prend pas en compte les impacts qui n'affectent pas le marché de l'immobilier (valeurs de non-usage, impacts agricoles par exemple).

Dans le cas du bruit que nous avons pris en exemple, la méthodes des prix hédonistes reste pertinente car la nuisance est relativement bien circonscrite puisqu'elle affecte un unique type de récepteur (l'homme, à travers sa santé et son cadre de vie), qu'elle est directement perceptible et facilement mesurable. Dans le cas de la pollution atmosphérique, les impacts

sont beaucoup plus diversifiés et diffus, sa perception est moins évidente et les indicateurs de mesure plus discutables : les coûts établis sur un marché connexe apparaissent dès lors plus difficiles à relier sans équivoque à cette nuisance (cf. Manière, 1999, pp. 166-67).

Ainsi la méthode des prix hédonistes, qui avait été bien utilisée dans les années 70-80 pour évaluer les coûts de la pollution de l'air, a largement perdu en crédibilité au cours de la dernière décennie. Nous n'avons trouvé qu'une étude de ce type, appliquée à Santiago du Chili (Figueroa, 1996) et présentée dans la seconde partie du rapport. Nous avons également retenu, pour son intérêt méthodologique notamment, une étude canadienne comparant la valeur de la vie humaine obtenue à partir d'une évaluation contingente et la méthode des prix hédonistes appliquée au marché du travail (Lannoie et al., 1995).

2.3.2. Les dépenses de protection

L'exemple classique de ce type d'évaluation concerne les dépenses d'isolement phonique par les ménages résidents à proximité d'une voie à fort trafic. Cette méthode a de fait été mise au point pour évaluer le coût du bruit à proximité d'un aéroport (Starkie, Johnson, 1975).

Le principe repose sur un raisonnement simple. Dans le cas du bruit par exemple, le "bien" que l'on cherche à évaluer est le niveau de calme à domicile. Les dépenses totales engagées par une personne pour réduire le niveau sonore provenant de l'extérieur reflètent dès lors la valeur qu'elle attache à ce bien, sachant qu'elle va avoir tendance à continuer à se protéger jusqu'à ce qu'une dépense supplémentaire ne lui apporte plus un surcroît de calme suffisant. En évaluant le montant des protections phoniques en liaison avec la variation induite du niveau sonore au domicile, on obtient une estimation de la valeur du calme (ou du coût du bruit) pour cette personne. La méthode va donc consister à établir des niveaux moyens de dépense en fonction des niveaux d'exposition au bruit pour permettre d'extrapoler, ensuite, le coût induit par le trafic d'un axe routier, un aéroport, etc., pour l'ensemble de la collectivité.

Si ce type d'évaluation est apparemment simple dans son principe, il faut bien préciser qu'il pose des problèmes méthodologiques importants lors de sa mise en œuvre et que sa simplicité se paie d'un manque d'exactitude. Il suppose en effet que ce qui est mesuré représente la valeur marchande exacte, ni plus ni moins, du bien ou service non marchand que l'on veut évaluer :

- La définition des dépenses mesurées devrait permettre de retrouver en creux le bien ou service non marchand que l'on veut évaluer. Or, par exemple, les dépenses de protection phoniques ne donnent qu'une évaluation du consentement à payer pour le calme à domicile et ne représentent pas l'ensemble des dommages liés au bruit, à l'extérieur, au bureau, à l'école...
- Les dépenses mesurées devraient être exclusivement destinées à obtenir le bien ou service que l'on veut évaluer. Or, par exemple, les mesures d'isolation phonique (survitrage, double vitrage, double fenêtre...) ont également un impact important en matière d'isolation thermique. Il devient alors très vite difficile de faire la part des choses et de déterminer le poids des différents facteurs jouant sur les dépenses consenties.
- Les dépenses mesurées devraient également couvrir la totalité des dépenses possibles liées à l'obtention du bien ou service non marchand. Oublier l'une d'entre elles peut fausser les résultats, notamment si elle correspond à un poste important et n'évolue pas de la même façon que les autres.

Cette méthode a peu été utilisée pour évaluer les impacts de la pollution de l'air. Lors de notre recensement bibliographique, nous n'avons pas trouvé d'étude de ce type au cours des dix dernières années. Dorothé Manière (1999) en retient 4 pour sa méta-analyse des coûts de la pollution atmosphérique, essentiellement basées sur l'estimation des dépenses de prévention pour éviter de tomber malade[19].

2.3.3. Le coût des voyages

Un autre exemple illustrant cette logique d'évaluation concerne la méthode dite "du coût des voyages" mise au point aux Etats-Unis pour évaluer l'attrait de certains sites naturels de loisirs (Clawson, Knetch, 1966). Elle consiste à établir pour chaque individu les dépenses qu'il consent pour se rendre, rester et jouir du site : coût du déplacement, temps total consacré, achats de matériel (équipement de pêche, de randonnée, etc.), frais sur place. Si une caractéristique du site est ensuite modifiée, on peut observer des variations de comportement dont la traduction monétaire en terme de dépenses correspond à la valeur attachée à cette caractéristique. Ainsi la baisse d'attractivité d'un lieu liée à une hausse de la pollution se traduit, en termes économiques, par la baisse des dépenses de chaque individu pour s'y rendre et s'y détendre.

Cette méthode, utilisée pour évaluer les coûts d'une dégradation des « services naturels » offerts par un site de loisirs, n'apparaît par contre pas adaptée pour mesurer les impacts de la pollution atmosphérique, notamment ses effets sur la santé. Elle n'a apparemment guère été utilisée avec une telle problématique – nous n'en avons pas trouvé trace.

2.3.4. les coûts d'évitement

Les « coûts d'évitement » correspondent aux coûts des mesures qui peuvent être envisagées pur réduire l'impact des nuisances : c'est par exemple le coût de mise en place d'un mur anti-bruit dans le cas des nuisances sonores, ou le coût de l'installation de pots catalytiques sur toutes les voitures neuves dans le cas de la pollution atmosphérique.

Par définition, ce type de coût ne fournit pas une indication du coût des dommages, mais donne le prix à payer pour les éviter ou tout au moins les ramener à un niveau jugé socialement acceptable. Cet indicateur est bien évidemment indispensable puisqu'il permet de se rendre compte de l'intérêt des mesures envisagées : en croisant coût des dommages et coût d'évitement, on aura une idée des « bénéfices » socio-économiques que l'on peut escompter ; et si le coût d'évitement apparaît plus élevé que celui des dommages, on chercher une autre solution…

Par contre, assimiler ces deux types de coûts comme cela a beaucoup été fait, faute de mieux,

[19] Cropper, 1981, « Measuring the benefits from reduced morbidity », *American economic review*, Vol. 71(2) : 235-240.
Dickie M., Gerking S., 1991, « Willingness to pay for ozone control : inferences from the demand for medical care », *Journal of environmental economics and management*, vol 21 : 1-16.
Gerking S., Stanley L.R., 1986, « An economic analysis of air pollution and health : the case of St Louis », *Review of economics and statistics*, Vol LXVIII(1) : 115-121.
Shechter M., 1991, « A comparative study of environmental amenity valuations », *Environmental and resource economics*, Vol 1 : 129-155.
Cités par Manière(1999).

dans le cas du bruit au début des années 90[20] n'a guère de sens, sauf à supposer que l'on soit en situation d'équilibre avec une égalisation à la marge entre le coût de l'effort supplémentaire pour réduire encore la nuisance et le gain de surplus retiré collectivement de cette ultime réduction. Cependant, outre le fait que l'on puisse s'interroger sur la capacité de notre société à gérer ainsi les coûts non marchands, cette hypothèse est alors contradictoire avec l'idée d'un dommage qu'il serait nécessaire d'évaluer avant de le limiter.

Aujourd'hui les coûts d'évitement ne sont plus guère confondus de manière aussi simplificatrice avec les coûts externes. Il nous semblait cependant important d'évoquer ce type de coûts, ne serait-ce que pour rappeler leur différences, et surtout pour souligner leur complémentarité avec les coûts externes que nous tentons d'évaluer ici.

2.4. Des méthodes différentes pour répondre à des problèmes différents ?

Cette présentation des différentes méthodes qui sont ou qui ont pu être utilisées pour évaluer les coûts externes permet déjà de se rendre compte que chacune d'elles mesure un aspect particulier des impacts de la pollution atmosphérique. Les regards se croisent et se superposent parfois, comme il peuvent s'arrêter sur des objets radicalement différents.

Pour clarifier la situation, on peut reprendre ici la double distinction évoquée par Manière (1999) qui propose d'une part de dissocier les coûts supportés individuellement de ceux pris en charge par la collectivité et d'autre part de séparer les coûts générés par les effets directs et ceux liés aux effets indirects de la pollution (en distinguant par exemple la maladie, effet direct, et l'absentéisme au travail, effet secondaire, indirect).

[20] Voir par exemple les résultats du travail de recension de Quinet (1993), qui a servi de base aux valorisations du premier groupe Boiteux (CGP, 1994).

Tableau 7 : Classification des différents dommages de la pollution atmosphérique selon la nature des coûts associés

	Coût externe individuel		***Coût externe collectif ou sociétal***	
	Direct	Indirect	Direct	Indirect
Morbidité	- dépenses médicales effectivement supportées par l'individu (ticket modérateur par ex.) - dépenses de protection	- désutilité liée à la douleur, à l'isolement, à l'inactivité..., - pertes de salaire - temps perdu	- dépenses médicales couvertes par les systèmes de sécurité sociale et de mutuelle	- pertes de production - arrêt de travail
Mortalité	- frais d'obsèques - valeur accordée à l'espérance de vie	- désutilité liée à la douleur de perdre un proche	- dépenses publiques en infrastructure (cimetière) - prise en charge partielle des frais (assurance)	- pertes de production
Visibilité		- désutilité liée à une perte de visibilité - manque à gagner pour certains sites privés où la visibilité est impor-tante		- manque à gagner pour certains sites publics où la visibilité est importante (la Tour Eiffel par exemple)
Bien -être	- désutilité liée à l'existence de la pollution atmosphérique			
Matériaux	- dépenses privées de nettoyage (ravalement de façade, peinture, pressing...)	- désutilité liée à la vie dans un environnement insalubre - désutilité liée au délabrement d'oeuvres architecturales ou patri-moniales (le Louvre avant son ravalement) - manque à gagner pour certains sites privés moins attractifs du fait de leur état	- dépenses publiques de nettoyage et de rénovation	- manque à gagner pour certains sites publics moins attractifs du fait de leur état
Récolte	- surcoût pour le consommateur - baisse de profit pour le producteur			
Flore		- désutilité liée à la dégradation de la flore environnante	- dépenses publiques d'entretien (soins et plantations)	

Manière, 1999

Cette classification, qui ordonne les différents dommages selon la nature de leur prise en charge et leur niveau de causalité, permet de mieux rendre compte des champs de pertinence respectifs de chacune des méthodes d'évaluation :

- L'estimation des coûts devra couvrir l'ensemble des effets, quelle que soit leur

position dans la chaîne des causalités. Leur ordonnancement permet par contre de bien repérer ce qui est pris en compte et de s'appuyer sur des méthodes d'investigation, de mesure et d'analyse, autres qu'économiques, notamment dans le cadre d'une approche de type « fonction des dommages ».

- La nature individuelle ou collective de la prise en charge des coûts est quant à elle primordiale à établir pour éviter d'oublier certains coûts que la méthode utilisée ne prendrait pas en compte. Par exemple, les méthodes reposant sur l'expression des préférences individuelles (dépenses de protection, prix hédoniste, évaluations contingentes) ne permettront de mesurer que les coûts ressentis par les individus. Ceux qui sont pris en charge par la collectivité, comme les dépenses médicales remboursées par la sécurité sociale, devront passer par d'autres méthodes, et notamment par l'estimation du coût de réparation des dommages.

Le tableau ci-dessous, présenté par Manière (1999), permet ainsi de se rendre compte de ce que chaque méthode peut prendre en compte, que cela ai déjà été réalisé dans certaines études ou non (ce dernier cas des usages potentiels mais non encore effectivement réalisés est marqué du signe * dans le tableau).

Enfin, à cette double distinction, il faut en rajouter une troisième pour bien comprendre les potentialités des différentes méthodes. Elle concerne le type de valeur que l'on veut mesurer, d'usage ou d'existence, du bien qui se trouve dégradé. Déjà évoquée en §1.1., cette distinction est importante car elle permet de comprendre l'intérêt des évaluations contingentes qui, seules, permettent d'envisager les valeurs de non-usages parfois importantes dans le cas des biens environnementaux et souvent difficile à prendre en compte dans les problèmes de santé publique, comme l'inconfort, la douleur, l'isolement social ou le décès provoqués par les maladies.

Tableau 8 : Méthodes habituellement utilisées selon le récepteur et les composantes considérées

	Coût externe individuel		***Coût externe collectif ou sociétal***	
	Direct	***Indirect***	***Direct***	***Indirect***
Morbidité	MFD	MFD (pertes de salaires)	MFD	MFD
	MDP, MEC, MPH (valeur globale)			
Mortalité	MFD (frais d'obsèques)		MFD	MFD
	MEC, MPH (valeur globale)			
Visibilité		MEC, MPH		
		MFD*, MSP* (manque à gagner pour certains sites *privés* où la visibilité est importante)		MFD* MSP* (manque à gagner pour certains sites *publics* où la visibilité est importante ; ex la Tour Eiffel)
Bien-Etre	MEC			
Matériaux	MFD		MFD	
	MEC, MPH (valeur globale)			
		MFD*, MSP* (manque à gagner pour certains sites *privés* moins attractifs du fait de leur état)		MFD* MSP* (manque à gagner pour certains sites *publics* moins attractifs du fait de leur état)
Récolte	MSP			
Flore	MEC, MPH (valeur globale)		MFD*	

* aucune application n'a été identifiée pour cette catégorie *Manière, 1999*

MEC : Méthode d'Evaluation Contingente
MDP : Méthode des Dépenses de Protection
MFD : Méthode de Fonction des Dommages (capital humain et coûts de réparation des dommages)
MPH : Méthode des Prix Hédonistes
MSP : Méthode du Surplus de Production

De ce point de vue, les méthodes apparaissent beaucoup plus complémentaires que concurrentes. Suivant les objectifs de l'évaluation que l'on veut mener on recourra de préférence à tel ou tel outil.

Cependant, le tableau le montre bien, le découpage des champs de pertinence n'est pas absolu, et de nombreuses zones sont susceptibles d'être couvertes par différentes méthodes. Et, sur ces points de recouvrement, la méta-analyse menée par Dorothée Manière (1999) sur 49 études et 96 estimations souligne que chaque méthode fournit des coûts différents des impacts de la pollution atmosphérique. Ainsi, dans son échantillon, la méthode des dépenses de protection produit des coûts 1,5 à 1,9 fois plus élevés que l'évaluation contingente, elle-même 3 fois plus forte que la méthode des prix hédonistes. Les méthodes du surplus de production et des fonctions de dommages donnent des estimations encore inférieures.

- Les dépenses de protection, qui n'apparaissent plus guère aujourd'hui, tendent à

surestimer les coûts car elles reflètent souvent des comportements qui intègrent plusieurs objectifs, sans que l'on puisse ensuite imputer un coût spécifique au dommage particulier considéré.

- Les prix hédonistes fournissent une évaluation globale pour un ensemble de dommages liés à la pollution atmosphérique, qui apparaît plus faible que la somme de chacun des coûts mesurés séparément (biais d'inclusion), expliquant par là les écarts enregistrés avec les évaluations contingentes.
- Les coûts des dommages et des pertes de production restent quant à eux plus faibles, notamment du fait qu'ils n'intègrent pas les valeurs d'existence ou de non-usage.

Par ailleurs, on constate aussi des différences importantes à l'intérieur d'une même famille de méthodes. Au sein des évaluations contingentes par exemple, les valeurs obtenues à partir d'un référendum sont en moyenne 3 fois supérieures à celles établies à partir d'une carte de paiement, les questions ouvertes fournissant des résultats intermédiaires. En matière de coûts des dommages, autre grande famille utilisée pour valoriser les impacts de la pollution, le procédé de comptabilisation des dommages apparaît déterminant pour le résultat : répertorier les dommages de manière exhaustive avant de les valoriser fournit des ordres de grandeur similaires à ceux obtenus à partir de courbes dose-réponse ; par contre l'extrapolation simple de quelques résultats à l'ensemble de la population étudiée conduit à des valeurs 13 à 15 fois inférieures.

Pour illustrer les principales méthodes appliquées à leur champ privilégié, nous avons choisi de présenter des synthèses de recherches représentatives des tendances observées au cours de ces dix dernières années, déjà évoquées en cours de texte. Le tableau de la page suivante présente à nouveau les travaux qui ont été retenus. On retrouvera les principaux points évoqués ici, à travers notamment la diversité des impacts de la pollution de l'air et des méthodes pour évaluer leurs coûts, la richesse et l'inventivité méthodologique déployées autour des analyses contingentes, les réflexions sur les complémentarités entre valeurs contingentes et coûts des dommages, ainsi que la dispersion des résultats, qui reste réelle lorsque l'on compare les différentes études.

TABLEAU 9 : BILAN ET CLASSIFICATION DES ETUDES RECUEILLIES

	Dépenses de protection	*Prix hédonistes*	*Evaluations contingentes*	*Réparation des dommages*	*Pertes de production*	*Capital humain*
Morbidité *Court terme*			Alberini al. 97 (O)			
			Reed al. 97 (O)			
			Navrud 98 (O)			
				Deloraine 95 (S/O)		
				Voorhees 00 (O)		
					Hansen al. 00 (O)	
Mortalité + Morbidité *Court terme*			Ostro al. 98(S)			
			Chanel al. 96 (S/O)			
			Rozan 00 (O)			
Court et long terme			Chanel al. 99 (S)			
				Ecoplan 96 (O)		
Mortalité		Lannoie 95 (O) - W	Lannoie 95 (O)			
Bâtiments			Grosclaude al. 94 (O)	Jeanrenaud 93 (O)		
				Apsimon al. 96 (O)		
Faune/Flore					Gregory al., 96 (O)	
Visibilité			McClelland al. 93 (O)			
Plusieurs impacts		Figueroa 96 (O) – Imm.				
			Saelensminde 99 (O)			
			Halvorsen 96 (O)			
	Manière 99 (M) *toutes méthodes*					

(S) : valeurs = Synthèse d'autres études ; (M) : Méta analyse ; (O) : étude originale.

3. Le taux d'actualisation et les questions de l'équité intergénérationnelle : les économistes et la maïeutique des choix collectifs

Dans la définition du développement durable, la question de l'intérêt des générations futures est explicitement présente. Or, lorsqu'il s'agit de rendre opératoire cette volonté de prendre en compte les problèmes d'équité intergénérationnelle, il est nécessaire de recourir à la boîte à outil des économistes. Par le biais de l'actualisation, ces derniers ont depuis longtemps essayé de traiter ce problème. Ils l'ont initialement fait dans une perspective purement économique, voire financière. Mais, progressivement, les mêmes raisonnements ont été appliqués à d'autres domaines, par exemple en donnant une valeur à des éléments non marchands comme le temps ou les coûts externes. C'est pourquoi nous commencerons par rappeler quelques repères essentiels sur le calcul économique, dans une perspective financière d'abord puis socio-économique (§3.1.).

Cela nous conduira ensuite à nous interroger sur la définition du taux d'actualisation et sa signification dans le calcul économique public. Faut-il s'en tenir à la valeur, relativement élevée (8%), issue des préconisations du Commissariat général du Plan ? La réponse à cette question n'est pas simple car le taux d'actualisation est une forme d'arbitrage entre diverses contraintes, financières, économiques et (§3.2.). Pour tester la signification d'une autre définition du taux d'actualisation, nous envisagerons deux hypothèses : la réduction du taux d'actualisation, accompagnée d'une autre approche de la contrainte budgétaire, et sa différenciation dans le temps. Ceci nous conduira à distinguer d'une part la question du niveau du taux d'actualisation et d'autre part la question de l'évolution des prix relatifs. Nous verrons alors que face aux questions d'équité intergénérationnelle, les économistes se trouvent dans une posture un peu inhabituelle. En introduisant le calcul économique dans des domaines où le bon sens pousserait plutôt à l'ignorer, voire à le disqualifier, ils deviennent en quelque sorte des « maïeuticiens » : en amont des décisions micro-économiques quotidiennes et du fonctionnement des marchés, ils aident à l'émergence des choix collectifs en participant à une forme de tâtonnement[21] socio-politique (§3.3.).

3.1. Le taux d'actualisation et son rôle dans le calcul économique : du taux d'actualisation au TRI et au Taux de Rentabilité Socio-Economique

3.1.1. Le principe de l'actualisation : le symétrique de la capitalisation

L'actualisation en économie permet de prendre en compte la dimension temporelle et de comparer des sommes à des horizons distincts. Le principe de l'actualisation est le symétrique du principe de la capitalisation. Si l'on place un capital C_0 sur un marché avec un taux

[21] Chez L. Walras, un des fondateurs de l'économie moderne, le tâtonnement est l'opération préalable à la détermination du prix sur le marché libre, dont le modèle est pour lui la cotation des valeurs boursières. Lorsque les cotations se faisaient à la criée, le tâtonnement était l'œuvre du « crieur de prix » (auctionner en anglais) dont le rôle était de déterminer, par essais successifs, le prix qui égalisait les offres et les demandes pour un titre et à un instant donné. Si nous transposons ce raisonnement aux coûts externes, il est clair que les pouvoirs publics ont la même fonction. Faut-il alors rappeler que, comme sur les marchés financiers, les valeurs proposées par les experts sont par définition fugaces…

d'intérêt r à l'année 0, le capital à l'année n est de C_n avec

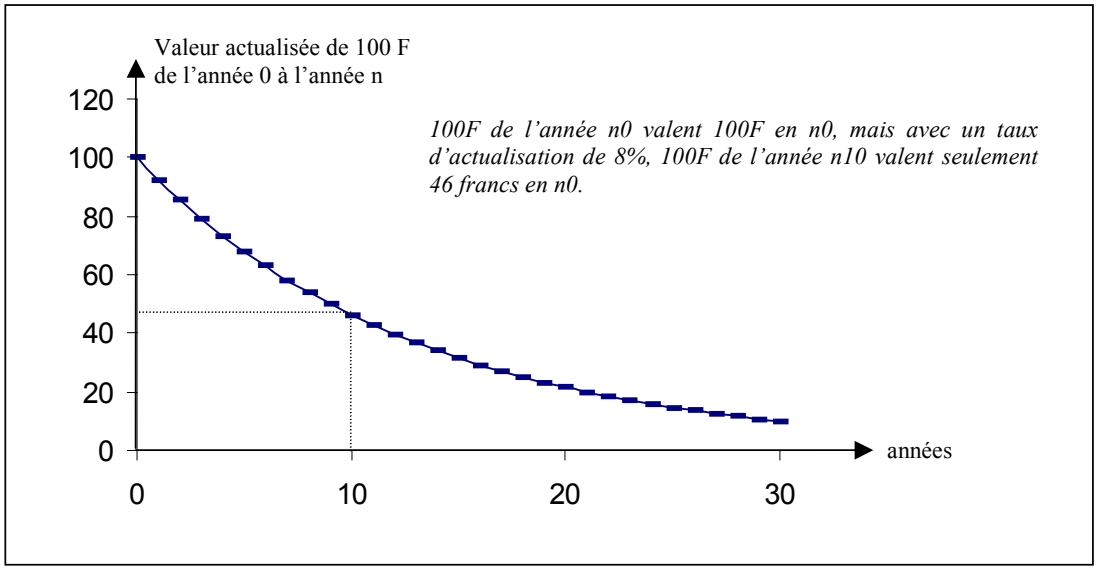
$$C_n = C_0 * (1 + r)^n$$

Pour l'actualisation, on utilise un **taux d'actualisation *a*** (en général par année) représentatif des préférences de disponibilité d'argent dans le temps. 1 franc disponible dans un an est équivalent à 1+a francs disponible aujourd'hui. Une somme S_n à l'année n, n'est prise en compte que de S_0 avec

$$S_0 = S_n / (1 + a)^n$$

Le taux d'actualisation et son niveau, traduisent une préférence plus ou moins importante pour le présent. Un individu qui a une préférence forte pour le présent va avoir un taux d'actualisation très élevé, ce qui pénalise fortement les biens futurs. A l'inverse, un individu privilégiant le long terme aura un taux d'actualisation faible. Nous pouvons même imaginer que des individus puissent avoir une préférence pour le futur plutôt que pour le présent et donc un taux d'actualisation négatif.

Graphique 8 : Les effets de l'actualisation
exemple d'une valeur de 100 francs à l'année t, avec un taux de 8%



3.1.2. De la rentabilité financière à la rentabilité socio économique

A partir des raisonnements financiers élémentaires qui précèdent, il est possible d'effectuer un travail d'actualisation sur les recettes et les charges liées à un projet industriel donné. La rentabilité d'un projet peut être abordée de trois façons différentes :

- Rentabilité financière
- Rentabilité socio-économique
- Rentabilité économique

Ces trois types de calcul consistent à actualiser à une date donnée, généralement antérieure à la date de début des travaux, un ensemble de recettes et de dépenses. Mais, selon les indicateurs, certains éléments sont ou ne sont pas pris en compte.

- La rentabilité financière prend en compte, en francs courants[22], toutes les recettes et dépenses de l'opérateur, y compris les frais financiers. Elle permet de déterminer un Taux de Rentabilité Interne « *financier* » (TRI), défini comme le taux d'actualisation qui annule la Valeur Actualisée Nette (VAN ; voir encadré ci-après).
- La rentabilité socio-économique, conduite en francs constants, ajoute aux variables précédentes les coûts et avantages pour la collectivité (temps gagné, effets externes..), mais omet les frais financiers (car ils sont un transfert entre agents économiques). Elle débouche sur un taux de rentabilité interne socio-économique (TRSE), correspondant au taux d'actualisation qui annule le Bénéfice Net Actualisé (BNA).
- La rentabilité économique ne prend en compte que les effets pour l'entreprise (recettes et dépenses) mais en ignorant les frais financiers et donc l'inflation. L'objectif d'un tel calcul est de se concentrer sur les seuls éléments liés directement à l'exploitation. C'est donc un moyen de classer des projets en fonction des seules considérations économiques. Mais il faut se garder de la tentation de privilégier cet indicateur sous prétexte qu'il présente des taux de rentabilité plus élevés. La non prise en compte des frais financiers constitue en effet une démarche risquée qui ignore le coût des fonds, publics ou privés, et qui ne permet pas de rapprocher les calculs avec les comptes réels de l'opérateur.

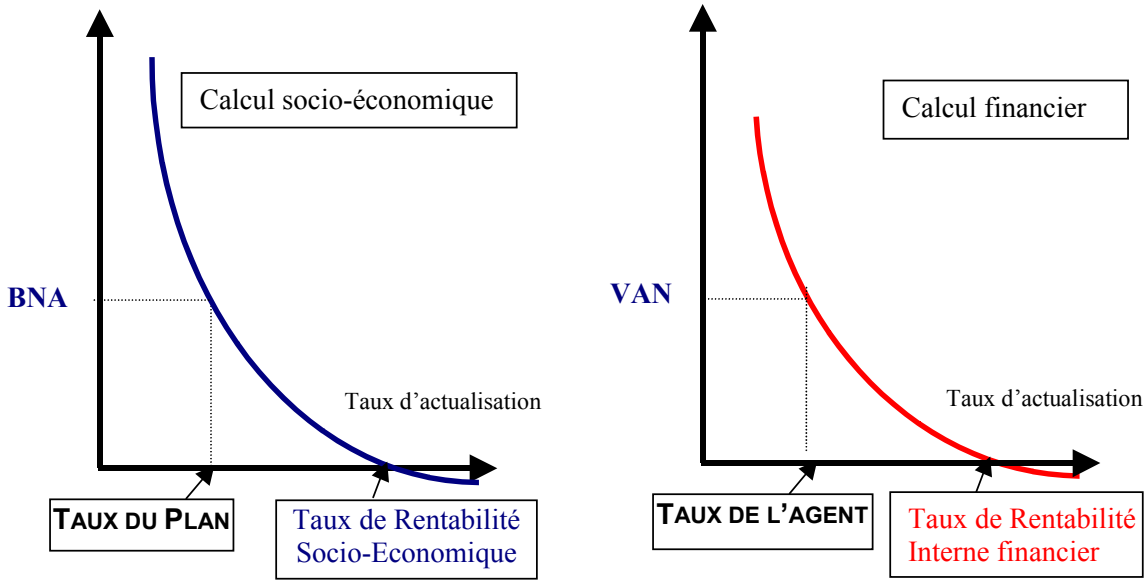
Le lecteur peu familier de ces définitions trouvera dans l'encadré ci-dessous le rappel des principales formules de calcul des diverses rentabilités. En les observant de près, on observe que toutes sont caractérisées par un rôle important du taux d'actualisation au dénominateur. Selon le montant retenu, la VAN prendra des valeurs très différentes et la rentabilité d'un projet en sera donc modifiée. Notons toutefois un élément important, souvent source de confusion : le TRI étant celui qui annule la VAN, il n'est pas affecté par le choix *ex ante* d'un taux d'actualisation donné. Rechercher le TRI, c'est au contraire, chercher le taux d'actualisation qui égalise la valeur présente des dépenses et des recettes liées à l'opération. C'est la raison pour laquelle le TRI, ou son équivalent socio-économique (TRSE), sont un outil commode pour les décideurs privés ou publics. Ils permettent en effet de neutraliser la question du choix du taux d'actualisation pour mettre en lumière les éléments économiques qui apparaissent au numérateur des formules de calcul.

Comme le soulignent les deux graphiques ci-dessous, il faut toujours conserver à l'esprit deux informations clés :

- Pour évaluer un projet, on peut ou bien raisonner sur l'axe horizontal et se focaliser sur le TRI financier et/ou le TRSE ; ou bien raisonner verticalement et, pour un taux d'actualisation donné, se centrer sur la VAN, ou le BNA, qui en résulte.
- Plus le taux d'actualisation est faible et plus la rentabilité (VAN ou BNA) augmente, mais *cela ne change en rien le TRI financier ou le TRSE*, celui qui annule la VAN ou le BNA. En d'autres termes adopter un taux d'actualisation plus faible ou plus élevé ne modifie en rien la rentabilité intrinsèque d'un projet.

[22] Ce calcul en francs courants suppose que des hypothèses soient faites sur l'inflation future. Même si cela ajoute une incertitude au calcul, c'est une nécessité lorsque, comme c'est généralement le cas, l'endettement est à taux fixe ce qui signifie que la chronique des frais financiers est connue.

Graphique 9 : Taux d'actualisation et taux de rentabilité interne d'un projet



Encadré 3 : Les différentes valeurs calculées pour évaluer un projet

Notations :

L'ensemble des variables présentées sont des valeurs actualisées à une année de référence, notée t_r. Pour les investissements dans le domaine des transports, l'année de référence couramment utilisée est l'année précédent la mise en service (notée t_0) ou la première année de mise en service (notée t_1). Pour comparer différents projets d'investissements ayant des années de mise en services différentes, il convient d'effectuer les calculs actualisés à la même année de référence t_r. Dans la suite du rapport, t_p correspond à l'année où débutent les travaux et t_n la dernière année d'exploitation prise en compte dans le calcul.

Pour l'ensemble des valeurs prises en compte dans cette partie, il s'agit bien de variations par rapport à une situation avec projet et une situation sans projet.



Lorsque les calculs sont effectués en francs constants, les calculs sont effectués en francs de l'année de référence (année d'actualisation).

Excédent Brut d'Exploitation (EBE) :

Calculé en année, il s'agit de la différence entre les recettes d'exploitations (R) et les coûts (C) d'exploitation (hors investissements). L'EBE détermine la valeur des cash-flows disponibles chaque année, il est notamment important pour les calculs financiers et pour les calculs de l'exploitant.

$$EBE_j = \Delta R_j - \Delta C_j$$

Valeur Brute Actualisée (VBA) :

Il s'agit d'une simple somme actualisée des sommes générées chaque année d'exploitation, à une année de calcul t_r (année de référence) sur l'ensemble de la durée de vie (celle-ci est donnée et fixée dans le calcul) de l'infrastructure.

$$VBA_{t_r} = \sum_{j=t_p-t_r}^{j=t_n-t_r} \frac{\Delta b_{j+t_r}}{(1+a)^j}$$

Où Δb_{j+tr} correspond à la valeur des cash-flows disponibles à l'année $j+t_r$ pour l'opérateur et ***a*** *le taux d'actualisation*.

Pour des opérateurs privés, le calcul de la VBA permet de comparer différents projets suivant le montant total et actualisé des liquidités générées durant la durée d'exploitation de l'infrastructure. Le bilan financier actualisé est effectué en francs courants.

Bénéfice Brut Actualisé (BBA) :

Le BBA est la somme actualisée des EBE sur l'ensemble de la durée de vie présumée de l'investissement. Le BBA prend aussi en compte les avantages monétarisés (A_t) mais ne prend plus en compte les frais financiers. Dans le calcul, K_{tn} représente la valeur résiduelle estimée de l'infrastructure après les n années d'utilisation.

$$BBA = \sum_{j=t_p-t_r}^{j=t_n-t_r} \frac{\Delta R_{j+t_r} - \Delta C_{j+t_r} + \Delta A_{j+t_r}}{(1+a)^j} + \frac{K_{t_n}}{(1+a)^{t_n-t_r}}$$

Le terme $\mathbf{K_{tn}}$ est parfois difficile à estimer, notamment dans le cas des infrastructures de transport, qui ne se négocient pas sur un marché.

L'ensemble des valeurs prises en compte dans le calcul du BBA sont en francs constants de l'année de référence pour l'actualisation.

Le BBA peut, comme le VBA pour des opérateurs privés, constituer un critère de choix pour la collectivité portant sur le bénéfice total engendré par les différents projets en concurrence.

Valeur Brute Actualisée ou Bénéfice Brut Actualisé par franc investi (VBA/I ou BBA/I) :

Ces valeurs sont les pendantes des précédentes, rapportées à l'investissement (somme actualisée des investissements, calculée à l'année de référence t_r). Par rapport aux VBA et BBA, elles permettent de comparer des projets de tailles différentes et ainsi de ne pas pénaliser les petits projets qui ont généralement un VBA ou un BBA plus faible. Ces ratios peuvent être considérés comme des indicateurs de profitabilité du capital.

Valeur Actuelle Nette (VAN) et Taux de Rentabilité Interne (TRI) :

La VAN est le prolongement du VBA, en prenant en compte l'investissement consenti par l'opérateur et les frais financiers (F_j) du projet. Il s'agit toujours d'une valeur actualisée à l'année de référence. C'est une notion qui vise à estimer le surplus global financier du projet. Sa formulation est :

$$VAN = \sum_{j=t_p-t_r}^{j=t_n-t_r} \frac{-\Delta I_{j+t_r} + \Delta R_{j+t_r} - \Delta C_{j+t_r} - \Delta F_{j+t_r}}{(1+a)^j} + \frac{K_{t_n}}{(1+a)^{t_n-t_r}}$$

Les termes $\mathbf{I_j}$ correspondent aux différents montants d'investissements, principalement pendant les années de travaux avant la mise en service de l'infrastructure (pendant ces années, les recettes d'exploitation sont nulles voire négatives si les travaux ont une influence sur l'exploitation des services existants). Des investissements peuvent aussi intervenir après la mise en service de l'infrastructure, notamment lors d'une mise en service partielle ou d'un renouvellement de matériel,…

Dans le calcul de la VAN, les montants sont en francs courants. Il faut donc disposer d'hypothèses sur la variation du taux d'inflation sur les années d'amortissement de l'investissement. Le raisonnement en francs courants permet de rapprocher les échéanciers calculés des comptes réels du projet.

La VAN est un indicateur financier qui peut servir pour comparer les différents projets. Plus la VAN est

importante, plus les sommes générées en plus de l'investissement sont importantes.

La valeur du Taux de Rentabilité Interne (TRI) financier est déterminé à partir du calcul de la VAN. **Le TRI est la valeur de a (taux d'actualisation) qui annule la VAN**. Le TRI financier est un taux de rentabilité du capital en francs courants.

Ainsi, dans le calcul de la VAN avec un taux d'actualisation à 8 %, si la VAN est positive le TRI financier est supérieur à 8 %, si la VAN est négative le TRI est inférieur à 8 %. La valeur de 8% est le taux d'actualisation de référence fixée par le Commissariat général du Plan.

Le TRI est un indicateur important sur le plan financier, puisqu'il détermine la rapidité du retour sur investissement. Plus le TRI est élevé, plus la récupération des capitaux engagés est rapide. C'est pourquoi l'on peut être amené à calculer le **délai de récupération (N),** qui correspond au nombre estimé d'années permettant de récupérer l'investissement I avec un taux d'actualisation à 8 %.

Bénéfice Net Actualisé (BNA) et Taux de rentabilité socio-économique (TRE ou TRI socio-économique) :

Le BNA est le pendant de la VAN, mais pour la collectivité. Son calcul est soumis à la réserve de pouvoir estimer de façon monétaire les différents avantages et coûts d'un investissement public. Il s'agit de prendre en compte les avantages monétarisés, et de ne plus prendre en compte les frais financiers qui traduisent les modalités de financement. En effet, on suppose que la société dispose des fonds disponibles.

$$BNA = \sum_{j=t_p-t_r}^{j=t_n-t_r} \frac{-\Delta I_{j+t_r} + \Delta R_{j+t_r} - \Delta C_{j+t_r} + \Delta A_{j+t_r}}{(1+a)^j} + \frac{K_{t_n}}{(1+a)^{t_n-t_r}}$$

Les postes sont en francs constants de l'année de référence de l'actualisation.

De même que pour la VAN, on calcule un TRI socio-économique qui est la valeur du coefficient a d'actualisation qui annule le BNA.

De même que précédemment, le TRI socio-économique (nous utiliserons cette dénomination pour la suite) traduit la vitesse du retour sur investissement des projets pour la collectivité, et constitue un taux de rentabilité du capital en francs constants. Par rapport au calcul de la VAN, le calcul du BNA ne nécessite donc pas d'hypothèses sur l'inflation.

Valeur Nette Actualisée économique (VANéco) et Taux de rentabilité économique (TRI économique) pour un projet:

Cette troisième notion est un indicateur économique dans le sens strict du terme. Par rapport à l'approche financière (VAN et Tri financier), les modalités de financement du projet ne sont pas pris en compte. Les calculs sont effectués en francs constants.

$$VANéco = \sum_{j=t_p-t_r}^{j=t_n-t_r} \frac{-\Delta I_{j+t_r} + \Delta R_{j+t_r} - \Delta C_{j+t_r}}{(1+a)^j} + \frac{K_{t_n}}{(1+a)^{t_n-t_r}}$$

Les postes sont en francs constants de l'année de référence de l'actualisation. Par rapport au calcul de la VAN financière et du TRI financier, il n'est donc pas nécessaire d'avoir des hypothèses sur l'inflation pendant la période d'amortissement.

De même, on calcule un **TRI économique qui est la valeur du coefficient a d'actualisation qui annule la VAN économique.** qui traduit la vitesse du retour sur investissement des projets pour un opérateur ou un groupe d'opérateur, et constitue un taux de rentabilité du capital en francs constants.

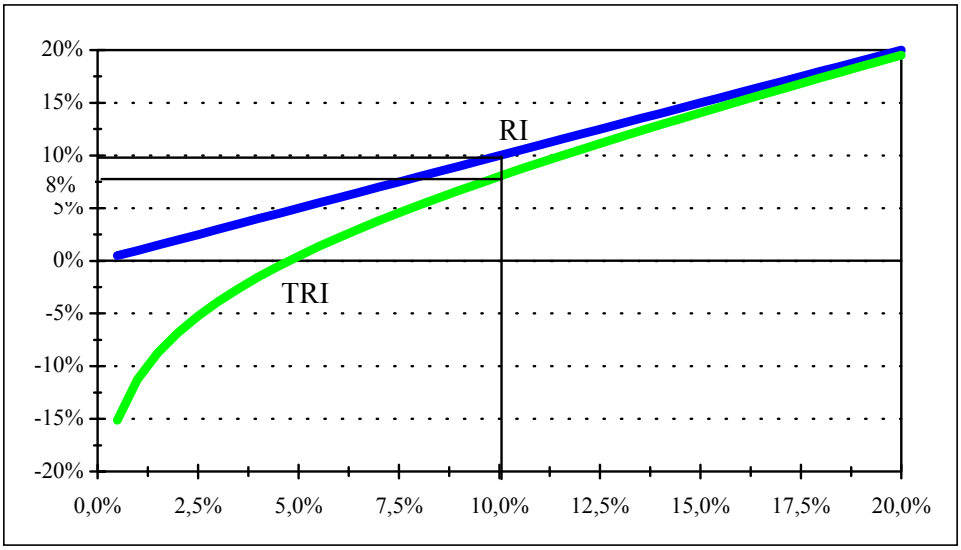
Taux de rentabilité immédiate (RI) :

Le RI est défini comme le rapport entre les bénéfices de la première année sur le coût de l'investissement actualisé à l'année de référence. Ce critère est souvent utilisé car il est plus commode à calculer que les TRI financiers, l'EBE étant plus facile à estimer pour la première année d'exploitation que sur l'ensemble de la durée de vie de l'ouvrage. De plus, il constitue, pour des RI assez élevés, une bonne approximation du TRI du projet.

$$RI_{t_1} = \frac{\Delta R_{t_1} - \Delta C_{t_1}}{\sum_{j=t_p-t_1}^{j=t_0-t_1} \frac{-\Delta I_{j+t_r}}{(1+a)^j}}$$

Ici, l'actualisation est faite à la première année d'exploitation. En cas de comparaison entre RI et TRI, il est important d'actualiser à la même année

Le calcul du RI peut aussi constituer un moyen de déterminer la date optimale de mise en service de l'infrastructure.



3.2. La définition du taux d'actualisation : un processus d'agrégation en forme d'arbitrage

Les travaux concernant l'actualisation en économie sont maintenant anciens (Ramsey 1928, Evans 1930). On peut citer ici plus particulièrement Hotelling (1931) qui, dans le cadre de ses travaux sur les ressources naturelles, a énoncé la règle éponyme, selon laquelle le prix d'une ressource naturelle frappée par une rareté absolue doit croître à un taux annuel qui est justement le taux d'actualisation. Plus proche de nous, on peut citer Massé (1946), Arrow et Kurtz (1970), sur le rôle du capital public. Aujourd'hui encore, l'actualisation fait l'objet de nombreuses discussions chez les économistes (R. Guesnerie et Ch. Gollier). En France, la principale question qui se pose aujourd'hui est d'éclairer le choix d'un taux d'actualisation officiel très supérieur au taux d'intérêt réel de long terme sur les marchés financiers. Ce choix révèle une contrainte sur les finances publiques dont on peut se demander si elle n'entre pas en contradiction avec la prise en compte des problèmes environnementaux.

3.2.1. Comment définir le taux d'actualisation ?

Nous l'avons signalé, le taux d'actualisation représente la préférence plus ou moins importante pour le présent. Mais sa signification est bien plus complexe et le principe même d'actualisation a fait l'objet de multiples controverses au sein du petit monde des économistes. Nous ne reviendrons pas sur le débat qui oppose les partisans de l'actualisation et les partisans de la non actualisation. L'objet de cette section est de faire le point sur les différentes justifications économiques du taux d'actualisation.

a) La préférence pure pour le présent

Le processus d'actualisation peut être justifié par ce que les économistes appellent la préférence « pure » pour le présent, qui traduit en quelque sorte « l'impatience » des agents

économiques. Un consommateur impatient aura un taux d'actualisation élevé et la consommation immédiate du produit lui confère plus de satisfaction que sa consommation dans un temps ultérieur, malgré une baisse éventuelle du prix du produit dans le temps. A l'inverse, par rapport au prix d'acquisition de la marchandise, un individu avec un taux d'actualisation faible pour ce produit va préférer attendre une baisse des prix avant de consommer la marchandise.

Ce taux de préférence pure pour le présent, noté ***p,*** est bien sûr une valeur comportementale. Arrow[23] propose, à partir de conclusions éthiques et empiriques, de retenir un taux de préférence pure de 1%. Cline (1999) propose quant à lui un taux p de l'ordre de 2%. D'autres auteurs préconisent de prendre ce taux égal à 0, notamment pour des considération morale vis à vis des générations futures lorsque les projets en question ont des effets « intergénérationnels ». Ainsi, on peut trouver des propositions menant à distinguer la durée de calcul. Pour des investissements inférieurs à 30 ans le taux de préférence pure peut être considéré dans le processus d'actualisation. Au delà de 30 ans, il pourrait être pris égal à 0. Nous sommes ici en présence d'une première justification d'une pluralité des taux d'actualisation (voir plus loin).

b) L'effet de richesse

Le taux d'actualisation traduit aussi « un effet de richesse ». La poursuite de la croissance économique fait que les générations futures seront plus riches que la génération présente. En conséquence, l'utilité que l'on a de consommer un franc aujourd'hui est plus forte que celle que l'on aura à utiliser ce même franc des années plus tard, du fait de l'accroissement de pouvoir d'achat des individus. Cela suppose que l'utilité d'un franc pour un individu « pauvre » est plus grande que l'utilité que retire un individu « riche » de cette même somme. A ce titre, il ne faut pas confondre taux d'actualisation et inflation, puisque l'on raisonne en francs constants. Le processus d'actualisation ne traduit donc pas l'effet d'une dépréciation de la valeur de l'argent due à une hausse des prix de la consommation.

Cet effet richesse, noté θ***g***, est souvent rapproché de la croissance des économies. θ est un terme prenant en compte la décroissance de l'utilité marginale du revenu (en général la valeur retenue est proche de 1,5, ce qui correspond de façon approximative à l'inverse de l'élasticité de l'utilité marginale du revenu) et ***g*** est le taux de croissance du PNB par tête (les taux de croissance à long termes généralement retenus sont de 2 à 4%).

c) Le coût d'opportunité pour les agents privés

Une troisième justification de l'actualisation concerne en particulier les agents économiques privés tels que les firmes et entreprises. Elle se présente sous la forme d'un « coût d'opportunité ». L'immobilisation de capital étant improductive, le taux d'actualisation doit prendre en compte le profit que peut générer l'investissement si on en faisait autre chose, comme en le plaçant sur un marché financier avec un rendement garanti. Cette justification du processus d'actualisation tient aussi compte de la contrainte de rareté des ressources financières.

Ce coût d'opportunité de l'argent, noté en général ***r***, peut être considéré comme le taux

[23] Cf les articles Arrow et al. 1996, Arrow 1995.

d'intérêt réel du marché dans une situation de concurrence pure et parfaite (on pourrait retenir les taux réels des obligations à long terme par exemple), soit avec une valeur aujourd'hui aux alentours de 4%.

Mais des précautions doivent être prises. En effet, il est à signaler que les marchés financiers ne sont jamais parfaits mais cloisonnés. Il existe alors plusieurs taux d'intérêt, qui dépendent de la durée du prêt, du risque client, de la conjoncture économique, sociale et politique, etc.

d) Quelle justification retenir ?

En économie, le taux d'actualisation peut donc être défini comme la combinaison de trois termes :

- la préférence « pure » des agents économiques pour le présent avec un taux ***p***,
- « l'effet de richesse » θ***g*** généré par l'action du temps sur le revenu moyen,
- et un « coût d'opportunité ***r*** de l'argent ».

Pour autant, la définition du taux d'actualisation ne peut résulter d'une simple somme des trois termes : ***p,*** θ***g et r***, car ces trois éléments se recouvrent partiellement et renvoient à des situations particulières. Ce qui signifie que les taux d'actualisation sont très variables d'un individu à l'autre, ou d'un groupe social à l'autre. Déterminer un taux d'actualisation pour les projets publics revient donc à effectuer un travail d'agrégation, en évitant les doubles comptes. C'est aussi une forme d'arbitrage entre des niveaux très variables de préférence pour le présent.

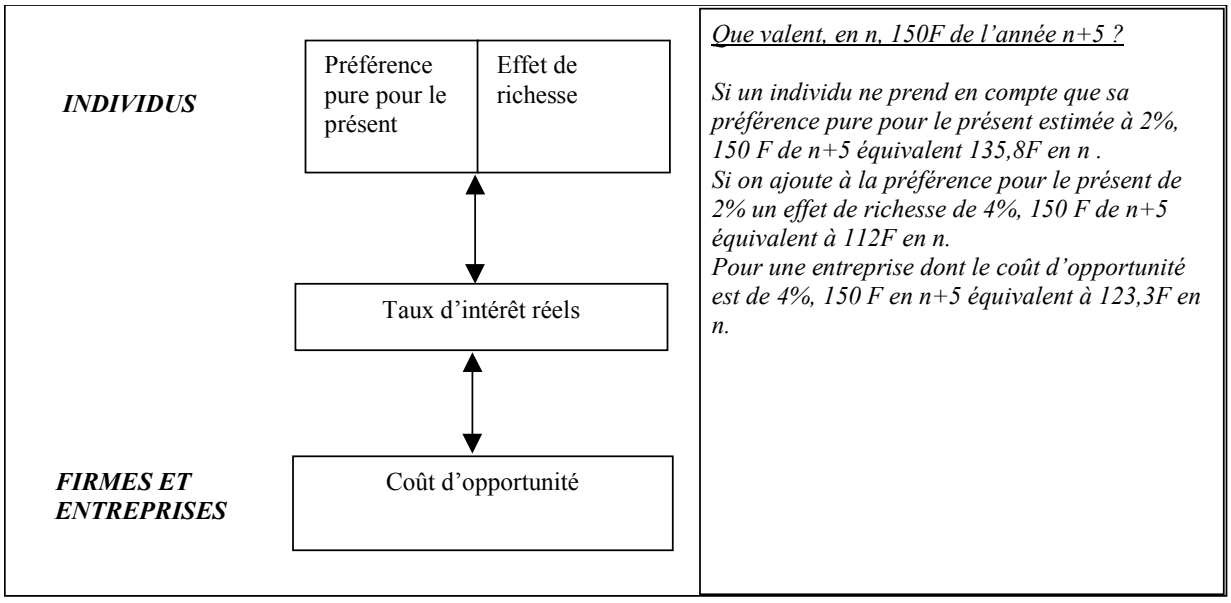
Ainsi, pour Böhm-Bawerk, repris ensuite par Cline[24], il faut retenir un taux d'actualisation social pour les individus (ou encore taux d'actualisation « pur »), prenant en compte ***p et*** θ***g,*** c'est à dire la préférence pure pour le présent et l'effet de richesse. Ce taux ne prendrait pas en compte le coût d'opportunité de l'argent qui renvoie à une autre logique, celles des firmes.

Pour les entreprises et les firmes, c'est le coût d'opportunité qui prévaut dans la détermination du taux d'actualisation. La préférence pure pour le présent ou l'effet de richesse sont en quelque sorte inclus dans le raisonnement en termes de coût d'opportunité des fonds.

Au total, et comme on le voit ci-dessous, le taux d'intérêt qui émerge sur les marchés financiers à long terme est une première forme d'agrégation entre les diverses formes de dépréciation du futur. Est-ce pour autant ce taux d'intérêt qui va servir de base à la définition d'un taux d'actualisation officiel pour les projets publics ?

[24] Cf Cline W. 1992 et 1999

Graphique 10 : Les composantes du taux d'actualisation suivant les acteurs économiques



En première analyse, on pourrait considérer que le taux d'intérêt réel à long terme sur les marchés financiers indique effectivement le taux d'actualisation de la collectivité et que, dans le même temps, il donne le taux d'actualisation que doit retenir la puissance publique en matière d'investissements et de prise en compte des coûts externes futurs. C'est d'ailleurs implicitement le choix effectué par l'Allemagne, qui a adopté un taux d'actualisation officiel de 3 à 4%. Dans cette perspective, on peut alors s'interroger sur les raisons qui ont poussé la France à choisir un taux officiel de 8% au début des années 90, et à s'y tenir alors même que les taux réels ont baissé sur les marchés financiers. Pour trouver des éléments de réponse, il faut introduire d'autres éléments, notamment le fait que la situation particulière des finances publiques françaises introduit un coût d'opportunité particulier des fonds publics. Si, en effet on choisissait un taux de 4%, une grande quantité d'opérations d'investissement public deviendrait rentable au sens où leur TRI (ou TRSE) serait supérieur à 4%. Pour les financer, la puissance publique devrait alors accroître son endettement, ou les impôts, dans des proportions qui auraient des impacts négatifs sur la croissance économique comme sur la situation financière de l'Etat. Nous sommes donc en présence d'un dilemme dont il n'est pas inutile de présenter les tenants et les aboutissants.

3.2.2. Taux d'actualisation et coût d'opportunité des fonds publics : état des lieux d'un dilemme

En France, le Commissariat Général du Plan a traditionnellement joué un rôle majeur dans la détermination du taux d'actualisation national. Depuis le 4ème plan, ce taux est unique pour l'ensemble des projets d'investissement faisant intervenir des fonds publics, quels que soient la durée et la nature du projet. Dans les 4e et 5e plans, le taux d'actualisation était de 7%, fondé notamment sur le coût des capitaux proposés par les banques. Mais pour ce taux de 7%, les capitaux réunis par les entreprises privées et publiques étaient insuffisants pour financer tous les projets jugés rentables. Au cours du 6e plan, le taux d'actualisation a donc été fixé à 10%, prenant en compte les contraintes de ressources de financement. Lors des 7e et 8e plans, il était de 9%.

Depuis le 9e plan, le taux d'actualisation de référence en France est de 8%. Ce taux fait

d'ailleurs l'objet de nombreuses critiques aujourd'hui. L'ensemble des acteurs s'accorde à dire que ce taux de 8% est relativement élevé, notamment relativement aux autres pays de l'union européenne. Au sein même du gouvernement, des controverses existent, portant notamment sur les objectifs de développement durable et donc la prise en compte des effets à long terme, avec le processus d'actualisation à 8%. Ainsi, il apparaît clairement que le niveau du taux d'actualisation de référence et la capacité contributive (ou le niveau d'endettement) de l'Etat sont fortement corrélés.

Le taux d'actualisation est très important dans le calcul économique public, puisque son niveau va déterminer en partie l'orientation prise par les pouvoirs publics en matière d'investissements. Dès lors qu'un projet a un TRI socio-économique supérieur au taux d'actualisation de référence, celui-ci est considéré comme rentable : c'est-à-dire que par rapport aux coûts d'investissements, le projet dégage un surplus global suffisant (*i.e.* son BNA est positif). Pour la collectivité, il faut donc réaliser le projet.

Or, un taux d'actualisation élevé pénalise fortement ce qui se passe à long terme et va ainsi défavoriser la mise en place de projets de long terme au bénéfice d'investissements plus rapidement rentables pour la collectivité. Le taux de référence peut donc s'interpréter comme une préférence de la collectivité pour des projets dont les effets sont rapidement visibles et dont les effets à plus long terme ne sont pas pris en comptes (cas d'un taux d'actualisation élevé), ou une préférence pour des projets dont des effets importants ne peuvent être jugés qu'à long terme (cas d'un taux d'actualisation faible), sachant qu'à long terme des incertitudes fortes sont présentes.

Pour illustrer ce propos, nous pouvons nous référer à l'exemple suivant, certes caricatural. Il s'agit pour la collectivité d'améliorer la liaison entre deux pôles économiques majeurs. Deux possibilités d'investissement s'offrent à elle : améliorer la liaison routière ou améliorer la liaison en transports en commun, avec des gains de temps similaires et des coûts d'investissements égaux.

Si la collectivité privilégie le court terme avec un taux d'actualisation élevé, son choix d'investissement s'orientera plutôt vers l'amélioration de la liaison routière. En effet, le gain de temps profitera dans un premier temps à beaucoup plus d'usagers (on suppose que dans la situation initiale la route est plus utilisée que les transports publics), et même si les coûts externes augmentent (pollution, bruit, …), le surplus dégagé dans les premières années sera plus important que le projet en transport en commun. A plus long terme, des effets pervers peuvent se produire : on observe une croissance de la motorisation, les individus changent leurs habitudes de déplacement, en profitent pour habiter plus loin et les distances parcourues sont plus importantes, la part des transports en commun chute et on observe des phénomènes accrus de congestion et donc de pollution,… Avec un taux d'actualisation élevé, l'ensemble de ces effets (sous réserve qu'on puisse les prévoir et les évaluer) n'a que peu d'importance au moment du calcul et n'affecte que de peu la rentabilité du projet d'investissement routier. Ce dernier reste alors supérieur à celui du projet d'investissement dans les transports en commun. En revanche, avec un taux d'actualisation faible, ces effets à long terme peuvent affecter de façon significative le calcul de rentabilité et faire baisser le TRI socio-économique du projet routier au profit du projet d'investissement dans les transports en commun.

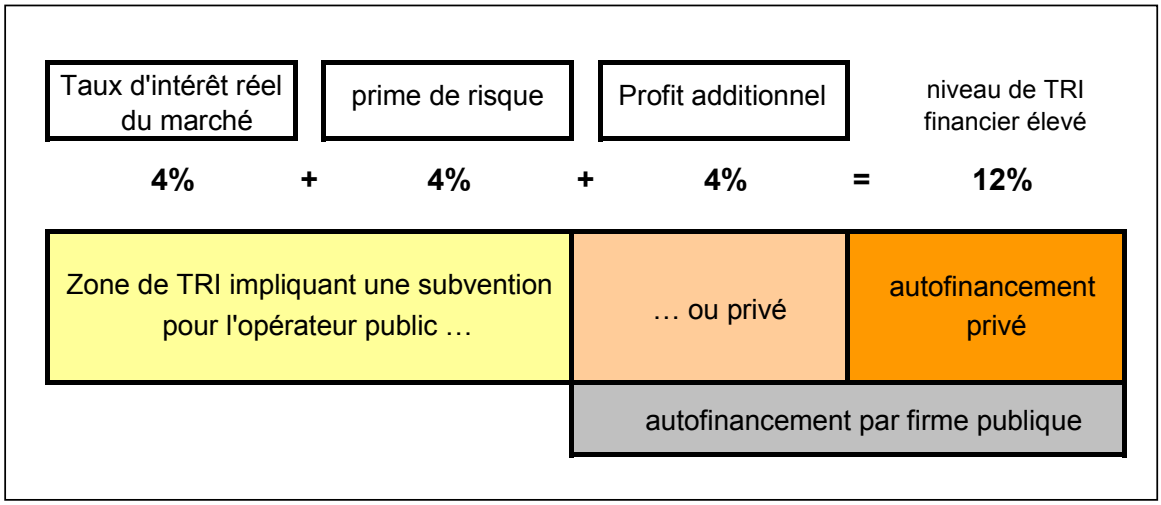
Cet exemple est bien sûr caricatural mais il souligne les raisons pour lesquelles certains promoteurs des transports collectifs et défenseurs de l'environnement militent pour une baisse du taux d'actualisation. Ils considèrent en effet que le taux actuel révèle une préférence pour le présent beaucoup trop importante. Mais si l'Etat s'engageait dans cette voie, il se trouverait

confronté à de multiples demandes de financement alors qu'une réelle contrainte financière pèse sur les budgets publics. En tant que défenseur de l'environnement et des générations futures, l'Etat se trouve donc soumis à un dilemme :

- soit il baisse le taux d'actualisation et accroît la dette publique que devront rembourser les générations futures ;
- soit il conserve un fort taux d'actualisation et limite ses investissements pour des raisons financières, mais dans ce cas il risque de négliger des coûts futurs pour l'environnement.

Face à ce qui ressemble à une double contrainte, il est pourtant possible d'imaginer une issue. Pour cela, il faut revenir sur les raisons qui poussent tant les firmes privées que les Etats à choisir un certain niveau de TRI objectif. Comme on le voit ci-dessous, trois grandes catégories apparaissent en matière d'objectif de rentabilité :

Graphique 11 : Niveau du TRI financier et modalité de financement du projet



- La première est la moins exigeante en termes de TRI financier. Il s'agit d'opérations conduites par des opérateurs publics qui, du fait de leur statut particulier, n'ont pas à dégager de profit additionnel, voire de surprofit. Les seuls éléments qui déterminent le TRI financier, et donc le taux d'actualisation souhaitable pour ce type d'opérateur, sont ceux qui prennent en compte d'une part le coût du capital (taux d'intérêt) et d'autre part la couverture des risques d'exploitation[25]. Cette dernière composante est évidente pour un exploitant, mais elle l'est aussi pour l'Etat car pour lui, le coût du risque est le coût d'opportunité des fonds publics.

[25] C'est par souci de simplification que les deux premières composantes, et la suivante, sont fixées arbitrairement à 4% chacune. Bien évidemment, des contingences historiques ou stratégiques peuvent conduire à changer ces valeurs qui n'ont pas de raison objective d'être égales. L'exemple choisit cherche seulement à se caler sur des niveaux proches de la situation actuelle des marchés financiers (4%). Quant aux 4% de risque, il s'agit d'une approximation de l'équivalent d'une prime d'assurance, fort variable d'un secteur d'activité à l'autre (les entreprises dont les risques sont importants - les start up par exemple - vont rechercher des TRI financier de 20 voire 40 % sans profit additionnel) mais qui, au sein des firmes relevant de la tutelle publique, est le fruit d'une sorte de péréquation. Pour cette raison, nous avons choisi un total de 4+4, soit 8%, qui est la valeur du taux d'actualisation du CGP, car l'Etat, entité homogène, n'a qu'une seule valeur du taux d'actualisation.

- La seconde est plus exigeante car il s'agit d'opérateurs privés qui, outre la couverture minimale du coût du capital et des risques d'exploitation, exigent une rémunération additionnelle. Cette dernière s'explique par la présence d'une concurrence de fait entre les projets dans l'ensemble de l'économie. Un opérateur privé ne se contentera pas de 8% s'il est possible, en changeant de domaine ou de projet, d'atteindre des niveaux beaucoup plus élevés.
- Une troisième catégorie se manifeste donc, celle qui est la plus exigeante et qui réclame des TRI très élevés, comme c'est le cas aujourd'hui dans de nombreuses branches industrielles sous la pression des actionnaires.

Avec ce schéma récapitulatif, il apparaît donc clairement que l'Etat, comme les autres acteurs économiques, est confronté à une contrainte financière qui l'empêche de fixer le taux d'actualisation au niveau des taux d'intérêt réels de long terme. Même si ses exigences financières sont moindres que celles des opérateurs privés, il ne peut pour autant négliger cet aspect des choses. Le problème avec cette vision des choses est que la primauté des contraintes financières relègue les contraintes environnementales au deuxième rang. Ne serait-il pas possible de procéder autrement, en dissociant la question des contraintes environnementales d'une part, via le taux d'actualisation, et les contraintes financières d'autre part, via un autre outil du calcul économique ?

3.3. Les trois variables stratégiques du calcul économique public : taux d'actualisation, contrainte financière et évolution des prix relatifs

Les lignes qui suivent cherchent à répondre à la question qui clôt la section précédente et que l'on pourrait résumer ainsi : peut-on échapper à la tyrannie du taux d'actualisation en diversifiant les variables clés du calcul économique ? La réponse est à l'évidence positive si l'on se reporte aux différents outils du calcul économique présentés dans l'encadré du §3.1. La plupart des formules de calcul font en effet apparaître un dénominateur et un numérateur qui contiennent l'un et l'autre des variables clés. Au dénominateur, se trouve principalement le taux d'actualisation. Nous allons d'abord voir que l'on pourrait le réduire en mettant en place dans le même temps un garde fou tenant compte des contraintes budgétaires. Nous nous intéresserons ensuite au numérateur en soulignant le rôle des prix relatifs et de leur évolution.

3.3.1. Baisser le taux d'actualisation en fixant une contrainte financière

L'idée de réduire le taux d'actualisation a été avancée pour une meilleure prise en compte des effets environnementaux à long terme. Il y a en effet un décalage entre l'échelle temporelle économique et l'échelle temporelle des scientifiques. Pour les économistes, 20 ou 30 ans représentent de longues périodes de temps, au-delà desquelles il existe des incertitudes fortes sur les valeurs estimées des effets. Pour les biologistes et les écologistes, ce sont pourtant des périodes relativement courtes.

Avec un taux d'actualisation unique de 8%, il apparaît difficile de prendre en compte les effets d'un choix d'investissement sur les réserves de carburants fossiles, sur le réchauffement de la planète, sur l'ozone, sur les pollutions engendrées par le secteur des transport. Ne pourrait-on pas alors réduire le taux d'actualisation en prenant en compte autrement les contraintes financières ?

a) Une variation dans le temps du taux d'actualisation ?

Une première approche consiste à baisser le taux d'actualisation afin de ne pas écraser les effets à long terme. Cette démarche a été entérinée dans de récents travaux du Commissariat Général du Plan qui préconisent un double taux d'actualisation. Pour les calculs à 20 ou 30 ans, le taux officiel de 8% est conservé, mais au-delà, afin de ne pas écraser tous les effets de long terme, un taux plus faible est adopté, par exemple de 3% pour ne prendre en compte que l'effet de richesse. Certains auteurs préconisent de prendre un taux d'actualisation variable qui diminue dans le temps

Lorsque les projets ont des durées de vie importante, ce qui se passe à long terme n'est pas considéré de façon significative par rapport aux effets à court et moyen terme avec un taux d'actualisation unique. Cette stabilité dans le temps du taux d'actualisation a pour conséquence de défavoriser les projets d'investissements de prévention de risque à long terme. Pour autant, il n'est pas simple de traiter la question.

Trois principales démarches peuvent être adoptées :

- Choisir un taux de référence stable dans le temps. C'est la solution la plus généralement retenue pour l'évaluation des investissements publics. Le taux d'actualisation est le même quel que soit l'horizon temporel considéré.
- Choisir des taux d'actualisation de référence suivant des périodes temporelles. Il s'agirait de distinguer le court, le moyen terme et le long terme. Par exemple, un taux d'actualisation élevé (6-8%) peut être appliqué dans les 20 premières années de vie de l'investissement. Dans une deuxième phase, pour les années supérieures à 20 ans après la mise en service, le taux d'actualisation appliqué peut être plus faible (2-3%).
- D'autres auteurs comme Harvey, Heal, Overton et Mac Fadyen ont proposé diverses formules pour le taux d'actualisation, prenant en compte une variation de ce dernier dans le temps[26].

Contrairement aux idées reçues, les économistes ne proposent donc pas une mais plusieurs solutions pour le choix du taux d'actualisation. Parmi ces dernières, pourquoi ne pas adopter celle de pays comme l'Allemagne qui distingue taux d'actualisation et contrainte financière ?

b) Taux d'actualisation et bénéfice par franc investi

Chez nos voisins européens justement, les pratiques d'actualisation sont contrastées. En Grande Bretagne, le taux d'actualisation est de 6%, mais le taux réel appliqué lorsque le projet concerne des secteurs concurrentiels ou des entreprises publiques est de 8% (c'est notamment le cas pour les projets routiers). Il en est de même en Italie où les taux d'actualisation varient entre 6 et 8%. En Espagne, le taux de 6% est couramment utilisé. Ce sont chez nos voisins hollandais et germaniques que l'on trouve les taux d'actualisation les plus bas. Aux Pays-Bas, le taux d'actualisation retenu est basé sur le taux d'intérêt à long terme des obligations publiques : environ 4%. En Allemagne, dans le domaine des transports, les projets dont le TRI socio-économique est supérieur à 3% seulement sont jugés prioritaires

[26] Sur les propositions d'Harvey, un exemple de formule peut être:
taux d'actualisation = a_0*b / (b+t) ou a_0 est l'actualisation à l'année de mise en service, b une constante et t le temps après la mise en service.
Heal a introduit l'actualisation logarithmique qui a ensuite été formulée par Overton et Mac Fadyen.

et doivent être réalisés, ceux dont le TRI socio-économique est supérieur à 1% sont toujours considérés comme rentables mais pas prioritaires.

Outre Atlantique, l'actualisation fait l'objet d'un débat intense, certains remettant même en cause le principe d'actualiser. Un taux de 7% a été fixé par l'OMB (Office of Management and Budget, dépendant du président des Etats-Unis) alors que le GAO (General Accounting Office) préconise un taux égal à celui des obligations, soit entre 3,5 et 4% suivant la durée de vie des projets. A l'autre bout du monde, au Japon, le taux d'actualisation de référence pour les projets d'investissement dans le domaine des transports est de 4%.

Il est possible d'expliquer ces différences entre les taux d'actualisation par le fait que les pays ayant les taux d'actualisation les plus faibles appliquent des durées de calcul importantes pour les investissements. La durée de vie prise en compte en Allemagne et au Japon est de 40 ans en moyenne, alors qu'en France ou en Grande-Bretagne, la durée de calcul n'excède en général pas les 30 ans. Mais il faut aussi souligner que dans un pays comme l'Allemagne, le choix d'un taux faible se double d'une contrainte financière qui consiste à ne pas développer tous les projets jugés rentables, mais à les classer en fonction non pas de leur TRI mais du bénéfice par franc investi. Leur lancement dépend ensuite de l'enveloppe financière que se donne la puissance publique pour ses investissements. Quand l'enveloppe est épuisée, les projets restent en souffrance.

Même si, en apparence, cette méthode a le même résultat que le choix d'un TRI élevé, c'est-à-dire l'élimination des projets les moins rentables, elle a en fait quelques avantages :

- Le premier est de ne pas trop écraser les valeurs futures des coûts et des recettes puisque le taux d'actualisation est plus faible. Les projets dont la rentabilité est plus lointaine sont donc moins pénalisés.
- Le second est de placer la collectivité en face de ses responsabilités en ce qui concerne la répartition des dépenses publiques entre fonctionnement et investissement. Il est clair en effet que dans le cas français le taux de 8% révèle une contrainte financière qui découle largement de l'incapacité croissante de l'Etat à dégager une capacité de financement, du fait d'une progression inexorable des dépenses de fonctionnement. Avec la méthode allemande, qui fixe une enveloppe globale de dépenses d'investissement, le choix est plus transparent. Au lieu de polariser le débat sur la question, très technique, du taux d'actualisation, on revient à une approche explicitement politique sur le poids relatif des dépenses de fonctionnement et d'investissement[27].

Ainsi, promouvoir une baisse du taux d'actualisation officielle ne revient pas à réduire la contrainte financière mais à la rendre plus explicite en invitant à choisir expressément entre avenir et présent, c'est-à-dire entre investissement et fonctionnement.

3.3.2. Le rôle des variations de prix relatif

Le choix d'un faible taux d'actualisation est donc un moyen de mieux prendre en compte la dimension intergénérationnelle des choix collectifs. Cela permet notamment de ne pas trop minimiser les coûts futurs. En procédant ainsi, on joue principalement sur le dénominateur des principaux outils du calcul économique (VAN, TRI). Il existe bien sûr d'autres moyens

[27] En Allemagne, une contrainte réglementaire interdit tout déficit public fédéral qui ne serait pas destiné à financer des investissements

qui se concentrent sur les valeurs qui apparaissent aux numérateurs, coûts et recettes principalement. Or, dans ce cas de figure, il faut distinguer les coûts monétaires, relativement faciles à évaluer même si des risques d'exploitation existent, et les coûts externes, dont la valeur est plus incertaine.

L'incertitude, par définition non probabilisable à la différence du risque, est en effet la caractéristique des questions environnementales. Dans cette perspective, il faut bien comprendre que la valorisation d'un coût externe donné n'est pas une opération destinée à fixer durablement et de façon certaine une valeur. Il s'agit plutôt d'un processus de tâtonnement, d'essais et erreurs. En d'autres termes, lorsque l'on intègre des coûts externes, ou des avantages comme les gains de temps, dans un calcul de rentabilité socio-économique, on fait essentiellement une hypothèse sur une certaine structure des prix relatifs. En toute logique, d'autres pourraient être faites. Et c'est exactement ce qui se passe lorsque les valeurs tutélaires des coûts externes sont périodiquement redéfinies, comme cela vient d'être fait dans le cadre du second rapport Boiteux (CGP, 2001).

Parmi ces nouvelles valeurs, on retiendra la hausse sensible de la valeur de la vie humaine qui passe à 1,5 million d'euros (un triplement) en général mais à 1 million d'euros seulement pour les accidents de la route. Un abattement qui s'explique par la prise en compte de la responsabilité privée qui distingue ce mode des transports collectifs. Dans le même temps, afin de donner plus de poids aux coûts externes, la valeur du temps a été diminuée. Ce jeu sur les prix relatifs est donc un moyen de donner plus d'importance à l'environnement et cette tendance serait renforcée si, dans le même temps, le taux d'actualisation était abaissé. Mais il doit être clair alors que les résultats du calcul économique ne doivent pas être considérés comme des certitudes en forme d'injonction pour la décision publique.

En s'en tenant au seul exemple de la valeur de la vie humaine, on mesure bien toute l'ambition et dans le même temps la grande humilité dont doit faire preuve le calcul économique. Lorsque les économistes se risquent dans un tel domaine, où ils ne sont pas *a priori* attendus, ils doivent redoubler de pédagogie pour asseoir la légitimité de leur démarche. Comme le dit très bien le rapport Boiteux II , la valorisation de la vie humaine ne vise pas à établir de macabres ou morbides comptabilités, à donner une valeur à ce qui n'a pas de prix, mais à guider le décideur public quand il doit accepter ou refuser certaines mesures, et donc certains coûts, susceptibles de racheter un mort à la fatalité.

Au total, en matière de prise en compte des couts externes comme dans le domaine de l'équité intergénérationnelle, le calcul économique a deux grands avantages.

- Le premier, que l'on peut qualifier de pari de l'unidimensionnalité, est de convertir en une même unité de compte des effets aussi divers que la hausse du trafic, le temps gagné par les usagers, le bruit, la pollution, les accidents, etc. Il est bien sûr facile de stigmatiser ce réductionnisme. Mais il ne faut pas oublier que c'est le quotidien du décideur public. Lorsqu'il fait, ou ne fait pas, un choix, il opère une évaluation et une pondération implicites entre des coûts et des avantages. Le calcul économique a l'avantage de rendre explicites, et donc discutables, des éléments qui ne le sont pas spontanément. Contrairement à une idée reçue, le calcul économique n'est pas fait pour empêcher la discussion mais pour en clarifier les enjeux.
- Le second intérêt du calcul économique découle du premier. Grâce à l'unicité de l'instrument de mesure, il permet une comparaison entre des projets apparemment fort différents. Là encore, le résultat obtenu et le classement des projets en fonction de leur plus ou moins grande rentabilité socio-économique ne sont pas un diktat des

technocrates. Le décideur politique peut, au nom d'autres critères, se démarquer des recommandations du calcul économique. Mais dans ce cas, il aura un ordre de grandeur des valeurs implicites qu'il attache à certains critères non monétarisés ou non monétarisables. Car l'intérêt du calcul économique est aussi d'être utilisé en creux pour estimer, fut ce de façon grossière, ce qui ne devrait pas l'être…

4. Conclusion

A partir des éléments fournis dans cette partie, il nous apparaît important de souligner en conclusion que :

- Chaque méthode propose un regard différent, qui définit de manière spécifique l'objet « impacts de la pollution atmosphérique » et qui, ensuite, fournit des valeurs pouvant être très éloignées les unes des autres sans que la rigueur des évaluateurs soit forcément en cause.
- Les méthodes d'évaluation cherchant à estimer les variations de satisfaction des individus face à un changement de niveau de pollution atmosphérique sont a priori les plus cohérentes par rapport à l'approche économique. A ce titre, l'usage des méthodes contingentes a largement progressé ces dernières années pour évaluer par exemple les consentements à payer pour éviter de décéder prématurément ou de tomber malade, pour mesurer le coût des dégradations des monuments historiques ou d'une moins bonne visibilité liée à la pollution. Les coûts des dommages n'en restent pas moins importants dans les travaux, soit simplement parce qu'ils reposent sur une pratique solidement établie, soit parce qu'ils fournissent des résultats complémentaires aux consentements à payer (qui ne prennent en compte que le point de vue des individus et donc tendent à évacuer les coûts socialisés).
- En dehors de cette complémentarité des méthodes, leur usage concurrent sur des champs similaires ainsi que les répercussions des choix méthodologiques à l'intérieure d'une évaluation particulière font que même pour un contexte donné (à densité de population, culture, niveau de revenu, caractéristiques météorologiques et type de pollution bien définis), les valeurs obtenues peuvent rester très variables. On pourra sans doute observer une convergence des résultats si il y a un jour convergence des points de vue sur la méthode d'évaluation à privilégier, mais il n'existe pas, en soi, un coût de la pollution atmosphérique.
- La manière de prendre en compte les enjeux à venir peut aussi avoir des répercussions fondamentales sur les résultats obtenus, notamment des effets sanitaires à long terme dans le cas de la pollutions atmosphérique. La technique de l'actualisation n'est pas forcément un outil rigide et, à travers les travaux en économie, de nombreuses alternatives sont possibles et peuvent être discutées.

En attendant un hypothétique accord des esprits sur la meilleure méthode d'évaluation et le bon usage de l'actualisation, la puissance publique devra continuer à élaborer des valeurs tutélaires négociées si elle veut disposer d'outils opérationnels, qui lui permettent de prendre en compte les coûts externes de manière explicite dans ses prises de décisions fondées sur l'analyse coûts-avantages.

Face à un tel constat, il apparaît que le premier enjeu pour la puissance publique repose

d'abord sur la manière de construire les chiffres dont elle a besoin. C'est le consensus qui s'est réalisé autour d'elles qui donne du sens et du poids aux valeurs finalement retenues.

Un tour d'Europe des pratiques en la matière permet facilement de vérifier que chaque pays a sa manière de faire. Il nous semble donc important de présenter diverses expériences étrangères pour réfléchir sur les manières d'enrichir nos propres procédures : c'est l'objet du chapitre suivant.

5. Bibliographie du chapitre 2

Alberini A., Cropper M., Fu T.T., Krupnick A., Liu J.T., Shaw D., Harrington W., 1997, « Valuing health effects of air pollution in developing countries: the case of Taïwan », *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 34 n° 2, 107-126.

Allais M., 1981, *Théorie générale des surplus*, 716 p.

Ambrosini et al., 2001*, Mise en œuvre du calcul économique appliqué aux infrastructures de transport terrestre ; pratiques actuelles et réflexions méthodologiques dans certains pays industrialisés*, Lyon, LET.

Apsimon H.M., Cowell D., 1996, « The benefits of reduced damage to buildings from abatement of sulphur dioxide emissions »**,** *Energy policy*, vol 24, n°7, 651-654.

Arrow K. (J.), octobre 1995, *«* Effet de serre et actualisation *»*, *Revue de l'Energie*, n°471, pp.631-636.

Arrow K., Kurz M., 1970, *« Public investment, the rate of return, and optimal fiscal policy »*, Hopkins Press, Baltimore, 218 p.

Arrow K., Solow R., Portney P., Leamer E., Radner R., Schuman H., 1995, *Panel of Contingent Valuation*, Report of the National Oceanic ans Atmospheric Administration (NOOA) Federal Registrer, n°58, pp.4601-4614.

Barde J.P., 1991, *Economie et politique de l'environnement*. Paris, PUF.

Baumstark L., Bonnafous A., 1998, *«* La relecture théorique de Jules Dupuit par Maurice Allais face à la question du service public *»*, communication au colloque *La tradition économique française – 1848 – 1939*, Lyon, 2-3 octobre, 15 p.

Belletante B., Crozet Y., 90-91*, L'Europe monétaire et financière ; n°2 ; Marchés et espaces financiers européens*, ellipse-ed marketing, collection profils économiques n°23, 126p.

Bonnafous A., 1999, *«* Infrastructures publiques et financement privé : le paradoxe de la rentabilité financière *», Revue d'Economie Financière*, n°51, pp.157-166.

CEMT, 1990, *Investissements publics et privés dans le secteur des transports, Table ronde n°81*, Paris, OCDE ed., 119 p.

CERTU, 1997, *Evaluation des transports en commun en site propre, Indicateurs transport pour l'analyse et le suivi des opérations*, 147 p.

CERTU, 2000, *Recommandations pour l'évaluation socio-économique des projets de transport en commun en site propre*, document de travail.

Chanel O., Geniaux G., Rychen F., Deniau C., Ghattas B., 1996, *Evaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé – application à l'Ile de France*, rapport Greqam pour le compte du ministère de l'environnement.

Charpin J-M., Dessus B., Pellat R., 2000, *Etude économique prospective de la filière nucléaire »,* annexe 8 : le choix du taux d'actualisation, Rapport au premier ministre, pp. 261-269.

Clawson M., Knetch J.L., 1966, *Economics of Outdoor Recreation*. Washington D.C., Resources for the Future Inc.

Commissariat Général du Plan, Rapport du groupe présidé par Marcel Boiteux, 2001, *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*, 325p.

Commissariat Général du Plan, Rapport du groupe présidé par Marcel Boiteux, 1994, *Transports : pour un meilleur choix des investissements*, 131 p.

Conseil Général des Ponts et Chaussées, 2001, *Bilan LOTI du TGV atlantique*, 40p.

Davis R., 1963, *The value of outdoor recreation : an economic study of the Maine woods*. Ph.D dissertation, Harvard University.

de Jouvenel B., *La civilisation de puissance.* Paris, Fayard, 1976.

Deloraine A., Lequette C., Zmirou D., Decheneaux J. et Balducci F., 1995, *Le coût médico-légal à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain : une étude dans la région Rhône-Alpes (Lyon, Grenoble, Chambéry),* Rapport IUSPG pour le compte du Ministère des Affaires Sociales et du Travail, l'ADEME et le Réseau National de Santé Publique.

Desaigues B, Bonnieux F.,1998, *Economie et politiques de l'environnement*. Précis Dalloz, Série Sciences Economiques.

Desaigues B., Point P., 1993, *Economie du patrimoine naturel – la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*. Paris, Economica.

ECOPLAN, 1996, *Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports*, rapport de synthèse pour le compte du service helvétique d'étude des transports du département fédéral des transports, des communications et de l'énergie.

Eugenio Figueroa B., Jorge Rogat C. Luis Firinguetti L., 1996, « An estimation of the economic value of an air quality improvement program in Santiago de Chile », *Estudios de Economia,* 23 (0), Special Issue.

Evans G.C., 1930, *Mathematical introduction to economics,* ed McGraw Hill, New-York.

Gamon V., Le Van E., 2000, *Les bilans de l'article 14 de la LOTI : les raisons d'une mise en œuvre discrète*, LET – ISIS – CERIEP dans le cadre du PREDIT, 134 p. + annexes.

Grosclaude Pascal, Soguel N., 1994, « Valuing damage to historic buildings using a contingent market: a case study of road traffic externalities », *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 37 n° 3, 279-287

Halvorsen B., 1996, « Ordering effects in contingent valuation surveys - Willingness to pay for reduced health damage from air pollution », *Environmental and Resource Economics*, n°8, 485-499.

Hammiche S., 1997, *Cohérence du calcul économique public ; le cas de l'autoroute ferroviaire*, thèse de doctorat en Sciences Economiques, mention économie des transports, Université Lyon II, 357p. + annexes.

Hansen, Selte, 2000, « Air pollution and sick-leaves »**,** *Environmental and Resource Economics*, 16, 31-50.

Harvey C.M., 1994 , *«* The reasonnableness of Non-Constant Discounting *», Journal of*

Public Economics, vol.53, pp. 31-51.

Heal G.M., 1993, *«* The optimal use of exhaustible ressource *»*, *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*, vol III.

Hotelling H., 1931, *«* The economics of exhaustible ressources *»*, *Journal of Political Economy*, n° 39, pp.137-175.

IFEN, 2000, *La sensibilité écologique des Français*. Paris, Editions TEC & DOC.

Jeanrenaud C., Soguel N, Grosclaude P., Stritt M.A., 1993, *Coûts sociaux du trafic urbain - Une évaluation monétaire pour la ville de Neuchâtel*, Suisse, Rapport 42 du PNR « Ville et transport ».

Gregory K., Webster C., Durk S., 1996, « Estimates of damage to forets in Europe due to emissions of acidifying pollutants », *Energy Policy*, vol 24, n°7, 655-664.

Kahneman D., Knetsch J., 1992, « Valuing public goods : the purchase of moral satisfaction », *Journal of environemental economices and management*, vol 22, 57-70.

Kucera V., Henricksen J., Knotkova D., Sjöström, 1993, « Model for calculations of corrosion cost caused by air pollution and its application in three cities »**,** Paper to the 10th *European Corrosion Congress*, July 5-8, Barcelona.

Laffont J.J., 1988, *Fondements de l'Economie Publique. Vol. 1. Cours de théorie microéconomique*. Paris, Economica, Coll. Economie et Statistiques Avancées.

Lannoie P., Pedro C., Latour R., 1995, « The value of statistical life : a comparison of two approaches », *Journal of risk and uncertainty*, 10 : 235-257.

Le Net, 1992, *Prix de la vie humaine, application à l'évaluation du coût économique de l'insécurité*.

Lesourne J., 1972, *Le calcul économique, théorie et application*.

Lind R.C., 1990*, «* Reassessing the Government's Discount Rate Policy in light of new Theory and Data in World Economy with a high degree of Capital mobility *»*, *Journal of Environmental Economics and Management*, n°18, 8-28.

Maddala G.S., 1983, *Limited dépendent ans qualitative variables in econometrics*. Cambridge University Press, Cambridge.

Manière Dorothée, 1999, *Méta-analyse de l'évaluation des coûts sociaux de la pollution atmosphérique*. Thèse es Sciences Economiques, Université Paris X – Nanterre.

Massé P., 1946, *Les réserves et la régulation de l'avenir,* Herman, Paris.

Masson Serge, 2001, « L'évaluation économique de la « valeur de la vie statistique », méthodes, résultats, effet de contexte ». *Pollution Atmosphérique*, n° spéciale, « Combien vaut l'air propre ? », pp. 121-138.

McClelland G., Schulze W., Waldman D, Schenk D., Irwin J., Stewart T., Deck L., Thayer M., 1993, *Valuing Eastern visibility: a field test of the contingent valuation*, Washington, US EPA report, EE-0008.

Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Equipement et des Transports, 1995, *« instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport (Instruction Brossier) »*, 28 p.

Mitchell R.C., Carson R.T., 1989, *Using survey to value public goods : the contingent valuation method*. Resources for the future, Washington DC

Navrud S., 1998, « Valuing health impacts from air pollution in Europe: new empirical evidence on morbidity », Conférence de Milan, *Externalities in urban transport: assessing and reducing the impacts,* 27-29 octobre 1998.

NGuyen T-P., 2001, *Prise en compte des effets de la pollution atmosphérique dans l'évaluation économique de long terme*, Mémoire de DEA en Economie des Transports, LET, 85 p.

Obstfeld M., 1986, "Capital mobility in the world economy"*, Carnegie-Rochester Conference on Service Public Policy*, n°24, pp55-103.

Ostro B., Chestnut L., 1998, "Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the USA"**,** *Environmental Research*, section A 76, 94-106.

Pearce David W., Turner R. Kerry, 1989, *Economics of natural ressources and the environment*. Harvester Weatsheaf Ed.

Quin Claude, Duprez Fabien, Bourgis Nadège, (2001), *Compte National du Transport de voyageurs (1998).* Rapport Certu/Systra, pour le Ministre de l'équipement, des transports et du logement. http://www.certu.fr/transport/s_pages/Compte/compte.html

Ramsey F., 1928, *«* A mathematical theory of saving *», Economic Journal*, n°38, pp. 543-559.

Reed Johnson F., Desvouges W.H., 1997, « Estimating stated preferences with rated-pair data: environmental, health, and employment effects of energy programs », *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 34, 79-99.

Row R.D., Schulze W.D., Breffele W.S., 1996, « A test for payment card biases », *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, 178-185.

Sælensminde K., 1999, « Stated choice valuation of urban traffic air pollution and noise », *Transportation Research Part D*, n°4, 13-27.

Scott Voorhees A., Araki S., Sakai R., Sato H., 2000, « An expost Cost-Benefit Analysis of the Nitrogen Dioxide Air pollution Control program in Tokyo, » *J Air and Waste Manag. Asso*. 50, 391-410.

Starkie D.N.M., Johnson D.M., 1975, *The Economic Value of Peace and Quiet*. Lexington, Saxon House.

Transport Policy, January 2000, « special issue ; international comparison of evaluation process of transport projects », volume 7 number 1, 88 p.

CHAPITRE 3.
DE L'EVALUATION DES COUTS ENVIRONNEMENTAUX A LA DECISION POLITIQUE

Introduction

En quoi la recherche sur la monétarisation des effets de la pollution atmosphérique a-t-elle progressé ces dix dernières années ? Quelles sont les méthodes qui ressortent aujourd'hui et quelles sont les zones d'ombre sur lesquelles il convient encore de travailler ? Telles sont les principales questions auxquelles nous nous sommes efforcés de répondre dans les deux premiers chapitres de cette étude.

Nous nous tournons désormais vers le champ de la décision politique, afin de comprendre en quoi les connaissances fondamentales sur la monétarisation des coûts externes éclairent les choix de projets de transport et la politique fiscale. À travers des exemples pris dans les différents pays européens, nous mettons en évidence le lien entre, d'une part, les connaissances sur l'environnement, les coûts externes et les instruments de régulation économique et, d'autre part, l'analyse socio-économique des projets de transport et la fiscalité environnementale. Plus précisément, nous cherchons à identifier :

- les travaux de recherche ou les études économiques qui ont éclairé la construction de taxes environnementales ou le choix de valeurs de référence pour l'évaluation socio-économique des projets de transport ;
- les processus qui ont conduit des études fondamentales à la décision politique.

Nous étudions tout d'abord dans quelle mesure les pays européens prennent en compte les coûts externes dans l'évaluation socio-économique de leurs projets de transport et dans leur système fiscal (*première partie*), avant d'analyser plus précisément les pratiques de certains pays :

- en France, comment, depuis la fin des années 80, les coûts environnementaux sont-ils progressivement intégrés à l'évaluation socio-économique des projets de transport ? (*deuxième partie*)
- en Suède, dans quelle mesure les connaissances sur les coûts externes ont-elles inspiré les réformes vertes de 1991 et 2001 ? Comment les coûts environnementaux « officiels » de l'analyse coûts/avantages des projets de transport ont-ils été fixés ? (*troisième partie*)
- en Suisse, quel rôle a joué la recherche en économie des transports dans l'instauration d'une taxe kilométrique sur le trafic des poids lourds, approuvée par une votation populaire de 1998 ? (*quatrième partie*)

1. L'évaluation socio-économique des projets de transport et la fiscalité environnementale en Europe

La monétarisation des effets externes permet d'attribuer des coûts ou des gains monétaires à des effets qui sortent de la logique de marché. Ces coûts ou avantages externes peuvent trouver leur application pratique dans deux processus d'internalisation bien distincts[28]:

- la prise en compte des effets environnementaux lors du choix d'un projet de transport. Comme le rappelle Marcel Boiteux, « le système de prix et le jeu des marchés ne méritent la réputation à laquelle ils prétendent de contribuer à la prospérité publique que dans la mesure où les coûts pour le décideur représentent réellement les coûts pour la collectivité. Ces coûts doivent donc inclure de façon aussi exhaustive que possible l'évaluation des nuisances nettes (c'est-à-dire aménités déduites) qui accompagnent les dépenses marchandes » (CGP, 2001). Il s'agit là, pour reprendre le vocabulaire d'Alain Bonnafous (1992), d'une internalisation au niveau de la sphère publique ;
- les taxes environnementales, qui constituent une internalisation « radicale » vers les responsables de nuisances. Elles envoient un signal-prix qui incite théoriquement les entreprises à réduire leurs émissions de polluants jusqu'à un niveau tel que le coût marginal d'évitement de ces émissions soit égal à la taxe.

Nous examinons successivement la façon dont les pays de l'Union Européenne ou de L'OCDE prennent en compte les coûts environnementaux dans l'analyse socio-économique des projets de transport (§ 1.1.) et dans leur système fiscal (§ 1.2.). Il s'agit, dans cette première partie, de dégager de grandes tendances internationales ; certains pays tels que la France, la Suède ou la Suisse font l'objet d'une étude plus approfondie dans les parties suivantes.

1.1. Évaluer les impacts environnementaux des projets de transport : une préoccupation générale au sein de l'Union européenne, mais des approches variables selon les pays

À l'exception du Luxembourg, tous les pays de l'Union européenne disposent d'une méthodologie officielle pour évaluer leurs projets de transport. Deux grands types d'approche peuvent être retenus :

- l'analyse coûts/avantages, qui permet de classer les projets selon leur bénéfice socio-économique net. Cela suppose que les choix collectifs sont fondés sur une agrégation des consentements à payer individuels ;
- l'analyse multicritères, qui permet de classer les projets par rapport à des objectifs collectifs (habituellement définis par les techniciens et/ou les décideurs), plutôt que par rapport à des valeurs observées sur le marché. L'appellation « analyse multicritères » recouvre en pratique des techniques très variées.

Ces deux approches ne sont pas exclusives l'une de l'autre. Bien souvent, on complète une analyse coûts/avantages par la qualification ou la quantification d'effets non monétarisables,

[28] Dans le cadre de cette étude, nous ne traiterons pas des permis d'émission négociables, qui ne sont pas encore appliqués en Europe. Des réflexions à ce sujet sont cependant menées, en France comme dans d'autres pays européens. Voir par exemple Bonnafous et alii (2001)

introduisant par-là une « dose » de multicritères ; et réciproquement, les analyses multicritères de projets de transport comportent presque toutes un certain nombre de critères monétarisés[29].

La monétarisation des effets externes occupe donc une place importante dans l'évaluation socio-économique, quelle que soit la méthode employée. Comme le remarque Marcel Boiteux, « il apparaît en réalité que cette opposition entre les bilans socio-économiques et les analyses multicritères est largement factice […]. La tendance est bien aujourd'hui d'introduire des développements où sont comparés en termes monétaires chaque fois que possible, et selon des procédures de plus en plus normalisées, les avantages et les coûts liés au projet. » (CGP, 2001) Ainsi, tous les pays européens ont introduit une valeur monétaire de l'insécurité, y compris les pays qui utilisent les méthodes multicritères (tableau 10).

Tableau 10 : La prise en compte de la sécurité et de l'environnement dans l'évaluation socio-économique des projets de transport en Europe (situation en 1997)

	Aut	Bel*	Dan*	Fin	Fra	All	Gre*	Irl	Ita	PB	Por	Esp	Suè*	RU*
Méthode d'évaluation	**AMC**	**AMC**	**ACA**	**ACA**	**ACA**	**ACA**	**AMC**	**ACA**	**ACA**	**AMC**	**ACA**	**ACA**	**ACA**	**ACA**
Sécurité	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon
Bruit	Mes	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mes	Qua	Mes	Mes	Mes	Mon	Mes	Mes
Vibrations		Mes		Qua										Mes
Pollution de l'air	Mes	Mon	Mon	Mon	Mon	Mon	Mes	Qua	Mes	Mes	Mon	Qua	Mon	Mes
Effet de serre	Mes	Mon	Mon	Mon	Mon		Mes	Qua			Mon		Mon	Mes
Effet de coupure	Mes		Mon	Qua		Mon				Qua	Mes	Qua	Mes	Mes
Intrus. visuelle, paysages	Mes			Qua		Qua	Mes	Qua	Mes	Qua			Qua	Mes
Perte de sites remarquables		Mes		Qua	Qua		Qua	Qua		Qua	Qua			Mes
Pollution de l'eau et des sols	Mes			Mes			Mes			Qua				Mes

Lecture : AMC = Analyse multicritères ; ACA = Analyse coûts/avantage ; Mon = critère monétarisé ;
Mes = critère mesuré ; Qua = critère qualifié ; * = méthode ne s'appliquant qu'aux projets routiers

Source : Marcial Echenique and Partners Ltd (2001)

Le projet EUNET a permis de constituer une base de données considérable sur les méthodes d'évaluation socio-économique des projets de transport dans les différents pays européens. Le tableau 10, qui rassemble les éléments relatifs aux critères de sécurité et d'environnement, montre que de nombreux pays européens ont introduit des valorisations monétaires des effets externes. Sur quatorze pays, sept attribuent une valeur monétaire à la pollution atmosphérique, six à l'effet de serre, six au bruit et deux aux effets de coupure[30].

[29] Sur l'usage de l'analyse coûts/avantages et de l'analyse multicritères à l'étranger, voir notamment : Grant-Muller et *alii* (2001) ; Meyere (2001)

[30] Soulignons cependant que les données présentées dans le projet EUNET datent de 1997. Des évolutions importantes ont pu intervenir depuis. Ainsi, au Royaume-Uni, l'analyse coûts/avantages conventionnelle des projets routiers (COBA, Cost Benefit Analysis) a glissé vers une méthode plus englobante, la New Approach To Appraisal (NATA), qui accorde une place importante aux critères environnementaux (non monétarisés, mais quantifiés) que sont le niveau sonore, la qualité de l'air, les paysages, la biodiversité, l'eau , etc. Cependant, selon Vickerman (2000), les résultats de l'analyse coûts/avantages (qui intègrent les coûts de construction et d'exploitation ainsi que les gains de temps et de sécurité) demeurent le noyau central de l'analyse socio-économique des projets routiers au Royaume-Uni. L'auteur ne dispose pas du recul nécessaire (dans son article

Cependant, il convient de souligner que des effets tels que l'intrusion visuelle ou la pollution de l'eau et des sols ne font jamais l'objet d'une monétarisation. C'est pourquoi la plupart des pays prennent en compte des critères quantifiés (sous forme non monétaire) ou au moins qualifiés.

Par ailleurs, les pays européens retiennent, pour un même critère monétarisé, des valeurs très hétérogènes (tableau 11).

Tableau 11 : Valeur de la vie sauvée en Europe (situation en 1997)

Valeur de la vie sauvée (1000 € 95)	Pays concernés
35 - 199	Grèce, Portugal, Espagne, Pays-Bas
200 – 749	Belgique, Danemark, France
750 – 1 700	Autriche, Finlande, Allemagne, Irlande, Suède, Royaume-Uni

Source : Marcial Echenique and Partners Ltd (2001)

Les écarts importants mis en évidence par le tableau 11 proviennent de causes multiples :

- les éléments pris en compte dans la valeur de la vie sauvée ne sont pas toujours les mêmes. Ainsi, certains pays s'en tiennent à des coûts matériels (coût des soins, pertes de productions futures, etc.), tandis que d'autres incorporent aussi des coûts immatériels (peine, souffrance, douleur) ;
- les méthodes d'estimation de la valeur de la vie sauvée sont variables. Ainsi, certains pays utilisent les méthodes de consentement à payer (révélé ou déclaré), censées intégrer directement l'ensemble des éléments constituant la valeur de la vie sauvée, tandis que d'autres s'appuient sur une estimation des pertes de production futures, éventuellement complétée par quelques coûts immatériels ;
- en dehors de la nature et de la technique de monétarisation qu'ils utilisent, les pays européens présentent certaines spécificités. Il s'agit, par exemple, de la définition statistique du mort sur la route, du revenu par tête, de l'attitude des populations face au risque, etc.

C'est pourquoi nous recommandons la plus grande prudence dans les comparaisons des coûts monétarisés employés dans les différents pays. Il convient, dans la mesure du possible, de se procurer les études originales (ou au moins les grands principes de ces études) qui ont permis d'établir ces valeurs. C'est à cette seule condition que les valeurs officielles peuvent être comparées, les écarts expliqués et les résultats des pays étrangers éventuellement utilisés en France.

1.2. La fiscalité environnementale dans les états membres de l'OCDE : de 1 à 4% du PIB selon les pays

Depuis 1994, l'OCDE maintient une base de données sur la fiscalité environnementale. Cette base comprend les prélèvements obligatoires (taxes, droits ou redevances[31]) des collectivités

rédigé en 1999, un an après l'introduction de la NATA) pour déterminer dans quelle mesure un bilan environnemental négatif viendrait contrebalancer un résultat positif de l'analyse coûts/avantages.

[31] À la différence des taxes (en anglais tax), les droits ou redevances (en anglais, fees ou charges) supposent que

publiques dont l'assiette est réputée pertinente sur le plan environnemental. Il s'agit principalement des prélèvements liés aux différentes formes de pollution (provoquées par la production d'énergie, les transports, l'industrie, etc.), mais aussi de quelques prélèvements liés à la gestion des ressources naturelles (l'eau, les forêts, les réserves de poisson, etc.)[32].

En 1999, la fiscalité environnementale représentait environ 2% du PIB (et 6% des revenus fiscaux) des pays de l'OCDE. Ce poids est relativement stable depuis 1995, mais il varie fortement d'un pays à un autre, allant de moins de 1% à plus de 4% (tableau 12).

Tableau 12 : Poids de la fiscalité environnementale dans les pays de l'OCDE en 1999 (en % du PIB)

Poids de la fiscalité environnementale dans le PIB	Pays concernés
moins de 1%	États-Unis
de 1 à 2%	Japon, Mexique**, Nouvelle-Zélande, Pologne*, République Slovaque
de 2 à 3%	Autriche, Belgique, Canada*, France, Allemagne, Espagne, Suède, Suisse
de 3 à 4%	République Tchèque, Finlande, Grèce, Hongrie, Irlande, Islande, Italie*, Corée du Sud, Luxembourg, Pays-Bas, Norvège, Portugal, Turquie, Royaume-Uni
plus de 4%	Danemark

* = donnée 1997 ; ** = donnée 1995

Source : OCDE, Base de donnée sur la fiscalité environnementale

La fiscalité environnementale provient en premier lieu des taxes sur les carburants, notamment des taxes sur l'essence et le gazole, et des taxes sur l'achat et l'utilisation des véhicules à moteur. Les autres prélèvements, concernant les combustibles de chauffage ou de transformation, l'électricité et les déchets ne génèrent que 10% de la fiscalité environnementale dans les pays de l'OCDE (tableau 13).

Tableau 13 : Part des différentes matières imposables dans le produit total des taxes liées à l'environnement, dans 21 pays membres de l' OCDE (1995)

Matière	Part dans le produit des taxes liées à l'environnement
Carburants	64%
Véhicules à moteur	26%
Combustibles (chauffage et transformation)	5%
Electricité	3%
Déchets	1%
Autres	1%
Total	**100%**

Source : OCDE (2001)

En pratique, tous les pays de l'OCDE avaient introduit en 1997 des taxes sur les carburants (en plus de la TVA) et presque tous avaient instauré un différentiel de taxes entre l'essence plombée et l'essence sans plomb, afin de favoriser l'usage de l'essence sans plomb, nettement

les personnes assujetties reçoivent du gouvernement un service en proportion de leur contribution.

[32] Les contours exacts de la fiscalité environnementale peuvent évidemment être discutés. La liste exhaustive des prélèvements pris en compte dans la base de l'OCDE peut être consultée sur : http://www.oecd.org/env/tax-database.

moins toxique. En revanche, les pays ayant introduit une taxe sur le CO_2 et une taxe différenciée sur le gazole (taxe variant en fonction des caractéristiques environnementales du gazole et, en particulier, de sa teneur en soufre) étaient beaucoup moins nombreux. Il est d'ailleurs remarquable qu'en 1997, seuls des pays du nord de l'Europe avaient introduit une taxe sur le CO_2 (tableau 14). Enfin, le niveau global des taxes sur les carburants varie fortement d'un pays à l'autre (tableau 15).

Tableau 14 : Structure des taxes sur les carburants routiers dans les pays de l'OCDE (mars 1997)

Type de taxe	Pays concernés
Taxes sur les carburants (tous types)	Tous les pays de l' OCDE
Différentiel de taxe entre l'essence sans plomb et l'essence plombée	Tous les pays de l'OCDE, sauf le Canada, la République Tchèque, le Japon et les États-Unis
Différentiel de taxe entre les gazoles de différentes qualités environnementales	Danemark, Finlande, Hongrie, Mexique, Norvège, Pologne, Suède
Taxe sur le CO_2 s'appliquant aux carburants routiers	Danemark, Finlande, Pays-Bas, Norvège, Suède

Source : OCDE (1997)

Tableau 15 : Niveau global des taxes sur l'essence sans plomb dans les pays de l'OCDE (1999)

Niveau des taxes sur l'essence sans plomb (en €/litre)	Pays concernés
Moins de 0,2	Canada, Nouvelle-Zélande, États-Unis
De 0,2 à 0,4	Australie, République Tchèque, Grèce, Hongrie, Irlande, Luxembourg, Pologne, Portugal
De 0,4 à 0,6	Belgique, Danemark, Finlande, France, Allemagne, Italie, Japon, Corée du Sud, Pays-Bas, Espagne, Suède, Suisse
Plus de 0,6	Norvège, Royaume-Uni

Source : OCDE, Base de donnée sur la fiscalité environnementale

Actuellement, la fiscalité routière fait l'objet de débats politique importants, notamment au niveau européen. Les arguments tournent le plus souvent autour de la couverture des coûts sociaux de la route par les taxes et redevances spécifiques.

Cette couverture des coûts sociaux de la route (coûts d'infrastructure et coûts externes) est un sujet fréquemment abordé dans la littérature produite par les scientifiques, l'Administration ou les groupes d'intérêt. Les études reposent sur des calculs de coûts sociaux moyens ou marginaux, sans que cette distinction (pourtant fondamentale) ne soit toujours clairement précisée. En outre, les méthodes de calcul des coûts externes ne sont pas toujours explicitées, si bien que les résultats peuvent être fortement divergents, sans que des explications claires puissent être avancées.

Pour la France, les études menées par le Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement (METL) semblent indiquer que :

- les poids lourds seraient plutôt sous-tarifés (Brossier et Leuxe, 1999)[33] ;

[33] Voir aussi les études concernant l'ensemble des pays européens et confirmant les résultats de Brossier et Leuxe : Commission des communautés européennes (2001) ; CEMT (2000)

- les véhicules légers couvriraient à peu près leur coût social, mais avec une sous-tarification en ville et une sur-tarification en rase campagne[34].

1.3. Conclusions : des comparaisons internationales qui s'avèrent délicates

Les résultats de la recherche sur les coûts externes des transports peuvent donner lieu à deux grands types d'applications politiques :

- l'intégration des impacts environnementaux dans l'évaluation socio-économique des projets d'infrastructure ;
- la définition d'une fiscalité environnementale.

Des synthèses internationales réalisées, par exemple, pour le compte de la Commission européenne ou de l'OCDE, permettent de dégager quelques grandes tendances communes :

- la plupart des pays européens intègrent des critères environnementaux à leur méthode officielle d'évaluation des projets de transport, que ce soit sous forme qualitative, quantitative ou monétaire. En outre, à la fin des années 90, les critères relatifs à la pollution atmosphérique ou à l'effet de serre étaient monétarisés dans la moitié des pays européens ;
- tous les pays de l'OCDE ont introduit des taxes sur les carburants routiers. Ces dernières représentent près des deux tiers de la fiscalité environnementale existant dans les pays de l'OCDE.

Les synthèses internationales mettent aussi en évidence de fortes divergences entre les pays :

- les valeurs officielles des coûts externes sont très variables d'un pays à l'autre ;
- le poids de la fiscalité environnementale va de moins de 1% à plus de 4% du PIB dans les différents pays de l'OCDE.

Dès lors qu'il s'agit de comprendre les différences observées, ce type d'études générales s'avère insuffisant. De nombreuses questions restent sans réponse :

- quelles sont les méthodes de monétarisation qui ont permis d'établir les valeurs officielles des effets environnementaux ?
- tous les pays ont-ils la même acceptation de la fiscalité environnementale ?
- quels sont les objectifs poursuivis par les différents pays lorsqu'ils fixent la valeur officielle d'un effet environnemental ou lorsqu'ils introduisent une « taxe verte » ? comment sont réalisés les arbitrages entre les différents intérêts qui s'expriment à cette occasion ?

Pour répondre à ces interrogations, il est nécessaire d'analyser en détail les pratiques de quelques pays. Seule cette connaissance approfondie permet de tirer des enseignements utiles des expériences étrangères et de déterminer dans quelle mesure le transfert de certaines pratiques vers la France peut s'avérer pertinent.

[34] Voir : Brossier et Leuxe (1999) ; du Crest (2001)

2. Le cas de la France : l'Administration intègre progressivement les coûts environnementaux dans l'évaluation des projets de transport

En France, la Loi d'orientation des transports intérieurs (LOTI) [35] et le décret d'application de 1984[36] ont rendu obligatoire l'évaluation socio-économique (*ex-ante* et *ex-post*) des grands projets d'infrastructure[37] :

« Les choix relatifs aux infrastructures, équipements et matériels de transport et donnant lieu à financement public, en totalité ou partiellement, sont fondés sur l'efficacité économique et sociale de l'opération. Ils tiennent compte des besoins des usagers, des impératifs de sécurité, des objectifs du Plan de la nation, du coût financier et, plus généralement, des coûts économiques réels et des coûts sociaux[38].

Les grands projets d'infrastructure et les grands choix technologiques sont évalués sur la base de critères homogènes permettant de procéder à des comparaisons à l'intérieur d'un même mode de transport et entre différents modes ou combinaisons de modes. Ces évaluations sont rendues publiques avant l'adoption définitive des projets concernés. Lorsque ces opérations sont réalisées avec le concours de financements publics, un bilan des résultats économiques et sociaux est établi au plus tard cinq ans après la mise en service. Ce bilan est rendu public. » (art. 14 de la LOTI non modifiée, alinéas un et deux)

Cependant, ni la LOTI (dans sa version initiale) ni le décret d'application de 1984 ne précisent quels sont les « coûts sociaux » à prendre en compte.

Il faudra attendre 1996 et la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE)[39] pour que l'article 14 de la LOTI soit précisé, les mots « dont ceux des atteintes à l'environnement » venant compléter l'obligation de prendre en compte les « coûts sociaux » (article 16 de la LAURE). Les travaux du groupe Boiteux de 1994, qui ont proposé des valeurs de référence pour le bruit, la pollution atmosphérique et l'effet de serre, ne sont sans doute pas étrangers à cette évolution de la législation.

Enfin, en 1999, l'article 43 de la Loi d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire (LOADT)[40] introduit explicitement la notion d'effet externe, l'article 14 (première phase du 2ème alinéa) étant modifié comme suit:

« Les grands projets d'infrastructures et les grands choix technologiques sont évalués sur la base de critères homogènes *intégrant les impacts des effets externes des transports relatifs*

[35] Loi d'orientation des transports intérieurs n°82-1153 du 30 décembre 1982.

[36] Décret n°84-617 du 17 juillet 1984 pris pour application de l'article 14 de la loi n°82-1153 du 30 décembre 1982 relatif aux grands projets d'infrastructures, aux grands choix technologiques et aux Schémas directeurs d'infrastructures en matière de transports intérieurs.

[37] Sont notamment considérés comme de grands projets d'infrastructures de transports tous les projets d'infrastructures de transport dont le coût est égal ou supérieur à 500 millions de francs (décret n°84-617, article 2).

[38] C'est l'auteur de ce rapport qui souligne.

[39] Loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie.

[40] Loi n°99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire

notamment à l'environnement, à la sécurité et à la santé[41] et permettant de procéder à des comparaisons à l'intérieur d'un même mode de transport et entre différents modes ou combinaisons de modes. »

Le rapport Boiteux de 2001 (CGP, 2001), qui fixe de nouvelles valeurs de référence pour les effets externes relatifs à l'environnement, à la sécurité et à la santé consacre, en France, la prise en compte des coûts externes dans l'évaluation socio-économique des projets de transport.

Cependant, force est de constater que l'appropriation de l'évaluation socio-économique par les techniciens, les décideurs et les citoyens est loin d'être acquise :

- les services de l'État (ministère de l'Équipement, ministère des Finances) et les grands établissements publics (RATP, SNCF, RFF), emploient couramment le calcul économique pour procéder à l'évaluation des projets d'infrastructure ;
- les collectivités locales font procéder à l'évaluation socio-économique de leur projet parce qu'il s'agit d'une obligation légale[42] ou parce que l'État l'exige pour accorder une subvention, mais elles s'approprient rarement les résultats de cet exercice ;
- le grand public a théoriquement accès à l'évaluation socio-économique dans le cadre de l'enquête d'utilité publique. Cependant, le débat s'engage rarement autour des résultats de cet exercice, jugé trop technique sous sa forme actuelle.

Aussi, de réels efforts de communication doivent-ils être accomplis pour diffuser les résultats des évaluations socio-économiques et en faire un véritable outil de débat accessible aux décideurs et au public. Le conseil général des Ponts et Chaussées (CGPC) estime que « sans de tels efforts d'ouverture et de dialogue […], le calcul économique risquerait de rester cantonné dans un cercle restreint d'initiés, limitant son influence réelle sur le processus de concertation, de débat public et de décision. » (CGPC, 2001)

Dans le cadre de cette étude, nous nous efforcerons de mettre en lumière les travaux de recherche et les processus de concertation qui ont permis, en France, d'intégrer progressivement les coûts environnementaux à l'évaluation socio-économique des projets de transport.

Après avoir présenté les travaux historiques menés en France dans les années 60 à 80 (§ 2.1.), nous montrerons plus particulièrement comment les groupes Boiteux de 1994 et 2001 ont défini les valeurs des effets externes utilisées aujourd'hui par l'Administration (§ 2.2 et 2.4.) Nous indiquerons également comment ces travaux méthodologiques ont été (ou devraient prochainement être) utilisés dans la pratique (§ 2.3 et 2.5.).

L'analyse des travaux menés par les groupes Boiteux de 1994 et 2001 n'est pas sans poser problème, car les membres de notre équipe de recherche ont pu participer à certains de ces travaux. Nous disposons donc d'informations vivantes sur le fonctionnement des groupes

[41] Les mots en italique sont les ajouts de la LAURE à la version initiale de la LOTI.

[42] La décision n°157.176 du conseil d'État concernant le VAL de Rennes (4 décembre 1995) montre bien que les juges font appliquer cette obligation. En effet, le conseil d'État a annulé la déclaration d'utilité publique du VAL de Rennes pour « absence d'éléments essentiels de l'évaluation », et en particulier parce que le dossier de l'enquête publique « ne comportait qu'une estimation très incomplète des coûts d'entretien et d'exploitation de l'infrastructure projetée […] et ne contenait l'estimation ni du taux de rentabilité financière par le maître d'ouvrage, ni du taux de rentabilité pour la collectivité. »

Boiteux, dont les rapports écrits ne peuvent pas toujours rendre compte, mais nous risquons aussi d'être, sur certains sujets, « juge et partie ». En dépit de l'effort d'objectivité auquel nous nous sommes astreints, nous ne pouvons qu'inciter le lecteur à confronter ce travail à d'autres menés sur le même thème ou à sa propre expérience.

2.1. La prise en compte des effets externes avant le rapport Boiteux de 1994 : de la recherche vers les études opérationnelles

Le rapport Boiteux de 1994 (CGP, 1994) marque la prise en compte officielle des coûts environnementaux dans l'évaluation socio-économique des projets de transport. Cependant, l'introduction de la valeur de la vie humaine dans les méthodes d'évaluation des projets routiers dès les années 70 (§ 2.1.1.) et les comptes transport (§ 2.1.2.) ont constitué, en France, des jalons importants dans l'internalisation des coûts externes des transports par la sphère publique.

2.1.1. L'estimation de la valeur de la vie humaine : un premier pas vers la prise en compte des coûts externes des transports

Jusqu'à la fin des années 1980, la prise en compte des effets externes dans l'évaluation socio-économique des infrastructures de transport s'est limitée aux coûts (ou aux gains) de sécurité. Patrick Jeanjean (1983) situe en 1953 l'introduction en France du concept de « coût de la vie humaine » par Abraham et Thédié. La notion est présentée aussi bien dans les revues scientifiques (Abraham et Thédié, 1960) que dans les groupes de travail administratifs (Abraham et Thédié, 1962). Elle est enfin introduite dans la circulaire du ministère de l'Équipement (direction des Routes) du 20 janvier 1970 relative aux méthodes d'évaluation des investissements routiers. La valeur du mort évité, fixée à 240 000 F (en prix de 1970), correspond à « la somme de trois éléments :

- une perte de production, fruit du travail futur potentiel du défunt ;
- une perte affective pour ses proches, évaluée à partir des indemnités accordées par les tribunaux ;
- un *praetium vivendi* pour l'intéressé lui-même, d'un montant assez arbitraire[43] ».

L'intégration d'un prix de la vie humaine sera maintenu dans les instructions du ministère de l'Équipement qui suivront en mars 1980[44] - valeur fixée à 1 million de francs 1980 - et mars 1986 - valeur fixée à 1,6 millions de francs 1985 - (ministère de l'Urbanisme, de l'Équipement et des Transports, 1986).

En revanche, les méthodes officielles d'évaluation des projets de transport antérieures au rapport Boiteux de 1994 n'intègrent pas de coûts environnementaux. Dans l'instruction de 1986, l'environnement est pris en compte de manière qualitative, en indiquant si le projet est favorable, neutre ou défavorable par rapport aux critères suivants : ressources naturelles et écosystèmes (sol, air, eau, faune, flore), activités humaines (aménagement urbain, agriculture, sylviculture), cadre et qualité de vie (bruit, pollutions, paysage, patrimoine).

[43] Jeanjean Patrick (1983).

[44] Citée dans Quinet (1982). Émile Quinet observe que la valeur retenue dans l'instruction de 1980 n'est pas fondée sur une perte de production future, comme la valeur de 1970, mais sur la valeur que l'individu accorde à son temps de loisir, supposée représenter son bien-être.

Cependant, dès 1969, le rapport Hautreux (ministère de l'Équipement et du Logement, 1969) soulignait que le bruit et la pollution atmosphérique devraient logiquement entrer dans les coûts sociaux des transports. Des pistes sont évoquées : coût d'isolation phonique pour le bruit, coût d'installation des pots catalytiques pour la pollution atmosphérique. Mais en 1982, Émile Quinet estime encore que « généralement il n'est pas possible d'obtenir une évaluation en termes monétaires du coût socio-économique des nuisances créées par un projet[45] » (Quinet, 1982). En 1984, le Cetur risque quelques estimations pour le coût d'évitement du bruit et de la pollution atmosphérique, en s'appuyant notamment sur des travaux de Jean-Marie Beauvais et Pierre Merlin (Cete Méditerranée, 1984).

C'est véritablement dans la deuxième moitié des années 80 et dans les années 90 que les estimations des coûts environnementaux générés par les transports vont se multiplier en France. Le compte transport de voyageurs de la région Ile-de-France en 1985 (Auzannet et Urvoy, 1985) et le compte transport national en 1994 (Cetur et Sofretu, 1994) fourniront une première batterie de coûts environnementaux, utilisables concrètement dans le cadre des évaluations socio-économiques de projets de transport.

2.1.2. Le compte transport voyageurs de la région Ile-de-France et le compte transport national : une première batterie de coûts environnementaux pour l'évaluation des projets de transport

En 1985, le bureau d'études Gerence élabore un compte transport de voyageurs de la région Ile-de-France. La première version de ce compte, portant sur les années 1981 à 1983, ne présente aucune estimation des coûts externes (Auzannet et Urvoy, 1985). Un groupe technique, placé sous la responsabilité du Syndicat des transports parisiens, est alors chargé d'actualiser cette étude chaque année[46]. Dès l'actualisation de 1986 (RATP, 1988), trois coûts externes sont estimés : les accidents, le bruit et la pollution atmosphérique. À compter de l'actualisation de 1990 (RATP, 1992), le compte transport de voyageurs d'Ile-de-France présente une estimation de ces coûts externes par grande zone géographique (Paris, petite couronne, grande couronne). Pour le bruit comme pour la pollution atmosphérique, la méthode d'estimation repose sur des coûts tirés des travaux de Pascal Auzannet[47].

En 1992, un groupe technique, placé sous la responsabilité de Claude Quin (alors Inspecteur général des Ponts et Chaussées), est chargé d'appliquer la méthodologie du compte transport d'Ile-de-France à l'ensemble du territoire métropolitain. Le bruit et la pollution atmosphérique font de nouveau l'objet d'estimations monétaires, toujours basées sur des méthodes d'évitement. Le rapport présente à la fois une estimation nationale de ces deux coûts environnementaux et des coûts unitaires par type d'agglomération (Cetur et Sofretu, 1994) :

- pour la pollution atmosphérique, le coût d'évitement correspond à l'équipement des véhicules en catalyseur et au surcoût de production de l'essence sans plomb. Un coût moyen kilométrique est alors calculé pour le parc national de véhicules. Cette

[45] Par la suite, Émile Quinet s'efforcera de dépasser ce constat d'échec. Il comptera parmi les scientifiques français particulièrement actifs dans la recherche sur la monétarisation des effets externes. Ses travaux seront repris aussi bien dans un cadre français (rapports Boiteux de 1994 et 2001) qu'international (OCDE, CEMT). Voir par exemple Quinet (1989).

[46] Ce groupe technique est toujours actif. Ainsi, en 2001, le Syndicat des transports d'Ile-de-France (Stif) a publié l'actualisation de 1999 (RATP, 2001).

[47] Les résultats de ces travaux sont détaillés dans Auzannet (1988).

moyenne est ensuite désagrégée par type de zone, pour tenir compte des niveaux d'émission plus important en milieu urbain, où la congestion est plus élevée ;

- pour le bruit, le coût d'évitement correspond à une combinaison « optimale » de diminution du bruit des moteurs, de mise en place d'enrobés drainants, de murs anti-bruit et d'isolation des façades. La combinaison « optimale » varie d'un type de zone à l'autre, ce qui conduit à une différenciation du coût du bruit.

Tableau 16 : Coûts d'évitement du bruit et de la pollution atmosphérique générés par une voiture particulière en 1990, selon le compte transport national (en F90/véh×km)

Type d'agglomération	Pollution atmosphérique	Bruit
Plus de 800 000 habitants	0,12	0,10
300 000 à 800 000 habitants	0,11	0,09
Moins de 300 000 habitants	0,10	0,09
Non urbain	0,09	0,05

Source : Cetur et Sofretu (1994)

Les résultats de ce premier compte transport national ont fait l'objet de sérieuses critiques, y compris au sein du comité technique de l'étude. Ainsi, le Comité des constructeurs français d'automobiles (CCFA), dans un avis annexé au rapport final (Cetur et Sofretu, 1994), estime qu'il ne peut pas accorder sa caution à cette étude, car :

- les externalités négatives des transports sont seules abordées, à l'exclusion des externalités positives ;
- les coûts d'évitement des nuisances sont appelés à être progressivement internalisés, du fait des progrès techniques des constructeurs. Les résultats portant sur l'année 1990 ne peuvent donc servir de référence pour les années futures.

En janvier 1995, un an après la parution du compte transport national, le vice-président du CGPC charge un groupe de travail du ministère de l'Équipement (placé sous la présidence de Michel Rousselot) d'« examiner les éléments méthodologiques » de cette étude (CGPC, 1996). Le groupe du CGPC fait notamment observer que les méthodes d'estimation des différents coûts externes sont nombreuses (coût d'évitement, coût des dommages, consentement à payer, consentement à accepter) et rarement convergentes, puisqu'elles correspondent à des concepts différents. Il recommande de ne pas se limiter à une seule approche (comme le coût d'évitement), mais de confronter différentes méthodes, mises en œuvres aussi bien en France qu'à l'étranger, pour aboutir à une fourchette de coûts, plutôt qu'à une valeur unique. La valeur médiane de la fourchette peut alors constituer « un choix raisonnable parmi les différentes valeurs fournies par les résultas bruts de la recherche ». C'est cette démarche qui est adoptée dans les rapports Boiteux de 1994 (CGP, 1994) et 2001 (CGP, 2001) et dans le compte national du transport de voyageurs de 2001 (Quin et *alii*, 2001), actualisation pour l'année 1998 du compte transport national de 1994.

2.2. Le groupe Boiteux I (1992-1994) : les premières valeurs officielles de coûts de nuisances

En 1992, le Commissaire au Plan charge Marcel Boiteux, ancien président d'EDF, d'animer un groupe de travail inter-ministériel sur les méthodes d'évaluation des projets d'infrastructure de transport. Ce groupe comprend des représentants des ministères de l'Équipement, de l'Environnement et de l'Économie, de l'Ademe, de la Mission

interministérielle de l'effet de serre (MIES), de syndicats professionnels, de grandes entreprises ou établissements publics de transport (SNCF, RATP, Aéroport de Paris, etc.) ainsi que des experts et des universitaires. Il a notamment pour mission de « se prononcer sur les éléments à prendre en compte dans le calcul des rentabilités socio-économiques et sur l'intérêt et la façon de traiter les effets externes non quantifiables (méthodes multicritères, autre présentation) » ; il doit également « [dresser] un bilan des connaissances acquises sur ces effets externes, ou pouvant être acquises au prix de travaux [à] définir. » (de Foucauld, 1992)

Le rapport Boiteux de 1994 (tout comme celui de 2001) affirme le rôle central du calcul économique dans l'évaluation des projets de transport ; il recommande également que les effets externes soient monétarisés, dans toute la mesure du possible :

- « le calcul économique, malgré ses insuffisances, est encore ce qu'il y a de mieux pour évaluer les projets d'investissement. On doit donc le recommander pour tous les investissements, qu'ils soient d'infrastructures de transport ou de toute autre nature ;
- les externalités positives et négatives doivent être incorporées aux calculs dans toute la mesure que permet l'état de l'art ;
- pour ce qui ne peut l'être, une présentation argumentaire est préférable à l'application d'une méthode multicritères qui peut conduire à attribuer une valeur "scientifique" à une présentation qui n'en a pas. » (CGP, 1994)

Le rapport Boiteux propose notamment des valeurs de référence pour les accidents, le bruit, la pollution atmosphérique et l'effet de serre. Nous examinons plus particulièrement comment ont été abordées ces deux dernières nuisances, directement reliées à notre étude (respectivement § 2.2.1. et 2.2.2.).

2.2.1. Le coût de la pollution atmosphérique

Pour estimer le coût de la pollution atmosphérique imputable au trafic automobile, le groupe Boiteux a confronté deux approches :

- une revue de la littérature concernant le coût des dommages de la pollution atmosphérique locale et régionale sur la santé, les bâtiments et la végétation. Les résultats d'une vingtaine d'études américaines et européennes, publiées entre 1984 et 1993, sont présentés dans le rapport du CGP (1994). La fourchette va de 0,07 écus à 1,94 écus pour 100 voy×km en voiture. Le groupe conclut que : « si, dans la distribution des valeurs ainsi recensées, on enlève les extrêmes et qu'on s'attache à retenir une batterie de valeurs raisonnablement prudente, on aboutit, pour la pollution totale (régionale + locale) à [un résultat] de 0,60 écus/100 voy×km, [soit] 4,1 F/100 voy×km[48]. » (CGP, 1994) La distinction entre les milieux urbain et interurbain utilise des hypothèses fragiles concernant la répartition de la pollution locale et régionale[49], qui conduisent à des coûts unitaires de 6,4 F/100 véh×km en

[48] Le rapport Boiteux de 1994 retient un taux de conversion de 1 écu = 6,85 F.

[49] Ces hypothèses sont les suivantes : « Les études […] tendent à montrer que la pollution locale et la pollution régionale ont approximativement la même nocivité. En milieu urbain, c'est la somme des deux qui doit être prise en compte. On considérera qu'en rase campagne, la nocivité de la pollution locale ne s'exerce qu'à moitié, ce qui revient à dire que les coûts de pollution en rase campagne sont les ¾ des coûts des coûts de la pollution en milieu urbain » (CGP, 1994). Ces hypothèses seront revues par le second groupe Boiteux, qui aboutira à un écart beaucoup plus important entre les valeurs urbaines d'une part et rurales d'autre part.

rase campagne et de 8,5 F/100 véh×km en milieu urbain ;

- un calcul du coût d'évitement par trois méthodes différentes (dont celle du compte transport national de 1990) conduisant, pour la rase campagne, à une fourchette de 7,5 à 9,0 F/100 véh×km et, pour l'urbain, à une fourchette de 10 à 12 F/100 véh×km.

Finalement, le premier groupe Boiteux a retenu les coûts unitaires de pollution atmosphérique suivants : 7,5 F/100 véh×km en rase campagne et 10,0 F/100 véh×km en milieu urbain[50].

Le premier groupe Boiteux s'est donc efforcé de définir un coût tutélaire de la pollution atmosphérique à partir des résultats de la recherche. Cette démarche assure que tous les projets sont évalués selon un barème commun, tout en évitant que les valeurs utilisées par l'Administration ne soient en trop grand décalage par rapport aux phénomènes observés dans la réalité. La méthode employée dans le cadre du premier rapport Boiteux présente cependant des limites :

- le recensement des études et leur analyse restent rudimentaires. Les différentes études de coûts des dommages ne sont que sommairement présentées. Il est vraisemblable que les résultats obtenus reposent sur des méthodes pour le moins variables, voire difficilement comparables ;
- le groupe a décidé d' « [enlever] les valeurs extrêmes [de coûts des dommages] » et s'est « attaché à retenir une batterie de valeurs raisonnablement prudente ». Il s'agit là d'une méthode destinée à obtenir un consensus au sein du groupe, mais qui conduit à des valeurs dont on ne connaît pas précisément la portée et les limites. Ce flou est encore renforcé par le choix d'une valeur finale reposant à la fois sur des études de coûts des dommages et de coûts d'évitement ;
- la distinction entre les coûts urbains et de rase campagne repose sur des hypothèses fragiles. Leur application n'est pas évidente, car le rapport ne précise nulle part ce que l'on entend par milieu urbain et par rase campagne. S'agit-il des unités urbaines et des communes rurales telles qu'elles sont définies par l'Insee ? S'agit-il d'une distinction reposant sur des densités de population ?

Malgré ses limites, le premier rapport Boiteux a permis d'introduire les coûts environnementaux dans l'évaluation socio-économique des projets de transport, ce qui constituait en soi un progrès important. Le second rapport Boiteux apportera des améliorations méthodologiques considérables.

2.2.2. Le coût de l'effet de serre

La valeur de l'effet de serre retenue dans le premier rapport Boiteux correspond au niveau de la taxe proposée par la Commission des communautés européennes pour limiter les émissions de CO_2[51], soit 450 F/tonne de carbone. La distinction entre milieu urbain et rase campagne repose sur la consommation et le taux d'occupation des véhicules. Le barème est finalement : 2,4 F/100 voy×km en milieu urbain et 1,1 F/100 voy×km en rase campagne.

Ces valeurs tutélaires sont critiquables, car elles ne correspondent ni à un coût des dommages,

[50] Ou encore 3,8 F/100 voy-km en rase campagne (taux d'occupation des voitures de 1,97) et 8,0 F/100 voy×km en milieu urbain (taux d'occupation de 1,25).

[51] projet, finalement abandonné, de taxe européenne sur le carbone.

ni à un coût d'évitement, mais au produit d'une taxe virtuelle[52]. En toute rigueur, de telles valeurs ne permettent pas de calculer une variation de surplus de la collectivité. Cependant, en 1994, aucune étude ne permettait d'avancer une fourchette sérieuse ni pour le coût des dommages, ni pour le coût d'évitement. Malheureusement, la situation n'aura pas beaucoup évolué en 2001.

2.3. La mise en œuvre du rapport Boiteux de 1994 : une évolution rapide des pratiques d'évaluation

Le rapport Boiteux de 1994 va fortement influencer les pratiques d'évaluation socio-économique des projets de transport. Ainsi, le ministère de l'Équipement transcrira les recommandations de ce rapport dans l'instruction Idrac de 1995 (secrétaire d'État aux Transports, 1995b) et dans la circulaire de la direction des Routes de 1998 (METL, 1998), tandis que les bureaux d'études travaillant pour les collectivités locales s'inspireront largement de ces recommandations.

Soulignons cependant que le poids des nuisances environnementales dans les bilans socio-économiques restera très faible tout au long des années 90. Ce constat n'a pas manqué de susciter le débat :

- pour les uns, la faiblesse des coûts environnementaux marque l'impuissance du calcul économique à intégrer des préoccupations croissantes au sein de la population et des décideurs. Chantal Duchène (2000) observe que « les méthodologies d'évaluation coûts-avantages monétarisent les gains et les coûts apportés par l'infrastructure [et qu'il] est théoriquement possible de faire entrer dans ce type de bilan une grande quantité d'effets, en particulier externes, des transports. Pourtant, la pratique montre que l'on se limite aux effets mesurables et directs. Ainsi, les gains de temps prennent une importance primordiale dans le bilan de l'infrastructure. Or […], Zahavi a montré qu'à niveau de développement et pour une taille d'agglomération donnés, le temps passé dans les transports reste constant […]. On peut [donc] avancer que les méthodologies d'évaluation des projets de transport induisent à préférer des investissements favorisant l'étalement urbain » ;
- pour les autres, la faiblesse des coûts environnementaux traduit le fait que les exigences environnementales sont (ou seront à court terme) internalisées par les constructeurs automobiles (durcissement des normes sur les véhicules) ou par l'Administration (construction de murs anti-bruit, rétablissement des communications, etc.). Le CGPC (2001) estime que « les évaluations doivent porter sur des projets préalablement optimisés, réduisant les nuisances environnementales à un niveau acceptable ou les compensant en tenant compte des indications du débat public. La prise en compte de l'environnement se trouve ainsi internalisée dans la consistance et le coût des projets, la nuisance résiduelle étant seule monétarisée, ce qui explique le paradoxe de l'apparente modestie des effets environnementaux dans le résultat final. »

Nous n'entrerons pas plus avant dans ce débat et nous nous contenterons de montrer comment l'État (§ 2.3.1.) et les collectivités locales (§ 2.3.2.) ont utilisé les coûts environnementaux du rapport Boiteux de 1994 dans l'évaluation des projets de transport.

[52] Ces limites sont clairement énoncées dans le rapport Boiteux de 1994.

2.3.1. Les évaluations de projets de transport par le ministère de l'Équipement

Dès le 3 octobre 1995, le secrétaire d'État aux Transports (1995b) diffuse à ses services une instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport (dite instruction Idrac, du nom de sa signataire).

L'instruction Idrac fixe un nouveau cadre pour l'évaluation des grands projets d'infrastructure (en application de l'article 14 de la LOTI) qui reprend les principales recommandations du rapport Boiteux. Ainsi, les valeurs fixées pour la pollution atmosphérique et l'effet de serre sont quasiment identiques à celles du rapport Boiteux de 1994, aux actualisations et hypothèses de consommation près (tableau 17).

Tableau 17 : Coûts de la pollution atmosphérique et de l'effet de serre imputables aux voitures particulières, selon le rapport Boiteux de 1994, l'instruction Idrac de 1995 puis la circulaire de la direction des Routes de 1998

	Rapport Boiteux de 1994 (valeur 1993)	Instruction cadre Idrac de 1995 (valeur 1994)	Instruction de la direction des Routes de 1998 (valeur 1994)
Pollution locale et régionale (en F/100 veh×km)			
Milieu urbain	10,0	10,7	7,0 – 14,0
Rase campagne	7,5	8,0	6,0 – 10,0
Effet de serre (en F/100 véh×km)[53]			
Milieu urbain	3,0	2,9	3,0
Rase campagne	2,2	2,8	2,5

Source : CGP (1994) ; secrétaire d'État aux Transports (1995b) ; METL (1998)

La circulaire du 3 octobre 1995 (Secrétaire d'État aux Transports, 1995a), qui accompagne l'instruction Idrac, demande aux directeurs d'administration centrale de définir, pour chaque mode de transport, des méthodes précises d'évaluation en cohérence avec l'instruction cadre : « Cette instruction définit la démarche générale et les modalités d'évaluation des projets d'infrastructures, communes à l'ensemble des modes, qui seront désormais appliquées dans le domaine des transports interurbains. Il vous appartient d'en préciser les conditions pratiques d'application dans les différents domaines dont vous avez la charge, compte tenu des procédures spécifiques d'élaboration des grands projets. »

En pratique, la formalisation des méthodes d'évaluation variera selon les modes de transport :

- en octobre 1998, la direction des Routes publie une instruction pour l'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne (METL, 1998). Cette circulaire sera mise en œuvre par les services de l'État (Setra, Cetes). Les valorisations des nuisances environnementales retenues par la direction des Routes sont conformes au rapport Boiteux et à l'instruction Idrac. Les coûts de pollution atmosphérique sont présentés sous forme de fourchettes, car le rapport Boiteux de 1994 estime la précision de son barème entre 20 et 30%. (tableau 17) ;
- en août 1999, la direction des Transports terrestres publie une instruction pour

[53] Dans le rapport Boiteux de 1994 et dans l'instruction Idrac de 1995, la valeur de l'effet de serre est rapportée au voy×km. Le passage au véh×km repose sur les taux d'occupation des voitures : 1,25 en milieu urbain et 1,97 en rase campagne (coefficients utilisés pour la pollution locale et régionale, dans le rapport Boiteux comme dans l'instruction Idrac).

l'évaluation économique des projets de voies navigables (METL, 1999), dans le prolongement de l'instruction Idrac ;

- les autres modes de transport (fer, aérien, maritime) n'ont pas donné lieu à des publications officielles, même si des groupes de travail ont pu produire des documents officieux.

Par ailleurs, la circulaire du 3 octobre 1995 souligne que l'instruction Idrac ne s'applique qu'aux transports interurbains et que la mise en œuvre du rapport Boiteux en milieu urbain nécessite des travaux complémentaires : « Qu'il s'agisse d'infrastructures nouvelles ou de modifications de l'exploitation des infrastructures et services existants, l'évaluation des investissements de transport en milieu urbain met en jeu des mécanismes complexes de gains d'accessibilité, de redistribution d'usage de l'espace et d'effets sur le développement urbain, dont les méthodes d'analyse et d'agrégation méritent d'être débattues et validées. » (secrétaire d'État aux Transports, 1995a). En 1998, un groupe de travail du CGPC, placé sous la responsabilité de François Lépingle, tente de transférer l'instruction Idrac au milieu urbain, mais sans succès. Le groupe ne parvient pas à un accord sur le rôle que doit jouer l'analyse coûts/avantages dans l'évaluation des projets urbains. Il estime nécessaire que des travaux de recherche soient poursuivis avant que l'Administration ne produise un document à caractère officiel. En 2002, le ministère de l'Équipement travaille toujours à la mise au point d'une méthode d'évaluation des projets de transport en milieu urbain.

2.3.2. Les évaluations des projets de transports collectifs en Ile de France et en province

En Ile-de-France comme en province, les projets d'infrastructure de transport en commun font l'objet d'une évaluation socio-économique, qui s'intègre aux études de définition et de choix de projet. De manière plus formelle, l'évaluation socio-économique figure, en Ile-de-France, dans les Schémas de principe (*§a*) et, en province, dans les Dossiers de prise en considération par l'État (*§b*).

a) L'évaluation des projets de transports collectifs en Ile-de-france

En Ile-de-France, la relance de la politique d'extension du métro en banlieue, décidée par les pouvoirs publics au début des années 70, a mis en évidence la nécessité de procéder à des choix budgétaires prioritaires entre les différents projets, à partir de critères déterminés applicables à chaque étude.

Suite aux travaux du groupe chargé, en 1972, de réexaminer les conditions d'étude et de réalisation des projets d'investissement[54], une procédure est définie pour normaliser les méthodes d'étude et d'évaluation. Un document, le Schéma de principe, se substitue dès lors à l'Avant-projet sommaire (ou projet d'ensemble).

Ce document est considéré comme un dossier de base permettant, d'une part la prise en considération par l'autorité organisatrice du projet et, d'autre part son inscription dans les documents d'urbanisme. Il comprend dès 1974 une partie "économique" développée et une partie "exploitation" plus solide. La même année, avec un projet de prolongement de la ligne 13 bis de métro à Gennevilliers, apparaît le premier Schéma de principe, nouvelle formule. Il faut noter que ce dernier ne prend en compte que les effets mesurables d'une opération nouvelle et exclut en particulier le confort, les impacts sur l'environnement (bruit, pollution,

[54] Ce groupe comprenait notamment la DREIF, la RATP et la SNCF.

intrusion visuelle), sur l'urbanisme, etc. Seuls les gains de sécurité, générés par le transfert de la voiture particulière sur les transports en commun, sont valorisés.

Le contenu des Schémas de Principe est affiné en 1975, notamment en termes de bilans financiers. En revanche, il faudra attendre la fin des années 1980 pour que soient intégrés, dans les évaluations de projets d'investissement en transport en commun, différents impacts sur l'environnement.

En effet, dans les années 70 et 80, les impacts sur l'environnement ne font pas l'objet d'une évaluation économique et n'apparaissent donc pas dans le bilan d'ensemble pour la collectivité. Cependant, dès la fin des années 80, l'importance des impacts environnementaux conduit les maîtres d'ouvrage des opérations de transports en commun en Ile-de-France à les analyser de manière qualitative selon les critères suivants : "expropriation et modification de l'utilisation des sols, nuisances sonores, intrusion visuelle, pollution et nappe phréatique" (RATP, 1989).

La prise de conscience corrélative, d'une part des pouvoirs publics de la nécessité d'intégrer les impératifs de lutte contre les pollutions dans la définition des politiques publiques de transports[55], et d'autre part du public des conséquences des phénomènes de pollution atmosphérique sur la santé publique et l'environnement ont permis de combler les lacunes des méthodes d'évaluation existantes.

Dès le début des années 1990, un dossier de prise en considération par le conseil d'administration de la RATP présente, pour la première fois, un bilan d'ensemble pour la collectivité qui intègre une évaluation monétaire des coûts externes du bruit et de la pollution. Cette évaluation est réalisée à partir de la méthode des coûts d'évitement qui se fonde sur les travaux du compte transport de voyageurs d'Ile-de-France de 1990. À partir du milieu des années 1990, toutes les évaluations socio-économiques réalisées dans le cadre des études de définition et de choix des projets, et de manière plus formelle pour les documents de Schémas de principe pris en considération par le conseil d'administration du Syndicat des transports d'Ile-de-France (Stif), présentent un bilan pour la collectivité qui intègre une valorisation des coûts externes suivants : bruit, pollution, sécurité et effet de serre.

En 1998, la méthode de calcul utilisée pour les Schémas de principe des projets de transports collectifs en Ile-de-France est standardisée par un groupe de travail placé sous la responsabilité du Stif et constitué des principaux organismes qui ont en charge les évaluations de projets de transport : la RATP, la SNCF, la DREIF, L'IAURIF et le Lamsade (laboratoire du CNRS). L'objectif est de pouvoir comparer les bilans socio-économiques réalisés par les différents maîtres d'ouvrage intervenant en Ile-de-France. Les coûts externes normalisés, directement issus des travaux du compte transport de voyageurs d'Ile-de-France sont actualisés chaque année par la Stif.

b) L'évaluation des projets de transports collectifs en province

Dans les années 90, de nombreux projets de Transports en commun en site propre (TCSP) ont vu le jour en province. Ces projets ont tous fait l'objet d'une évaluation socio-économique, pour deux raisons au moins :

[55] notamment grâce aux travaux sur les comptes transport.

- l'article 14 de la LOTI a rendu obligatoire l'évaluation socio-économique des grands projets d'infrastructure et la diffusion des résultats de ces évaluations auprès du public, avant l'adoption définitive des projets concernés. Concrètement, cette diffusion intervient habituellement lors de l'enquête d'utilité publique ;
- les collectivités locales qui sollicitent une subvention de l'État au titre d'un projet de TCSP doivent démontrer l'intérêt socio-économique de ce projet dans le cadre du Dossier de prise en considération (DPC)[56].

Rappelons cependant que l'évaluation socio-économique constitue plus, pour les collectivités locales, une obligation légale, qu'un véritable élément de débat public. En pratique, les collectivités délèguent l'évaluation socio-économique à un bureau d'études et s'approprient peu les résultats (et encore moins les méthodes).

Le centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (Certu) a étudié le volet socio-économique de dix DPC traités par la direction des Transports terrestres dans les années 90 (Varnaison-Revollé et Cormier, 2000). La plupart des dossiers prennent en compte les coûts des accidents, du bruit, de la pollution atmosphérique et (après 1994) de l'effet de serre.

Pour la pollution atmosphérique, les projets antérieurs à 1994 s'appuient essentiellement sur les coûts établis dans le cadre du compte transport de voyageurs d'Ile-de-France (cf. § 2.1.2.). Après 1994, les coûts externes de pollution atmosphérique proviennent soit du compte transport national (Cetur et Sofretu, 1994), soit du premier rapport Boiteux (CGP, 1994). Le compte transport national est parfois préféré, parce qu'il propose, pour tous les coûts externes, des ratios au véh×km. Ces ratios peuvent être additionnés et permettent un calcul immédiat de l'ensemble des coûts externes à partir des données de trafic. Le rapport Boiteux bénéficie quant à lui d'une large validation administrative, importante dans le cadre d'un DPC. En revanche, pour les accidents et le bruit, il ne rapporte pas les coûts au véh×km, mais à la victime ou à la population exposée aux différents niveaux de bruit. Le rapport Boiteux conduit donc à des coûts externes reflétant mieux la situation locale, mais mobilise plus de données que le Compte transport national.

Pour l'effet de serre, les évaluations postérieures à 1994 s'appuient sur le rapport Boiteux. En revanche, les évaluations antérieures à 1994 ne prennent pas en compte cet effet, ignoré à cette époque dans le compte régional d'Ile-de-France.

Finalement, les premiers travaux opérationnels sur les coûts environnementaux (comptes transport, rapport Boiteux) ont rapidement été repris dans les évaluations socio-économiques de projets de transport, que ce soit en Ile-de-France ou en province. Les premières estimations des coûts externes, malgré leurs imperfections, répondaient à une attente des maîtres d'ouvrage.

[56] Cette obligation figure dans la circulaire du METL relative aux aides de l'État aux transports collectifs de province (METL, 1994). Elle a été confirmée dans la nouvelle circulaire relative aux aides de l'État aux plans de déplacements urbains et aux transports collectifs (METL, 2001).

2.4. Le groupe Boiteux II (1999-2001) : un débat technique sur les coûts externes qui recèle également un débat de société sur l'environnement

En mars 1999, les directeurs de cabinet du ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et du ministre de l'Équipement, des Transports et du Logement demandent au CGP d'approfondir le rapport Boiteux de 1994. « Les connaissances acquises depuis 5 ans rendent possible un travail complémentaire sur un certain nombre de thèmes pour lesquels les valeurs ou les méthodes retenues [en 1994] apparaissent perfectibles et sur d'autres non renseignés à l'époque pour lesquels il apparaît aujourd'hui possible de proposer des valeurs. Quatre points nous paraissent mériter un examen particulier :

- l'utilisation de la règle de Hotelling pour valoriser les effets irréversibles affectant des ressources non renouvelables (modification du climat pour les gaz à effet de serre et épuisement des réserves pétrolières) ;
- la valorisation en zone urbaine des effets de la congestion sur les autres modes de transport que la voiture, des effets de coupure et des surfaces occupées ;
- la valeur du bruit surtout en zone urbaine ;
- la valeur du temps. » (Collin et Rol-Tanguy, 1999)

La composition du groupe de 1999 est comparable à celle de 1994 et la présidence est de nouveau confiée à Marcel Boiteux. On parlera rapidement du groupe Boiteux II. En avril 2000, il est convenu, en accord avec les directeurs de cabinet, « d'étendre l'actualisation du rapport de 1994 à deux domaines complémentaires : celui de la monétarisation de l'effet des pollutions classiques[57] et celui de la valorisation de la vie humaine. » (CGP, 2001)

La mission du groupe Boiteux II constitue une suite logique au rapport Boiteux de 1994 qui avait proposé une première valorisation monétaire de certains impacts, tout en recommandant l'actualisation rapide de ces valeurs. En outre, le secrétaire d'État aux Transports demandait, dès 1995, que le ministère de l'Équipement engage des travaux « destinés à élargir le champ des effets quantifiables, cette démarche devant être conduite en concertation avec le ministère de l'Environnement. » (secrétaire d'État aux Transports, 1995a). Le groupe Boiteux II s'est donc efforcé d'approfondir l'analyse des impacts abordés dans le rapport de 1994 (gains de temps, accidents, pollution de l'air, effets de serre), mais aussi de prendre en compte d'autres effets tels que la congestion, les atteintes aux paysages, les effets de coupure ou la consommation d'espace.

Si les thèmes déjà abordés en 1994 ont fait l'objet d'approfondissements importants et opérationnels, les travaux du groupe sur les thèmes nouveaux n'ont pas débouché sur des recommandations directement applicables. En pratique, les effets externes monétarisés restent limités aux accidents, à la pollution atmosphérique, à l'effet de serre et au bruit.

Dans le cadre de cette étude, nous nous contenterons de montrer comment ont été établies les nouvelles valeurs de référence pour la pollution de l'air (§ 2.5.1.) et l'effet de serre (§ 2.5.2.), avant de conclure sur le fonctionnement et le rôle du groupe Boiteux II (§ 2.5.3.).

[57] Il s'agit de la pollution atmosphérique locale et régionale, par opposition à l'effet de serre, dont les conséquences sont planétaires.

2.4.1. La pollution atmosphérique

Pour la pollution atmosphérique, le groupe Boiteux II s'est notamment appuyé sur deux travaux récents :

- l'étude réalisée en 1999 pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé (dite étude OMS), qui a permis d'estimer le coût sanitaire de la pollution atmosphérique dans trois pays, la France, la Suisse et l'Autriche (Seethaler, 1999) ;
- le rapport « Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique » établi par une commission émanant du Comité des Applications de l'Académie des Sciences (1999), dit rapport Cadas. Ce rapport ne constitue pas une étude originale, mais un « consensus d'expert » sur l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, construit à partir d'une revue de la littérature.

L'étude OMS a fait l'objet de présentations et d'analyses détaillées dans notre rapport et dans le travail d'Olivier Chanel et Jean-Christophe Vergnaud (2001) pour le Predit. Nous nous contenterons donc de rappeler les résultats de cette étude qui permettent de situer les débats du groupe Boiteux II.

En s'appuyant sur deux études de cohortes américaines, les auteurs de l'étude OMS ont évalué les effets sanitaires à long terme d'une exposition aux PM_{10} (particules d'un diamètre inférieur à 10 µm). Pour la France, les décès dus à la pollution atmosphérique globale sont estimés à 31 600 en 1996 (dans une fourchette de 19 200 à 44 400), dont 17 700 morts imputables aux transports routiers (dans une fourchette de 10 680 à 24 680). La réduction d'espérance de vie est d'environ 10 ans par décès anticipé, ce qui conduit à 170 000 années de vie perdues. Pour monétariser ces cas de mortalité, l'étude utilise une valeur de la vie humaine de 1,4 millions €, ramenée à 0,9 millions € compte tenu de l'âge relativement élevé des victimes. Les auteurs prennent aussi en compte des coûts de morbidité, représentant environ 30% du coût total de la pollution atmosphérique. Ils concluent à un coût de la pollution atmosphérique générée par les transports routiers égal à 21,6 milliards d'euros, soit 1,8% du PIB.

Quant au Cadas, il s'appuie sur la littérature scientifique récente pour estimer successivement, « à dire d'expert », deux effets sanitaires imputables à la pollution atmosphérique par les transports :

- la mortalité de court terme. Le Cadas s'arrête à 500 décès par an, anticipés de 2 mois en moyenne. Il retient ainsi un impact de 80 années de vie perdues, assorties d'une fourchette d'incertitude de plus ou moins 40 ans ;
- la mortalité de long terme. Le Cadas retient un nombre de décès anticipés compris entre 500 et 2 500 par an. Le nombre d'années de vie perdues serait de l'ordre de 10 000 à 20 000 par an. Il s'agit d'un résultat très inférieur aux 170 000 années de vie perdues figurant dans l'étude OMS.

Le rapport Cadas et l'étude OMS ont fait l'objet de vives discussions au sein du groupe de travail :

- une partie du groupe, comprenant notamment le ministère de l'Équipement, estime que l'étude OMS avance un nombre de décès très élevé, en rupture avec les autres études mises en avant par le rapport Cadas. De tels résultats mériteraient d'être confirmés. Il s'agit en particulier de savoir si des relations dose-réponse, établies dans le contexte de villes industrielles américaines il y plus de 10 ans, peuvent être

transférées aux villes françaises. Cette partie du groupe réclame une expertise indépendante de l'étude OMS ;

- une autre partie du groupe, comprenant notamment le ministère de l'Environnement et l'Ademe, souligne que l'étude OMS s'est appuyée sur les travaux épidémiologiques fournissant les meilleurs niveaux de preuve, c'est-à-dire les études de Dockery et Pope (Dockery et Pope, 1993 ; Pope, 1995). C'est pourquoi les autres travaux ont été écartés. Ces derniers confirment néanmoins l'effet néfaste de la pollution atmosphérique, mais dans des proportions moindres[58].

Le rapport du CGP conclut : « De ce débat, il résulte en tout cas que si le groupe de travail en venait à se référer aux résultats de l'étude OMS, la prudence exigerait, en attendant confirmation, de ne faire qu'une partie du chemin entre les valorisations actuelles et celles qui découleraient de l'utilisation de ces résultats. » (CGP, 2001).

Finalement, le groupe n'a pas pu aboutir à un consensus négocié, malgré les nombreuses réunions de concertation organisées par Marcel Boiteux. Le président du groupe de travail s'est donc décidé à rendre un arbitrage « administratif » :

« À défaut d'une position commune des membres du groupe, il n'y aurait pas grand sens à proposer une valeur moyenne.

Considérant qu'aucun élément ne permet d'infirmer l'existence d'un risque et qu'il serait inacceptable et, au demeurant, contraire à l'avis de l'ensemble des membres du groupe de ne pas retenir des valeurs monétaires pour les effets de la pollution, ce qui conduirait à négliger ces effets, ou à leur donner des poids très différents selon les projets, et pour permettre au groupe de poursuivre ses travaux, le président prend le parti de se référer à l'étude OMS, basée sur des études épidémiologiques qui, couplées avec des études toxicologiques, s'inscrivent dans la voie à suivre pour améliorer la connaissance du problème. Mais il propose de retenir la borne inférieure de l'intervalle de confiance ressortant de cette étude afin de tempérer, en l'état des incertitudes, l'importante hausse à en attendre pour les valorisations, par rapport à celles en vigueur. Les résultats qui suivent sont donc établis sur la base forfaitaire de 10 600 cas annuels de décès prématurés attribuables en France à la pollution des transports[59]. Mais cette position s'accompagne de la recommandation de faire des tests de sensibilité en se référant, soit à la moyenne OMS (17 600 morts), ce qui implique une majoration de 65% des valorisations ci-après, soit à l'estimation inspirée du Cadas (3 000 morts), d'où une diminution de 72%. » (CGP, 2001)

L'estimation du nombre de décès imputables à la pollution atmosphérique est le point crucial du raisonnement adopté par le groupe Boiteux. Les étapes suivantes de la monétarisation n'ont pas donné lieu à un débat aussi vif :

- par souci de cohérence, le groupe a décidé de s'appuyer sur la valeur de la vie

[58] Le rapport Boiteux de 2001 cite une revue de la littérature de Dab et alii (2001b) qui recense 57 études, menées dans 37 villes et 15 pays, sur la relation entre exposition aux particules et mortalité à court terme (Cet article est également paru en français (Dab et alii, 2001a)). Une relation significative est trouvée dans 30 de ces études et 20 villes. Soulignons cependant que l'article de Dab ne traite pas des effets de la pollution atmosphérique à long terme.

[59] Il s'agit plus exactement de la pollution due aux transports routiers, les autres modes (aérien, ferroviaire) n'étant pas identifiés dans l'étude OMS.

humaine établie pour la monétarisation des accidents, soit 1,5 millions € en 2000[60]. Par ailleurs, le nombre moyen d'années de vie perdues est de 10 ans pour un décès imputable à la pollution atmosphérique, contre 40 ans pour un décès sur la route. Compte tenu du taux d'actualisation « officiel » de 8%, un coefficient égal à 0,56[61] doit donc être appliqué aux 1,5 millions €. En outre, les décès imputables à la pollution atmosphérique interviennent à des âges élevés (en moyenne, après 75 ans), où l'année de vie a une valeur moindre en raison notamment d'une moins bonne qualité de vie[62]. Un deuxième coefficient, égal à 0,6 , est donc appliqué aux 1,5 millions €[63]. Finalement, le coût du décès dû à la pollution atmosphérique est fixé à 35% du coût du décès sur la route (contre 64% dans le cas de l'étude OMS), soit 525 000 €[64] (contre 900 milliers € dans l'étude OMS). On en déduit le coût de la mortalité imputable la pollution atmosphérique par les transports routiers : 10 600 × 0,525 = 5 565 millions € (contre 15 866 millions € dans l'étude OMS). L'écart entre l'estimation du groupe Boiteux et celle de l'étude OMS provient à la fois d'un écart sur le nombre de décès (10 600 contre 17 629) et d'un écart sur le coût du décès (525 000 € contre 900 000 €) ;

- en s'inspirant de l'étude OMS, le groupe Boiteux estime que les coûts de morbidité représentent 30%[65] des coûts de mortalité imputables à la pollution atmosphérique d'origine routière[66]. Le groupe Boiteux retient donc un coût total de la pollution atmosphérique due aux transports routiers égal à : 5 565 × 1,30 = 7 235 millions € (contre 21 615 millions € dans l'étude OMS). Il s'agit d'un coût en € 2000 (année de référence de la valeur de la vie sauvée sur la route) pour l'année 1996 (année de référence de l'étude OMS, utilisée pour estimer les cas de mortalité). Pour passer à l'année 2000, le groupe Boiteux a considéré que les émissions globales ont baissé de 4,5% par an entre 1996 et 2000, soit près de 20% en 4 ans. Le coût total de la pollution atmosphérique générée par les transports routiers en 2000 est donc ramené à 5 788 millions € ;

---

[60] Cette valeur s'appuie notamment sur une synthèse d'études européennes de préférence déclarée. Elle correspond aussi à la volonté des décideurs d'accentuer la politique de sécurité routière (en 1998, le ministre de l'Équipement, des Transports et du Logement a déclaré la sécurité routière « grande cause nationale » et s'est engagé sur une division par deux du nombre de morts sur la route en 5 ans) : si la collectivité diminue sa tolérance envers l'insécurité routière, c'est qu'implicitement la valeur « officielle » de la vie sauvée augmente. Le groupe Boiteux a donc aligné la France sur les pays réputés pour leur politique de sécurité routière (Royaume-Uni, Suède, Finlande, …), qui ont adopté des valeurs officielles de la vie humaine élevées (pour plus de détail sur la valeur de la vie humaine, voir le rapport du CGP (2001)).

[61] Ce coefficient s'obtient comme le rapport d'une unité actualisée sur 10 ans à une unité actualisée sur 40 ans, soit $\sum_{i=0}^{i=9} (1/1{,}08^i) / \sum_{i=0}^{i=39} (1/1{,}08^i) = 7{,}25/12{,}88 = 0{,}56$

[62] De manière simplifiée, on peut dire qu'on n'a pas le même consentement à payer pour sauver sa vingtième année de vie que pour sauver sa quatre-vingtième année de vie.

[63] La valeur de ce deuxième coefficient, fixée après discussion au sein du groupe, apparaît plus discutable que la valeur du premier, car elle n'est étayée par aucune référence.

[64] Et non 525 *millions* € comme indiqué par erreur dans le rapport du CGP (2001), page 127.

[65] Ratio approché retenu par le groupe Boiteux. Dans l'étude OMS, le ratio exact est de 36,2% pour la France.

[66] Il s'agit d'un raccourci critiquable. En effet, les coûts de mortalité de l'étude OMS ont été réduits en fonction de nombre de victimes et de la valeur de la vie humaine retenus par le groupe Boiteux (tous deux plus faibles que dans l'étude OMS). Rien ne prouve que la même réduction doit s'appliquer aux coûts de morbidité.

- enfin, le groupe Boiteux propose des valeurs unitaires par véh×km et par type d'aire urbaine, en s'appuyant sur les densités de population et les trafics observés par taille d'aire urbaine[67], sur les coefficients d'émissions des différents types de véhicules et sur les coefficients de dispersion des polluants (plus élevés en milieu rural qu'en milieu urbain). Les résultats sont rassemblés dans le tableau 18. Le rapport Boiteux II recommande d'effectuer sur ces valeurs des tests de sensibilité à ± 70%, pour tenir compte de l'incertitude sur le nombre de décès imputables à la pollution atmosphérique (c.f. *supra*).

Tableau 18 : Coûts unitaires de la pollution atmosphérique générée par le transport routier en 2000, selon le rapport Boiteux de 2001 (en €/100 véh×km)

	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne	Moyenne
VP	2,9	1,0	0,1	0,9
PL	28,2	9,9	0,6	6,2

Source : CGP (2001)

Note de lecture : en première approximation, le milieu urbain dense comprend les aires urbaines de plus 700 000 habitants, le milieu urbain diffus les aires urbaines de moins de 700 000 habitants et la rase campagne les communes hors aires urbaines. Lors des évaluations des projets, il conviendra d'affiner cette première classification, car un centre ville d'une aire urbaine de 300 000 habitants peut être plus dense qu'une commune périurbaine d'une aire urbaine de 800 000 habitants.

2.4.2. L'effet de serre

Si l'existence de l'effet de serre n'est aujourd'hui plus contestée, les conséquences de ce phénomène, notamment en terme de réchauffement planétaire, restent difficiles à estimer. C'est pourquoi il n'est pas plus possible en 2001 qu'en 1994 de proposer un coût des dommages générés par l'effet de serre.

Le groupe Boiteux II s'est donc orienté vers une approche coûts/efficacité (plutôt que coûts/avantages) pour définir la valeur du carbone[68]. Il s'agit de définir le prix implicite du carbone qui permet de respecter, à moindre coût, les engagements pris par la France suite aux accords de Kyoto[69]. En pratique, le groupe Boiteux s'est appuyé sur une revue de la littérature établie par Odile Blanchard et Patrick Criqui (1999) : la valeur de la tonne de carbone s'établit, selon les études recensées, entre 70 et 215 $. L'écart entre ces valeurs provient notamment des différences sur les projections des émissions de CO_2 en situation de référence (c'est à dire en l'absence de tarification des émissions).

Comme pour la pollution atmosphérique, les fortes incertitudes des scientifiques ont laissé place à des débats sortant parfois de la rationalité. Une partie du groupe a proposé de s'aligner sur le Plan national de lutte contre le changement climatique, qui prévoit l'instauration d'une taxe atteignant à terme 500 F par tonne de carbone[70]. Le rapport Boiteux de 2001 souligne

[67] La Commission des comptes des transports de la Nation (CCTN) a fourni, dans le cadre du compte satellite du transport urbaine et de la route, une désagrégation complète des trafics routiers en 1996 par type de véhicule et par type d'aire urbaine (METL, 2000).

[68] La valeur du carbone permet de monétariser les émissions de dioxyde de carbone, principal gaz à effet de serre émis par les transports.

[69] Suite aux accords de Kyoto, la France s'est engagée à stabiliser ses émissions de CO_2 à leur niveau de 1990 d'ici 2008-2012.

[70] Cette taxe n'est toujours pas entrée en vigueur en 2001.

que « la compatibilité de cette valeur avec les engagements de Kyoto suppose la mise en place effective d'un système de permis d'émissions négociables au niveau international. » (CGP, 2001). Une autre partie du groupe, comprenant notamment le ministère de l'Environnement, a estimé que « l'Union européenne ne pourrait recourir que de manière limitée aux mécanismes de flexibilité ». Elle a demandé qu'une valeur de 1000 F par tonne de carbone soit retenue.

Le président Marcel Boiteux a donc dû proposer un arbitrage dans une note adressée aux membres du groupe en décembre 1999 :

« La valeur retenue pour le prix du carbone en 2010 fait problème.

Vous vous souvenez sans doute qu'un accord tendait à s'établir sur une valeur de 500 F lorsqu'un participant non impliqué dans les travaux préparatoires a évoqué la valeur de 1 000 F, valeur à laquelle certains se sont ralliés aussitôt sans que les autres se prononcent vraiment.

Or, il semblerait que le chiffre que s'apprêtent à retenir les pouvoirs publics sur d'autres propositions (compétentes) soit celui de 500 F.

Rien ne nous oblige à en faire autant, encore que le risque de donner un coup d'épée dans l'eau ne soit pas négligeable.

Mais les débats n'ont pas fait sentir de telles convictions qu'il faille brandir l'étendard de la contestation. Au stade où en sont les études sur le sujet, les incertitudes sont très grandes et le choix d'une valeur déterminée – puisqu'il faut y venir – reste largement matière à appréciation dans une gamme ouverte de chiffres ronds. Qu'on soit passé en quelques minutes de 500 à 1 000 F le montre suffisamment …

[…] Marquer une orientation serait sans doute plus efficace que d'avancer une valeur qui n'aurait aucune chance, du moins actuellement, d'être prise en considération.

Le groupe se rallierait-il majoritairement, parmi les chiffres ronds, à une proposition de cent euros – soit 656 F ? […] Ce qui n'exclurait pas, si nécessaire, la mention d'un point de vue minoritaire à 1 000 F. » (Boiteux, 1999)

Marcel Boiteux ne discute pas ici du bien-fondé scientifique des estimations à 500 ou 1 000 F la tonne de carbone. Il met en avant l'acceptabilité des conclusions du groupe par les politiques, qui se sont déjà engagés sur une valeur de 500 F/t C dans le cadre du Plan national de lutte contre le changement climatique. Cet argument a été décisif et la valeur de 100 €/t C figure dans le rapport final. Cette valeur est raccrochée à la taxe de 500 F/t C par :

- une prime de risque. La plupart des modèles permettant d'estimer une valeur de la tonne de carbone sont déterministes. Or, les conséquences de l'effet de serre ne sont pas connues avec certitude. On doit donc ajouter une prime de risque aux valeurs issues des modèles déterministes ;
- implique que l'on doit imputer une valeur d'option positive aux actions qui accroissent les marges de manœuvre de l'avenir » (CGP, 2001).

Comme l'a proposé Marcel Boiteux, le rapport signale un avis minoritaire à 150 €/t C:

« Certains membres du groupe ont estimé cependant que l'Union européenne, notamment, ne

pourrait recourir que de manière limitée aux mécanismes de flexibilité. Si tel devait être le cas, un prix de l'ordre de 150 €/t C leur paraît plus approprié. Ce prix poserait sans doute des problèmes de cohérence avec le niveau de la taxe sur le carbone proposée dans le cadre du Plan national de lutte contre le changement climatique, mais la différence se justifierait par la nature et les objectifs différents des deux instruments d'action publique (taxe et prix du carbone). » (CGP, 2001).

Une fois fixée la valeur de la tonne de carbone à l'horizon 2010 (échéance visée par le protocole de Kyoto), le groupe n'était pas au bout de ses peines ! Il lui restait encore à déterminer une trajectoire intertemporelle pour cette valeur au-delà de 2010, car les projets de transport sont habituellement évalués sur une période de 30 ans au moins. Le rapport propose un taux de croissance de 3%/an au-delà de 2010, correspondant à « un scénario dans lequel le monde recourrait, plus qu'aujourd'hui, aux mécanismes de flexibilité (participation effective d'un plus grand nombre de pays, extension du système de permis d'émissions négociables, mécanismes de développement propre) et continuerait à exploiter l'énergie nucléaire. » (CGP , 2001)

Une fois encore, cette recommandation ne correspond pas à un consensus au sein du groupe, mais à un arbitrage de Marcel Boiteux : « lors des discussions au sein du groupe, plusieurs opinions contrastées se sont exprimées à propos [de la dynamique du prix du carbone]. Certains souhaitaient retenir un taux de croissance net égal à 4% diminué de l'effet du progrès technique estimé à 2% par an. D'autres, moins nombreux, considérant la difficulté d'étendre les mécanismes de flexibilité au niveau international, proposent au contraire de retenir un taux de croissance du prix du carbone égal à 5% par an. L'impossibilité de trancher entre ces deux visions du futur a conduit à proposer une valeur intermédiaire de 3% par an. » (CGP, 2001)

Finalement, on peut considérer que la valeur de la tonne de carbone et son taux d'évolution ont été fixés par le groupe selon un processus d'enchères. Il s'agissait sans doute de la moins mauvaise solution (ou tout au moins de la solution la plus conforme à la théorie économique) pour déterminer une valeur officielle en situation de forte incertitude :

- sur le plan scientifique. Quelles seraient les émissions de CO_2 en 2010 en l'absence de toute tarification des émissions ? Quelle est l'élasticité des émissions de CO_2 au prix de la tonne de carbone ?
- et sur le plan politique. Quel sera le degré de flexibilité du système de tarification ? Doit-on recourir à des permis d'émissions négociables ? Si oui, à quelle échelle géographique et selon quelles modalités ?

2.4.3. L'enjeu du groupe Boiteux : rendre un arbitrage transparent sur les coûts des nuisances en situation de forte incertitude

Pour la pollution atmosphérique comme pour l'effet de serre, les connaissances scientifiques demeurent incertaines. Cette situation laisse le champ libre à des débats et à des oppositions frontales qui peuvent sortir de la rationalité scientifique. Dans ces conditions, le rôle de Marcel Boiteux a plus consisté à rendre un arbitrage administratif qu'à prendre position sur le plan scientifique.

En pratique, ce rôle d'« arbitre » s'est avéré décisif. Il est vraisemblable qu'une négociation bilatérale directe entre le ministère de l'Équipement et le ministère de l'Environnement (les deux commanditaires du rapport) se serait éternisée. Le recours au Commissariat général du Plan, service du Premier ministre légitime pour rendre des arbitrages interministériels, et à

une personnalité reconnue par la communauté scientifique et administrative (pour ses travaux de théorie économique et pour ses anciennes fonctions de président d'EDF) a constitué une solution opérationnelle et efficace. Concrètement, l'Administration dispose aujourd'hui d'une batterie harmonisée de coûts externes pour évaluer les projets de transport, en attendant de futurs progrès de la connaissance.

Malgré ses résultats positifs, le groupe Boiteux nous interroge sur le rôle joué par les experts auprès des décideurs. Les débats au sein du groupe ont montré que la monétarisation des nuisances, sujet *a priori* technique, renvoyait en fait à un débat de société : quel doit être le poids de l'environnement dans les décisions publiques ? Les économistes répondent que pour trancher cette question, il suffit d'agréger les préférences individuelles pour les biens environnementaux (silence, air pur, paysages, etc.). Mais les résultats obtenus ne sont absolument pas convergents. Ainsi, le compte national du transport de voyageurs évalue les quatre principaux coûts externes générés par les déplacements de personnes (prix de la vie humaine, bruit, pollution atmosphérique, effet de serre) entre 60 et 270 milliards de francs (Quin et alii, 2001). De même, le rapport Boiteux de 2001 estime le nombre de décès imputable à la pollution atmosphérique par les transports routiers entre 3000 et 17 000 par an. Les incertitudes des scientifiques laissent donc une large place à la décision politique.

Si les experts et les hauts fonctionnaires composant le groupe Boiteux étaient parfaitement légitimes pour réaliser une synthèse de la connaissance aujourd'hui disponible sur les coûts de nuisances, le choix des valeurs tutélaires aurait pu faire l'objet d'un débat plus ouvert, associant la sphère politique. Dans sa préface au rapport de 2001, Marcel Boiteux observe que « la valeur marginale du mort anonyme […] devrait résulter d'un débat parlementaire éclairé, puisque tous les citoyens soumis à la même autorité politique sont intéressés ; à défaut, c'est l'Administration qui, par dualité des contraintes financières qu'elle supporte, doit proposer à l'autorité publique une valeur tutélaire de la vie humaine assurant l'égalisation dans toute l'économie du coût d'évitement d'une mort marginale » (CGP, 2001). S'en remettre à l'Administration n'assure pas nécessairement une décision objective, car les experts et les hauts fonctionnaire ont, comme les autres citoyens, leurs convictions, leur représentation du monde, qui viennent plus ou moins se superposer à leur connaissance « objective ». Les débats au sein du groupe Boiteux furent particulièrement révélateurs de ce fonctionnement : ce sont toujours les mêmes membres du groupe qui ont défendu les coûts environnementaux les plus élevés pour les uns et les plus faibles pour les autres, qu'il s'agisse du bruit, de la pollution atmosphérique ou de l'effet de serre. Il revenait à Marcel Boiteux (et non à un vote du Parlement) d'assurer l'équilibre entre des avis parfois contradictoires, mais se réclamant toujours d'une approche scientifique !

Pour conclure, nous estimons que le groupe Boiteux, tout en présentant des caractéristiques technocratiques propres aux collèges d'experts, est resté soumis à un certain contrôle démocratique :

- le groupe a été constitué suite à une lettre de mission des ministres de l'Équipement et de l'Environnement. Ce sont donc les autorités publiques qui ont fait le choix, politique en soi, de s'en remettre à un collège d'experts. Le groupe a rempli, ni plus ni moins, la mission qui lui était assignée et a rendu publiquement compte de ses travaux. Le rapport final explicite le plus clairement possible les résultats scientifiques qui ont été présentés au groupe et les avis (éventuellement divergents) qui se sont exprimés ;
- les recommandations du groupe ne prétendent pas « graver dans le marbre » les valeurs des nuisances. Marcel Boiteux précise, dans l'introduction du rapport, que « à

partir du jour où une valeur est fixée, à destination des administrations, les calculs d'infrastructure feront ressortir concrètement les conséquences de ce choix, conséquences qui seront ressenties, discutées, admises ici et refusées là compte tenu des contraintes financières régnantes. Et les critiques compétentes tendront à converger peu à peu vers une nouvelle valorisation, laquelle sera un jour édictée à son tour par un nouveau groupe de travail » (CGP, 2001). En pratique, le rapport Boiteux de 2001 succède au rapport de 1994 et propose déjà des pistes d'approfondissement. Rien n'empêchera aux responsables politiques de demander, d'ici quelques années, une révision des valeurs adoptées en 2001 ;

- certains décideurs se sont rapidement saisis des travaux du groupe Boiteux, pour les utiliser, les confronter à d'autres études et à leur vision politique. Ainsi, le sénateur Serge Lepeltier a rendu public en décembre 2001 un rapport d'information sur les nuisances environnementales de l'automobile (Sénat, 2001). Lors de la préparation de son rapport, Serge Lepeltier a auditionné de nombreuses personnalités, parmi lesquelles certains membres du groupe Boiteux. Il a confronté les conclusions du groupe Boiteux a d'autres études et a proposé sa propre estimation des coûts de nuisances de l'automobile ;
- les conclusions du groupe Boiteux ont fait l'objet d'une diffusion à destination du public. Ainsi, le rapport complet, édité à La Documentation Française, est vendu 15 € ; ce rapport et son résumé sont disponibles gratuitement sur le site Internet du Plan ; le quotidien « Le Monde » a publié, en septembre 2001, une interview de Marcel Boiteux (Boiteux, 2001) et une estimation des coûts externes des transports selon les recommandations du groupe (Kempf, 2001). Il est bien entendu difficile de savoir quel public a été touché par cette campagne de communication. Il n'en demeure pas moins que si toute association ou tout citoyen « de bonne volonté » peut accéder aux conclusions du groupe Boiteux, on peut supposer que seul un public limité et déjà largement initié a été touché.

2.5. Les perspectives de mise en œuvre du rapport Boiteux de 2001 : une application au sein du ministère de l'Équipement dès 2002

Dès la publication du rapport Boiteux II, le CGPC a préparé un avis sur les suites à donner à ce rapport au sein du ministère de l'Équipement. Conformément à cet avis, les recommandations du groupe Boiteux devraient être rapidement prises en compte dans les méthodes d'évaluation du ministère. En revanche, l'impact du rapport de 2001 sur les pratiques d'évaluation des collectivités locales reste plus difficile à prévoir.

Nous présentons l'avis du CGPC (§ 2.6.1.), puis les travaux engagés (ou qui vont l'être) suite au rapport Boiteux de 2001 (§ 2.6.2.).

2.5.1. Le groupe de travail du CGPC sur les suites à donner au rapport Boiteux II au sein du ministère de l'Équipement

Dès le 10 août 2001 (moins de deux mois après la publication du rapport Boiteux II), le vice-président du CGPC constitue « une commission spéciale chargée de donner un avis au nom du conseil général des Ponts et Chaussées sur les suites à donner par le METL aux conclusions du groupe de travail du Commissariat général du Plan sur l'évaluation économique des projets d'infrastructure de transport présidé par Marcel Boiteux. » (Mercadal, 2001) Ce travail prioritaire est rapidement mené à bien : un avis provisoire est discuté par la

commission spéciale le 24 octobre 2001 et l'avis définitif est diffusé aux services du ministère de l'Équipement le 5 décembre 2001 (CGPC, 2001).

Dans ce texte, le CGPC réaffirme le rôle central du calcul économique dans l'évaluation des projets de transport. Il partage en cela le point de vue défendu dans les rapports Boiteux de 1994 et 2001. Si le CGPC recommande de prendre en compte sans attendre les principales conclusions du rapport Boiteux II, il revient néanmoins sur la valorisation de la pollution atmosphérique : « concernant la pollution atmosphérique par les transports, le CGPC recommande d'appliquer l'arbitrage administratif rendu par le rapport Boiteux II sur la valorisation de cet effet, tout en estimant nécessaire, compte tenu des divergences des experts, que la direction générale de la Santé fasse procéder dans les meilleurs délais à l'expertise scientifique de l'étude qui a servi de base à l'arbitrage du président Marcel Boiteux ». Tout en acceptant le principe d'un arbitrage administratif rendu par le CGP, le CGPC réaffirme ses doutes sur la validité scientifique de l'étude OMS, position qu'il a défendue tout au long des débats du groupe Boiteux. De fait, le vice-président du CGPC a indiqué à la commission spéciale réunie le 24 octobre 2001 qu'il avait adressé un courrier dans ce sens au directeur général de la Santé.

L'arbitrage de Marcel Boiteux sur la pollution de l'air par les transports constitue donc une issue opérationnelle aux travaux du groupe, puisqu'elle fournit des coûts unitaires que les ministères concernés (Équipement, Environnement, Économie) acceptent d'appliquer immédiatement. Cependant, les travaux du groupe Boiteux, qui ont duré près d'un an sur le sujet de la pollution atmosphérique, n'ont pas permis de résoudre les divergences de fond. Le débat sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique est loin d'être éteint. Les discussions se poursuivent toujours, comme en témoigne ce colloque organisé par le ministère de l'Équipement le 14 décembre 2001, avec la participation de l'Ademe, du ministère de la Santé, d'industriels et de scientifiques : « Automobile et pollution de l'air : y a-t-il encore des controverses ? ». Ce titre plutôt provocateur cache en réalité un débat de fond que l'on peut résumer par deux questions : quelle est exactement l'étendue des dommages sanitaires générés par la pollution d'origine automobile aujourd'hui ? La pollution d'origine automobile aura-t-elle cessé d'être un problème de santé publique d'ici 10 ans ?

Dans les conclusions de son avis, le CGPC dresse la liste des travaux à accomplir prioritairement :

- la mise à jour des documents officiels concernant l'évaluation des projets de transport (instruction cadre Idrac de 1995 (secrétaire d'État aux Transports, 1995b), circulaire relative à l'évaluation des projets routiers en rase campagne (METL, 1998), etc.) ;
- l'élaboration de documents officiels manquant encore à la fin 2001 (notamment la méthode d'évaluation des projets routiers en milieu urbain) ;
- la formation du personnel du ministère de l'Équipement aux techniques d'évaluation économique ;
- le lancement de recherches prioritaires, notamment sur l'impact de la pollution sur la santé.

Le rapport Boiteux II a donc rapidement donné lieu à un programme de travail opérationnel au sein du ministère de l'Équipement. Le lien entre les travaux de recherche, longuement analysés par le groupe Boiteux, et les pratiques d'évaluation est donc réel, au moins au niveau central.

Enfin, le CGPC rappelle que « la Commission européenne prévoit de préparer en 2002 une

directive cadre sur la tarification de l'usage des infrastructures de transport, qui sera fondée sur une méthodologie commune de fixation des niveaux de tarification incorporant les coûts externes définis et mesurés selon des principes communs. Ces propositions devraient logiquement s'appuyer sur une analyse des pratiques nationales et sur la recherche de toutes les possibilités de les harmoniser sans pour autant les remettre en cause. À cet effet, le CGPC recommande que les préconisations du rapport Boiteux II soient officiellement transmises à la Commission Européenne. » (CGPC, 2001)

Ainsi, le rapport Boiteux II, initialement destiné à une internalisation des coûts externes par la sphère publique à l'échelle nationale, pourrait également éclairer les choix de politiques d'internalisation radicale vers l'usager à l'échelle communautaire. Cependant, les débats, déjà complexes au niveau national, risquent de l'être encore plus au niveau communautaire. C'est du moins ce que laisse présager la diversité des pratiques d'évaluation économique et des politiques de fiscalité environnementale au sein des pays de l'Union européenne (c.f. *première partie*).

2.5.2. Les premiers documents intégrant les recommandations du rapport Boiteux II paraîtront dès 2002

À la demande de la direction des Transports terrestres, le Certu a élaboré un document de recommandations pour l'évaluation économique des projets de transports en commun en site propre (TCSP) (Certu, 2002). Cet ouvrage doit permettre d'harmoniser les évaluations socio-économiques des projets de TCSP transmises par les collectivités locales à l'État, dans le cadre des Dossiers de prise en considération (c.f. § 2.3.2.)[71]. Les recommandations du Certu sur les coûts des nuisances sont conformes au rapport Boiteux de 2001.

Par ailleurs, la direction des Routes a engagé dès le second semestre 2001 la refonte de la circulaire de 1998 relative à l'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne (METL, 1998), en fonction des recommandations du rapport Boiteux II. La circulaire modifiée doit être diffusée en 2002.

Enfin, la mise au point d'une circulaire relative à l'évaluation des projets routiers urbains, où la prise en compte des coûts externes s'avère encore plus importante qu'en rase campagne, devrait débuter en 2002. Cependant, l'élaboration de ce document risque d'être longue et délicate, comme l'a prouvé l'échec du groupe Lépingle (c.f. § 2.3.2.). En outre, la future circulaire ne s'appliquera qu'aux investissements dont l'État assure la maîtrise d'ouvrage. Rien n'assure que les collectivités locales, principaux acteurs des politiques de déplacements en milieu urbain, reprendront à leur compte les principes que l'État aura élaborés. Plus que jamais, l'évaluation décentralisée des projets et des politiques de transport reste à bâtir.

2.6. Conclusions sur la France : vers une évaluation citoyenne des projets de transport ?

En France, l'évaluation socio-économique des projets de transport s'appuie sur une méthode d'analyse coûts/avantages normalisée. Certes, les administrations et les établissements publics en charge des différents modes de transport n'utilisent pas strictement la même méthode et les mêmes paramètres, mais les travaux des groupes Boiteux de 1994 et 2001 ont permis

[71] Ce travail, achevé en novembre 2001, sera publié en 2002.

d'harmoniser certains choix méthodologiques importants (taux d'actualisation, situation de référence, valeur du temps, coûts des nuisances, etc.).

Dès les années 60, des travaux ont proposé d'introduire des effets non marchands dans l'analyse coûts/avantages. Ainsi, en 1970, la direction des Routes a intégré les coûts des accidents dans l'évaluation des projets routiers, en s'appuyant sur une « valeur de la vie humaine », mais il a fallu attendre le milieu des années 80 pour que des études (et pas seulement des travaux de recherche) prennent en compte les coûts de nuisances environnementales telles que le bruit, la pollution atmosphérique, puis l'effet de serre dans les années 90.

C'est véritablement le rapport Boiteux de 1994 (CGP, 1994) qui a systématisé l'intégration des nuisances environnementales dans l'évaluation socio-économique des projets de transport. Ce travail, reconduit en 2001 (CGP, 2001), a permis de proposer des valeurs tutélaires pour le bruit, la pollution atmosphérique et l'effet de serre, en s'appuyant sur :

- la connaissance scientifique acquise en France et à l'étranger ;
- une concertation entre les ministères chargés des transports, de l'environnement, des finances et les entreprises ou établissements publics de transport visant à dégager une valeur consensuelle à partir d'une fourchette, souvent très large, donnée par la littérature scientifique. Cette concertation a pu s'avérer délicate, en raison des convictions parfois très contrastées des organismes impliqués et de leurs représentants. C'est ce qu'ont révélé les débats du groupe Boiteux de 2001 sur la pollution atmosphérique notamment.

Il existe donc, en France, un lien entre la recherche sur les coûts externes et les pratiques d'évaluation socio-économique des projets de transport. Cependant, l'incertitude des scientifiques sur la valorisation des effets externes est telle qu'elle laisse une large place à la décision politique : les valeurs tutélaires sont issues d'un compromis entre les résultats de la recherche et la sensibilité de la Collectivité à l'environnement (ou plus exactement l'image que les décideurs se font de cette sensibilité collective).

En pratique, ce ne sont pas directement les responsables politiques qui fixent les valeurs tutélaires des effets externes ; cette mission est déléguée à un groupe technico-administratif (le groupe Boiteux), composé d'experts et de hauts fonctionnaires. On peut regretter que le choix de ces valeurs tutélaires ne fasse pas l'objet d'un débat démocratique plus large, car ce choix *a priori* technique renvoie en fait à des questions plus fondamentales sur la place de l'environnement dans la décision publique.

Cette approche relativement technocratique explique, au moins en partie, que l'évaluation socio-économique soit mal connue, voire déconsidérée par les décideurs locaux et par le public, alors même que cette démarche est rendue obligatoire par la LOTI. Les non spécialistes considèrent le plus souvent le calcul économique comme une « boîte noire » produisant des résultats peu compréhensibles. Dans ces conditions, l'évaluation socio-économique est aujourd'hui plus vécue comme une obligation légale que comme une aide à la décision ou un élément de débat public. Pour que l'évaluation socio-économique sorte du milieu technico-administratif, il reste à « faire un effort sensible d'explication, de présentation et de vulgarisation » (CGPC , 2001), que détaille le CGPC :

- « adapter le mode de communication à chaque stade du débat ;
- apporter des réponses motivées, explicatives et didactiques aux questions que tout citoyen ou groupe représentatif est en droit de se poser sur la portée des

quantifications ;

- diffuser les informations de nature à faciliter la compréhension du projet et, plus particulièrement, présenter les hypothèses qui sous-tendent les différentes estimations de trafic, de coûts et d'effets externes, décrire les différentes variantes examinées ;
- expliquer les conclusions retirées de chaque étape du débat public ;
- assurer la transparence de bout en bout, en donnant à tout moment accès aux documents techniques et aux calculs à tous ceux qui le souhaitent, et se prêter aux contre-expertises. » (CGPC , 2001)

3. Le cas de la Suède : une politique des transports et de l'environnement qui s'inspire de la théorie économique

Dans une récente étude sur le développement durable en Suède (Roseveare, 2001), l'OCDE observe que dans ce pays, « l'élaboration des politiques s'appuie sur une phase d'étude, suivie d'une consultation et d'une prise de décision collective. La politique est alors mise en œuvre à un niveau décentralisé, en insistant sur la responsabilité des différents secteurs institutionnels du pays ainsi que sur l'information et l'éducation du public. De nombreux acteurs interviennent dans ce processus : ministères et agences du gouvernement central, autorités locales et organisations non gouvernementales, etc. Les débats publics et les auditions d'experts non gouvernementaux permettent de recueillir différents points de vue. L'accent mis sur la consultation et sur la discussion est tel que les conclusions sont souvent prises en compte par les autorités dans le cadre d'actions cohérentes. Cela signifie aussi que les politiques adoptées bénéficient habituellement d'une assez large adhésion de la population. »[72]

Cette démarche a été appliquée pour la mise en place d'une fiscalité verte en Suède. Les taxes introduites depuis le début des années 80 ont été justifiées par des considérations économiques : objectifs de dépollution à moindre coût, signaux-prix envers les industriels et les consommateurs, transfert de charges du travail vers les activités polluantes, etc. L'importance du débat et de l'information ont conduit à l'élaboration de nombreux documents, le plus souvent disponibles sur Internet, qui nous ont permis d'établir des liens entre les travaux des économistes et la politique fiscale menée en Suède depuis la « réforme verte » de 1991 (§ 3.1.).

L'intégration des coûts externes dans l'analyse coûts/avantages des projets routiers relève, quant à elle, d'une démarche plus « technocratique » : l'application à la sphère politique est moins immédiate. Le gouvernement suédois a fait appel à des experts qui ont proposé des valeurs de référence pour la pollution locale et régionale, l'effet de serre et les accidents. Ces valeurs, publiées par le SIKA[73] en 1999, sont d'ores et déjà appliquées pour évaluer tous les projets de transport (quel qu'en soit le mode) à réaliser entre 2002 et 2011 (SIKA, 2000a) (§ 3.2.).

[72] Sur l'organisation politique de la Suède, voir l'*annexe 1*.

[73] La SIKA (Swedish Insititute for Transport and Communications Analysis) est une agence gouvernementale placée sous la responsabilité du ministère de l'Industrie, de l'Emploi et de la Communication. Cette agence, créée en 1995, remplit trois missions dans le domaine des transports et de la communication : la réalisation d'études pour le gouvernement suédois, le développement de méthode de prévisions et de planification et la production de statistiques officielles (http://www.sika-institute.se).

3.1. La fiscalité verte en Suède : les décideurs sollicitent l'avis des économistes

Dès les années 70 et 80, la Suède a engagé des réflexions sur la fiscalité environnementale et a mis en place quelques taxes, dans le secteur de l'industrie et des transports, supposées répondre à des objectifs environnementaux (§ 3.1.1.). Mais c'est véritablement la réforme fiscale verte de 1991, introduisant notamment des taxes sur le soufre, les oxydes d'azote et le dioxyde de carbone, qui a permis de jeter les bases d'une fiscalité environnementale cohérente et ambitieuse (§ 3.1.2.).

La mise en œuvre de la réforme de 1991 s'est heurtée à l'opposition des industriels, à qui le gouvernement suédois à du concéder d'importantes réductions fiscales en 1993, justifiées par les impératifs de compétitivité internationale (§ 3.1.3.). Dans le secteur des transports, l'impact de la réforme a également été limité par la réduction de la taxe sur l'énergie, qui est venue compenser intégralement la taxe sur le CO_2 frappant les carburants. En revanche, des taxes différenciées sur le gazole et sur l'essence (en fonction de leurs qualités environnementales) ont été instaurées, qui ont accéléré l'introduction de carburants propres (§ 3.1.4.). Globalement, la réforme de 1991 n'aurait eu qu'un impact limité sur les émissions de gaz à effet de serre (§ 3.1.5.).

C'est la raison pour laquelle en 1995, le gouvernement suédois a demandé à la Green Tax Commission[74] de faire des propositions visant à renforcer le rôle du système fiscal suédois dans la protection de l'environnement. En raison de fortes incertitudes scientifiques concernant l'impact précis de la taxe sur le CO_2 (sur les émissions de gaz à effet de serre, mais aussi sur l'économie nationale), la Green Tax Commission a renoncé à toute proposition concrète (§ 3.1.6.). Pourtant, la volonté politique, très affirmée en Suède sur les problèmes environnementaux, a permis d'engager en 2001 une seconde réforme verte, comprenant une forte augmentation de la taxe sur le CO_2. Mais comme en 1991, le secteur des transports reste relativement protégé, puisque la réduction de la taxe sur l'énergie vient de nouveau compenser l'augmentation de la taxe sur le CO_2 (§ 3.1.7.).

3.1.1. Les premiers pas de la fiscalité écologique en Suède : les années 70 et 80

En Suède, les problèmes d'acidification ont été mis en évidence dès le début des années 70. C'est à cette époque qu'une commission gouvernementale sur les coûts environnementaux (Environmental Costs Commission) a été créée. Cette commission a recueilli des avis plutôt sceptiques sur l'introduction de taxes environnementales, mais elle a tout de même recommandé, dans son rapport final, la mise en place progressive d'une fiscalité écologique (Swedish Environment Protection Agency - SEPA, 1997). De fait, une taxe sur les fertilisants commerciaux (Environmental tax on commercial fertiliser) et une taxe sur les pesticides

[74] En Suède, lorsque le gouvernement aborde une question politiquement importante ou techniquement complexe, il peut choisir de nommer une commission d'enquête ou un chargé d'enquête individuel, qui devra examiner la question suivant les directives données par le gouvernement. Les commissions d'enquête se composent d'experts, de fonctionnaires et parfois de personnalités politiques ayant une bonne connaissance des questions à l'étude. Leurs conclusions sont à la base d'une grande partie des projets déposés par le gouvernement devant le Riksdag (parlement suédois). Avant d'être reprises par le gouvernement sous la forme d'un projet, les propositions des commissions sont transmises à diverses instances pour avis. Les administrations, les organisations représentatives de divers intérêts et le public ont ainsi la possibilité de formuler leurs points de vue sur les conclusions de la commission.

(Pesticide tax) sont entrées en vigueur dès le 1er juillet 1984.

Dans le secteur des transports, la taxe kilométrique sur les véhicules diesel (en vigueur de 1974 à 1993) et la taxe différenciée sur l'essence plombée (en vigueur de 1986 à 1995) répondent, dans une certaine mesure, à des objectifs environnementaux.

a) La taxe kilométrique sur les véhicules diesel (1974-1993)

Dès 1963, le parlement suédois avait posé comme principe que les usagers de la route devaient payer le coût total d'investissement et de fonctionnement des infrastructures (Transport Policy Act de 1963). En application de ce principe, une taxe kilométrique sur les véhicules diesel (voitures, bus et poids lourds) a été introduite le 1er janvier 1974. Cette taxe, censée couvrir les coûts de voirie, dépendait de la distance parcourue, du nombre d'essieux, du type et du poids du véhicule ; elle était versée au budget général (Creightney, 1993).

En 1979, le parlement suédois a décidé de s'orienter vers une politique de tarification des infrastructures au coût marginal social, plutôt qu'au coût financier de construction et d'entretien des infrastructures (Transport Policy Act de 1979). Les accidents constituaient le principal effet externe pris en compte ; le Transport Policy Act mentionnait également la pollution atmosphérique, mais ne proposait aucune valeur monétaire. Le parlement suédois estimait que les taxes sur les carburants et la taxe kilométrique devaient couvrir le coût marginal social d'usage des infrastructures, tandis que la taxe annuelle sur les véhicules devait couvrir les coûts fixes (Creightney, 1993).

Le Transport Policy Act de 1988 a repris les principes posés en 1979, mais il a intégré les coûts environnementaux dans le calcul du coût marginal social. Les résultats qui suivent (tableau 19) ont été intégrés au Road Traffic Act de 1988 (Creightney, 1993).

Tableau 19 : Coûts marginaux sociaux du trafic routier en 1987, en SEK/100 véh-km (prix 1987)[75]

	Voiture sans catalyseur		Voiture avec catalyseur		Camions (22,5 t)		Autobus (16 t)	
	Rural	Urbain	Rural	Urbain	Rural	Urbain	Rural	Urbain
Entretien routier	0,8	0,7	0,8	0,7	31,8	23,0	27,8	20,1
Police de la circulation	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Congestion (moyenne)	0,8	18,0	0,8	18,0	5,5	54,0	2,2	54,0
Accidents	11,0	38,0	11,0	38,0	15,0	46,0	16,0	48,0
Santé et environnement	6,5	29,0	1,0	5,0	27,5	68,0	23,0	61,5
Total	**20,2**	**86,8**	**14,7**	**62,8**	**80,9**	**192,1**	**70,1**	**384,7**

Source : Creightney (1993)

Les estimations rendues publiques dans le Road Traffic Act ont mis en évidence l'écart important entre les coûts marginaux sociaux observés en milieu urbain d'une part et rural d'autre part. La taxe sur les carburants et la taxe kilométrique pouvaient difficilement prendre en compte cette spécificité de l'urbain. C'est pourquoi un comité parlementaire a été chargé de faire des propositions concrètes pour une fiscalité propre aux déplacements urbains. Le comité a suggéré de mettre en place une autorisation de circulation pour la région de

[75] La couronne suédoise (SEK) est la monnaie nationale en Suède. En 1987, 1 SEK = 0,15 US$.

Stockholm, mais cette piste n'a pas été suivie. Les parlementaires ont préféré augmenter la taxe sur les carburants ainsi que la taxe kilométrique pour les voitures en 1988, puis pour les poids lourds (+45%) et les bus (+100%) en 1989 (Creightney, 1993).

Cependant, Hansson (1990) estimait qu'en 1989, malgré ces augmentations successives, les usagers de la route ne payaient toujours pas le coût marginal social de leurs déplacements. En revanche, les taxes prélevées sur les usagers de la route couvraient les coûts de construction et d'entretien des infrastructures ainsi que les coûts de police de la circulation et d'assistance médicale aux accidentés.

Même si la taxe kilométrique fut bien acceptée par la population, la gestion administrative était assez lourde. Tous les quatre mois, les redevables envoyaient une carte sur laquelle figurait un relevé du compteur kilométrique ; la taxe était alors calculée automatiquement. Ce système pouvait occasionner des oublis ou de la fraude, si bien que les services fiscaux devaient effectuer des contrôles. Cependant, en 1985, les coûts d'administration de la taxe kilométrique n'étaient estimés qu'à 2,6% du revenu de la taxe (INFRAS, 2000).

Afin de mettre en conformité la fiscalité routière suédoise avec le droit européen, la taxe kilométrique a été abolie en octobre 1993 et remplacée par une taxe spéciale sur le gazole[76].

b) La taxe différenciée sur l'essence plombée (1986-1995)

Le 1er janvier 1986 est entrée en vigueur une taxe différenciée sur l'essence. L'objectif du gouvernement était de favoriser l'utilisation de l'essence sans plomb, tout en maintenant constant le revenu des taxes sur les carburants. Le coût additionnel de production de l'essence sans plomb a été estimé à 0,10 SEK/litre. La taxe sur l'essence sans plomb a été diminuée de 0,02 SEK/litre, tandis que la taxe sur l'essence plombée a été augmentée de 0,14 SEK/litre. Ce différentiel de 0,16 SEK/litre, délibérément fixé au-dessus du surcoût de production, devait contribuer à une introduction rapide de l'essence sans plomb (SEPA, 1997).

Le succès a été plus important que prévu, si bien que le gouvernement a augmenté de 0,04 SEK/litre la taxe sur l'essence plombée (portant le différentiel avec l'essence sans plomb à 0,20 SEK/litre) dès le 1er juillet 1987, pour maintenir constant le revenu des taxes sur les carburants. Le différentiel de taxe a ensuite cru régulièrement, pour atteindre 0,53 SEK/litre au 1er janvier 1995 (soit 0,38 F/litre[77]). Dès 1990, l'essence plombée représentait moins de 50% de l'essence vendue en Suède, pour tomber à moins de 2% en 1994 (SEPA, 1997).

Le 1er mars 1995, l'essence plombée a été supprimée en Suède. L'instrument économique (la taxe différenciée) avait pleinement rempli son rôle incitatif.

3.1.2. La réforme fiscale verte de 1991 : vers une fiscalité environnementale cohérente et ambitieuse

En 1987, le gouvernement suédois charge une commission sur la fiscalité environnementale (Environmental Charges Commission) de lui proposer des instruments économiques pour mener à bien une politique de protection de l'environnement. Les rapports de la commission, publiés en 1989, conduisent à une réforme fiscale importante : la TVA est appliquée à la

[76] La Suède a intégré l'Union Européenne le 1er janvier 1994.

[77] Taux de change au 31/12/1994 : 1 SEK = 0,7186 F

consommation d'énergie fossile et électrique au taux de 25% (1er janvier 1990)[78] ; des taxes sur le soufre, les oxydes d'azote et le dioxyde de carbone sont introduites, tandis que les taux d'imposition marginaux sur les revenus, très élevés en Suède avant 1991, sont réduits (1er janvier 1991) (SEPA, 1997).

Suite à la cette « réforme verte », le produit des taxes relatives à l'énergie et à l'environnement augmente de 18 milliards de SEK (16,3 milliards de F[79]), le produit des taxes générales sur la consommation (dont la TVA sur la consommation d'énergie) augmente de 10 milliards de SEK (9 milliards de F), tandis que le produit des taxes sur les revenus baisse de 71 milliards de SEK (64,2 milliards de F). Le dispositif fiscal prévoyait explicitement que le transfert fiscal des revenus vers l'environnement aurait un impact négatif sur le budget public (Bosquet et Hoerner, 2001).

a) La taxe sur le soufre

L'objectif de la taxe sur le soufre est de réduire les rejets de dioxyde de soufre en Suède, responsables notamment des phénomènes d'acidification. À partir du 1er janvier 1991, une taxe de 30 SEK/kg de soufre (soit 27 F/kg) est appliquée aux différents combustibles, en fonction de leur teneur en soufre. La taxe n'est pas exigible si la teneur en soufre du combustible est inférieur à 0,1% de son poids. Ainsi, le gazole utilisé par les véhicules n'est pas concerné.

Le montant unitaire de la taxe résulte des études menées pour l'Environmental Charges Commission. La SEPA a montré que le surcoût de production de combustibles à faible teneur en soufre est de 10 à 55 SEK par kg de soufre éliminé. La taxe est alors fixée à 30 SEK/kg. Son impact est immédiat : les émissions de dioxyde de soufre baissent dès 1990, car la loi, qui doit entrer en vigueur au 1er janvier 1991, a été votée par le parlement au printemps 1990 (effet d'annonce). La baisse des émissions se poursuit en 1991 et les émissions sont stabilisées à partir de 1992 : entre 1989 et 1992, les émissions de dioxyde de soufre en Suède sont passées de 160 000 tonnes/an à 100 000 tonnes/an. Cette évolution est due à la réduction de la teneur en soufre des combustibles fossiles. Ainsi, la teneur moyenne en soufre des combustibles de chauffage est passée de 0,2% en 1989 à 0,076% en 1992, alors que la concentration maximale autorisée est restée constante à 0,2% (SEPA, 1997). La taxe suédoise sur le soufre montre que l'incitation fiscale constitue une alternative crédible en pratique (et pas seulement en théorie) à une réglementation des normes d'émission.

b) La taxe sur les oxydes d'azote

L'objectif de la taxe sur les oxydes d'azote est de réduire les émissions d'oxydes d'azote, qui participent à l'acidification des sols et de l'eau. À partir du 1er janvier 1992, une taxe de 40 SEK/kg de NO_x émis (soit 37F/kg[80]) est prélevée sur les principales centrales de production d'énergie par combustion ou incinération[81]. Les émissions sont enregistrées grâce à un système de mesure installé dans chaque unité redevable de la taxe. C'est pourquoi la taxe ne s'applique d'abord qu'aux centrales produisant plus de 50 GWh/an, la limite étant ramenée

[78] Avant 1990, la TVA ne s'appliquait pas à la consommation d'énergie en Suède.

[79] Taux de change au 02/01/1991 : 1 SEK = 0,9048 F

[80] Taux de change au 2 janvier 1992 : 1 SEK = 0,9357 F

[81] Cette taxe ne concerne donc pas le secteur des transports, mais uniquement la production d'énergie.

à 40 GWh/an en 1996 et 25 GWh/an en 1997.

La taxe sur les oxydes d'azote ne concernant que les grandes centrales, les autorités suédoises redistribuent le produit de la taxe aux unités redevables (après déduction des frais de gestion)[82], en fonction de la quantité d'énergie produite : l'objectif est de ne pas favoriser les petites unités, exclues de l'assiette fiscale, par rapport aux grandes unités (SEPA, 1997). Ainsi, le taxe sur les oxydes d'azote n'est pas une recette fiscale pour l'État, mais uniquement un instrument économique visant à promouvoir une production d'énergie plus économe en émission d'oxydes d'azote[83] : la structure de la taxe est telle que tout producteur d'énergie enregistrant des émissions plus basses que la moyenne reçoit un bénéfice net après redistribution, tandis que les producteurs enregistrant des émissions plus hautes que la moyenne paient un coût net après redistribution (Roseveare, 2001).

Le niveau de la taxe a été proposé par l'Environmental Charge Commission. La commission a estimé que le coût de traitement d'un kg de NO_x serait compris, pour les centrales concernées, entre 5 et 65 SEK. Elle a également montré qu'une taxe élevée aurait un impact plus important sur le comportement des industriels, alors même qu'une telle taxe n'affecterait pas la compétitivité des centrales, puisque le produit serait redistribué aux industriels. C'est pourquoi la commission a recommandé un taux légèrement supérieur à la moyenne de la fourchette, à 40 SEK/kg.

Suite à l'introduction de la taxe sur les NO_x, les émissions globales de NO_x en Suède sont passées de 390 000 tonnes/an en 1992 à 305 000 tonnes/an en 1998. Il s'agit d'un résultat d'autant plus remarquable que le trafic routier, responsable en Suède de 42% des émissions de NO_x en 1998, n'est pas concerné par cette taxe (SEPA, 2000a).

En 1997, la Swedish Environmental Protection Agency publie une évaluation socio-économique des effets de la taxe sur les oxydes d'azote. Le bénéfice net pour la collectivité est estimé à 21 SEK/kg de NO_x évité (tableau 20).

Tableau 20 : Bilan socio-économique de la taxe sur les oxydes d'azote

	SEK/kg de NO_x traité
Coût des dommages évités par le traitement d'un kg de NO_x	+ 40
Coûts de traitement industriel imputables à la taxe[84]	- 7,50
Coût du réseau de mesure	- 1,50
Frais administratifs de gestion de la taxe	- 0,35
Coûts des dommages liés aux émissions d'autres polluants lors du traitement (NH_3, N_2O, CO)	- 10
Gain net	**+ 20,65**

Source : SEPA, 1997

[82] C'est la Swedish Environmental Protection Agency qui est chargée de redistribuer le produit de la taxe sur les oxydes d'azote. Les frais de gestion correspondent à 5 hommes-an/an, soit 0,6% du revenu de la taxe. Source : SEPA, 2000a

[83] D'où l'utilisation du terme « charge », au lieu de « tax » dans les documents en anglais des autorités suédoises.

[84] Seuls 20% des coûts de traitement industriel sont imputable à la taxe. Le coût complet de traitement d'un kg de NO_x s'élève à 37,5 SEK/kg, ce qui est cohérent avec la fourchette estimée par l'Environmental Charges Commission (entre 5 et 65 SEK/kg).

Même si la Swedish Environmental Protection Agency souligne elle-même le caractère sommaire et approximatif de son analyse socio-économique[85], la démarche est significative du rôle joué par l'analyse économique dans l'aide à la décision et à l'évaluation des politiques publiques[86].

c) La taxe sur le dioxyde de carbone

Le 1er janvier 1991, à l'occasion de la Green Tax Reform, est introduite une taxe sur tous les combustibles fossiles, en fonction de leur teneur en CO_2. Le tarif est fixé initialement à 250 SEK/tonne de CO_2 (226 F/tonne[87]), quel que soit le combustible et quel que soit son utilisateur. C'est l'Environmental Charges Commission qui a proposé, en 1989, le principe et le tarif de cette taxe. Si le parlement a suivi la proposition de la Commission, il semble que l'accord repose sur un malentendu :

- pour l'Environmental Charges Commission, la taxe sur le CO_2 permet de simplifier la fiscalité de l'énergie et de l'environnement et de lier plus clairement le niveau des taxes payées aux rejets de gaz à effet de serre. Cependant, la Commission estime que la taxe n'aura qu'un impact limité sur les émissions de CO_2, du moins à court terme (SEPA, 1997) ;
- le gouvernement, suivi par le parlement, a pour objectif avoué de réduire les émissions de CO_2 issus de la combustion de carburants fossiles. De fait, le parlement s'est officiellement fixé pour objectif, en 1993, de stabiliser d'ici 2000 les émissions de CO_2 à leur niveau de 1990. Pour les autorités publiques, il s'agit aussi de procurer des revenus à l'État qui, parallèlement à la mise en place de taxes environnementales, s'est engagé à réduire les taxes sur les revenus (SEPA, 1997). Enfin, selon Bosquet et Hoerner (2001), la Suède, qui s'apprête à entrer dans l'Union européenne[88], souhaite faire figure de « bon élève » vis-à-vis de la Commission européenne, qui a en projet une taxe énergétique sur les émissions de carbone[89].

La littérature officielle ou scientifique, qui démontre assez clairement le lien entre les études et le niveau des taxes sur le soufre ou le dioxyde d'azote, est beaucoup plus discrète concernant la taxe sur le dioxyde de carbone. Il semble que cette dernière taxe ait servi de variable d'ajustement dans la Green Tax Reform : les réductions de taxes sur les revenus, la

[85] En particulier, l'évaluation des coûts des dommages imputables aux rejets de NO_x et des autres polluants repose sur des hypothèses fragiles.

[86] Pour autant, l'utilisation de l'analyse coûts/avantages lors de l'introduction d'une nouvelle taxe n'est pas systématique en Suède. Lorsque la création d'une nouvelle taxe est envisagée, une commission est systématiquement chargée d'étudier l'intérêt de cette taxe et d'en proposer la structure (assiette, taux, etc.). Les analyses coût/avantages et coût/efficacité figurent parmi les méthodes qui peuvent être employées par la commission, mais ces méthodes ne sont en aucun cas imposées (Risk and Policy Anlysts Limited, 1998).

[87] Taux de change au 02/01/1991 : 1 SEK = 0,9048 F

[88] La Suède rejoint l'Union Européenne le 1er janvier 1994.

[89] En perspective de la conférence de Rio de Janeiro, les pays de l'Union européenne se sont accordés dès 1990 sur le principe d'une politique ambitieuse de réduction des émissions de CO_2. Le projet initial, rendu public en octobre 1991 par la direction générale en charge de l'Environnement (DG XI), proposait d'adopter une taxe sur les combustibles fossiles de 10 dollars par équivalent baril. Malgré les aménagements négociés de la proposition initiale et malgré la promesse d'une baisse des charges sociales en contrepartie de l'introduction de la taxe carbone-énergie, le projet de la DG XI a fait l'objet d'une vigoureuse campagne d'opposition, organisée par les représentants des intérêts industriels à Bruxelles. Finalement, la proposition de la Commission n'a pas été ratifiée par le Conseil (Lévêque, 1998).

TVA sur l'énergie et la taxe sur le soufre étant fixées, les autorités ont déterminé la valeur unitaire de la taxe sur le CO_2 de façon à limiter la réduction du budget public.

Le niveau de la taxe retenu est relativement élevé, surtout si on le compare à la proposition de taxe européenne : la taxe suédoise s'élève à 226 F/tonne de CO2, soit 828 F/tonne de carbone[90], tandis que la Commission européenne envisageait une taxe de 450 F/tonne de carbone (CGP, 1994).

3.1.3. Les concessions accordées aux industriels en 1993

Dès et même avant la mise en place de la taxe sur le dioxyde de carbone, les lobbies industriels font valoir que la réforme verte risque de mettre en péril la compétitivité des entreprises suédoises, et partant d'avoir un impact négatif sur l'emploi. La position du gouvernement est qu'outre la Suède, la Finlande et la Norvège ont déjà mis en place une taxe sur le dioxyde de carbone et qu'à la suite de la proposition de la Commission européenne, les autres états devront s'aligner sur l'initiative des pays nordiques. Cependant, le projet de taxe européenne est abandonné et en 1993, le gouvernement suédois cède devant les industriels (Bosquet et Hoerner, 2001). Les avantages suivants sont accordés à ces derniers :

- réduction de 75% de la taxe sur le carbone ;
- réduction supplémentaire dans le cas où le montant de la taxe payée par l'entreprise dépasse 0,8% de son chiffre d'affaires ;
- exemption de la taxe générale sur l'énergie (taxe sur les produits énergétiques, s'ajoutant à la taxe sur le CO_2) ;

Compte tenu de ces exemptions, Sjölin et Wadeskog (2000) estiment qu'en 1995, 55% des émissions de dioxyde de carbone en Suède sont taxées au taux plein, 29% à taux réduit et 16% ne sont pas taxées.

Parallèlement aux mesures réservées aux industriels, le niveau de base de la taxe sur le CO_2 (hors réduction) passe de 250 à 320 SEK/tonne de CO_2. En 1993, les industriels voient donc la taxe sur le CO_2 baisser de 250 SEK à 80 SEK/tonne de CO_2, tandis que les autres secteurs (logement, chauffage, services, transport, etc.) voient la même taxe augmenter de 250 SEK à 320 SEK/tonne de CO_2. L'augmentation du niveau de base doit compenser la baisse de revenus fiscaux générée par les avantages accordés aux industriels. De fait, les revenus globaux de la taxe sur le CO_2 sont passés de 8 160 millions SEK en 1991 (7 655 millions F) à 9 190 millions SEK en 1992 (8 557 millions F), 10 640 millions SEK en 1993 (7 907 millions F) et 11 260 millions SEK en 1994 (8 011 millions F)[91]. En SEK constantes, le produit de la taxe sur le CO_2 a augmenté de 24% entre 1991 et 1994 (SEPA, 1997).

Ainsi la pression des acteurs économiques et les contraintes budgétaires ont conduit les responsables politiques suédois à s'éloigner des propositions de l'Environmental Charges Commission. Pourtant, le principe d'une taxe sur le CO_2 a été maintenu, ce qui a permis par la suite de relever le niveau de la taxe acquittée par les industriels. Le raisonnement semble avoir été le suivant : le niveau de la taxe sur le CO_2 est jugé inacceptable par les industriels en 1993 ; nous réduisons la taxe sans la supprimer, ce qui permet ensuite de pratiquer des

[90] La masse molaire du carbone est de 12,011 g, tandis que la masse molaire du dioxyde de carbone est de 44,011 g. Une taxe de 226 F/t CO2 équivaut donc à une taxe de 226 × 44,011/12,011 = 828 F/t C.

[91] Taux de change utilisés : 1 SEK = 0,9381 F au 29/06/1991 ; 0,9311 au 30/06/1992 ; 0,7432 F au 30/06/1993 ; 0,7115 au 30/06/1994

augmentations négociées[92] et partant, d'obtenir que les industriels participent progressivement à l'effort national de réduction de l'effet de serre.

3.1.4. Les conséquences de la réforme verte sur le prix des carburants routiers

Les trois principales taxes introduites lors de réforme verte de 1991 n'ont pas modifié le prix de vente des carburants routiers. En effet, les taxes sur les oxydes d'azote et sur le soufre ne s'appliquent pas à ces carburants[93] et l'introduction de la taxe sur le dioxyde de carbone a été entièrement compensée par une réduction équivalente de la taxe générale sur l'énergie prélevée sur les carburants routiers. Ainsi, la taxe générale sur l'énergie applicable à l'essence passe de 2,98 SEK/litre (2,70 F/litre[94]) au 1er janvier 1990 à 2,40 SEK/litre au 1er janvier 1991, la taxe sur le dioxyde de carbone valant 0,58 SEK/litre à la même date (SEPA, 1997).

Cette modification de la fiscalité, neutre à court terme, a cependant permis d'inclure le secteur des transports dans la politique générale de lutte contre l'effet de serre entreprise en Suède : certaines augmentations ultérieures de la taxe sur le CO_2 ont pu s'appliquer aux carburants routiers, sans compensation intégrale. Comme pour l'industrie, la démarche des autorités suédoises a consisté à faire accepter le principe d'une taxe sur les émissions de CO_2, en assurant à court terme la neutralité fiscale de la mesure, pour pouvoir ensuite augmenter le montant de la taxe dont le principe a été admis.

Si la réforme verte de 1991 n'a pas modifié la pression fiscale moyenne sur les carburants routiers, elle a néanmoins introduit une différentiation des taxes sur les carburants en fonction de leur qualité environnementale. En effet, une taxation différenciée du gazole, destinée à favoriser l'introduction de carburants propres en Suède, est introduite le 1er janvier 1991. Le tarif de base des taxes (TVA exclue) sur le gazole (taxe générale sur l'énergie et taxe sur le CO_2) est fixé à 1,26 SEK/litre pour le gazole de classe environnementale EC3. Les gazoles de classe EC2 et EC1, plus respectueux de l'environnement, bénéficient d'une réduction de respectivement 0,15 et 0,35 SEK/litre sur la taxe générale sur l'énergie. Ces abattements ont été calculés pour compenser les surcoûts de production des gazoles de classe EC2 et EC1 (SEPA, 1997).

Le 1er janvier 1993, la taxe kilométrique sur les véhicules diesel est supprimée (c.f. § 3.1.1.) et remplacée par une taxe spéciale sur le gazole de 1,30 SEK/litre. Ce montant a été calculé pour générer un revenu équivalent à celui de la taxe kilométrique. La pression fiscale sur le gazole augmente ensuite en raison de la croissance de la taxe sur le CO_2 et de la taxe spéciale sur le gazole (+0,25 SEK/litre en 2000, +0,10 SEK/litre en 2001 et +0,10 SEK/litre prévu pour 2002) (tableau 21).

[92] C.f. *infra*

[93] La taxe sur les oxydes d'azote n'est payée que par les centrales de production d'énergie par combustion ou incinération, tandis que la taxe sur le soufre ne s'applique qu'aux combustibles contenant plus de 0,1% de soufre, ce qui n'est pas le cas des carburants routiers.

[94] Taux de change au 2 janvier 1990 : 1 SEK = 0,9048 F

Tableau 21 : Évolution des taxes sur le gazole (hors TVA) en Suède, de 1991 à 2001 (SEK/litre)

	Gazole EC3	Gazole EC2	Gazole EC1	Commentaires
01/01/1991	1,26	1,11	0,91	Green Tax Reform
01/01/1993	1,46	1,21	1,01	Augmentation de la taxe sur le CO_2
01/10/1993	2,76	2,51	2,22	Introduction de la taxe spéciale sur le gazole
01/09/1996	3,07	2,79	2,57	Augmentation de la taxe sur le CO_2
01/10/1998	3,20	2,90	2,67	
01/10/2001	3,57	3,27	3,04	Augmentation de la taxe spéciale sur le gazole
Francs/litre en 2001	*2,62*	*2,40*	*2,23*	*Taux de change au 1er janvier 2001 : 1* SEK = *0,7346 F*

Source : SEPA (1997) (valeurs 1991-1996) ; Bosquet et Hoerner (2001) (valeurs 1998) ; Swedish Tax Authority (2001)

La taxe différenciée sur le gazole a eu un impact net sur l'introduction du gazole de classe EC1 : ce dernier, qui représente 3% des ventes en 1992, atteint une part de marché de 85% en 1996 (SEPA, 1997). En revanche, la suppression de la taxe kilométrique sur les véhicules diesel, même si elle a été remplacée par une taxe différenciée sur le gazole, a conduit à une augmentation sensible du parc de voitures diesel en Suède, qui est passé de 2,5% du parc total en 1993 à près de 5% en 2000 (Swedish National Road Administration, 2001).

Le 1er décembre 1994, la taxe générale sur l'énergie applicable à l'essence est également différenciée selon les classes EC1 et EC2. Les effets sont comparables à ceux observés pour le gazole (SEPA, 1997).

Le bilan de cette politique reste mitigé :

- d'une part, le secteur des transports est, en Suède (comme dans la plupart des pays européens[95]), le premier payeur de taxes liées à l'énergie et à l'environnement (tableau 22). En outre, les taxes différenciées sur le gazole et sur l'essence ont favorisé la diffusion rapide de carburants propres, ce qui a contribué à un recul de la pollution locale ;
- d'autre part, le prix des carburants n'est pas plus élevé en Suède que dans d'autres pays tels que la France, l'Italie, les Pays-bas ou le Royaume-Uni (tableau 23). Ce signal-prix s'est avéré insuffisant pour entraîner une baisse des émissions de CO_2 par les transports (tableau 24).

[95] C.f. § 1.2.

Tableau 22 : Taxes liées à l'énergie et à l'environnement en Suède (1998, en millions de SEK[96])

	Total	dont taxes sur l'essence	dont taxes sur les autres carburants[97]
Taxe sur l'énergie	36 900	19 513	7 043
Taxe sur le CO_2	12 796	4 648	8 146
Autres taxes environnementales[98]	2 228	-	-
Total	**51 924**	**24 161**	**15 189**
% des ressources publiques[99]	4,53%	2,11%	1,33%
% du PIB[100]	2,73%	1,27%	0,80%

Sources : Swedish National Tax Board (2000) (total des taxes liées à l'énergie et à l'environnement) ; SIKA (2000) (taxes sur l'essence et les autres carburants) ; Swedish Ministry of Finance (2001b) (PIB)

Tableau 23 : Prix des carburants et part des taxes dans les pays de l'Union européenne (1999)

Pays	Essence				Gazole			
	Prix TTC	*Taxes spécifiques*	*TVA*	Total des taxes	**Prix TTC**	*Taxes spécifiques*	*TVA*	Total des taxes
	€/litre	% du prix TTC			**€/litre**	% du prix TTC		
Autriche	**0,78**	*52%*	*17%*	69%	**0,60**	*47%*	*17%*	64%
Belgique	**0,88**	*58%*	*17%*	75%	**0,61**	*47%*	*17%*	64%
Danemark	**0,84**	*53%*	*23%*	73%	**0,64**	*48%*	*20%*	68%
Finlande	**0,93**	*60%*	*18%*	78%	**0,64**	*47%*	*18%*	65%
France	**0,92**	*64%*	*17%*	81%	**0,65**	*56%*	*17%*	73%
Allemagne	**0,82**	*60%*	*14%*	74%	**0,60**	*52%*	*14%*	66%
Grèce	**0,66**	*51%*	*15%*	66%	**0,50**	*49%*	*15%*	64%
Irlande	**0,71**	*55%*	*17%*	72%	**0,67**	*50%*	*17%*	67%
Italie	**0,92**	*57%*	*17%*	74%	**0,72**	*53%*	*17%*	70%
Luxembourg	**0,65**	*53%*	*11%*	64%	**0,53**	*48%*	*13%*	61%
Pays-Bas	**0,96**	*59%*	*15%*	74%	**0,67**	*50%*	*15%*	65%
Portugal	**0,77**	*60%*	*15%*	75%	**0,54**	*51%*	*15%*	66%
Espagne	**0,67**	*54%*	*14%*	68%	**0,56**	*47%*	*14%*	61%
Suède	**0,94**	*54%*	*20%*	74%	**0,73**[101]	*42%*	*20%*	62%
Royaume-Uni	**1,00**	*66%*	*15%*	81%	**1,01**	*67%*	*15%*	82%

Source : SEPA (2000b)

[96] Taux de change au 30/06/1998 : 1 SEK = 0,7580 F

[97] dont gazole, mais aussi fioul domestique, fioul industriel, etc. La part du gazole, seule imputable au transport routier, n'est pas identifiée dans les statistiques du ministère des finances suédois.

[98] Taxes sur le soufre, l'énergie nucléaire, l'électricité, les fertilisants, etc.

[99] Les ressources publiques désignent aussi bien les ressources de l'Administration centrale que les ressources des collectivités locales et des fonds de sécurité sociale. Ces ressources se sont élevées à 1 145 milliards SEK en 1998.

[100] PIB de la Suède en 1998 : 1 900 milliards SEK (soit 1 440 milliards de francs)

[101] Gazole à basse teneur en soufre, dominant le marché suédois

Tableau 24 : Émissions de CO_2 en Suède de 1990 à 1997 (en millions de tonnes)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Émissions totales brutes	55,4	55,2	56,0	56,0	58,5	58,1	63,4	56,3
Émissions transport	18,8	18,7	19,2	18,4	18,8	19,4	19,6	19,5
% transport	*33,9%*	*33,9%*	*34,3%*	*32,9%*	*32,1%*	*33,4%*	*30,9%*	*34,6%*

Source : Dallman (1999)

3.1.5. Les effets limités de la réforme verte sur les émissions de CO_2

La réforme de 1991 a-t-elle permis de réduire les émissions de CO_2 ? La réponse est difficile à donner, car l'estimation des émissions de CO_2 reste soumise à de fortes incertitudes. Ainsi, les émissions brutes figurant dans le tableau 25 présentent des variations importantes, pas toujours explicables (1993-94, 1995-96)[102]. En tout état de cause, il semble que les émissions de CO_2 ont eu tendance à augmenter depuis 1990 (+5,4% entre 1990 et 1998, mais seulement +2,5% entre 1990 et 1999).

Tableau 25 : Émissions de CO_2 en Suède, brutes et nettes des quantités absorbées par la forêt, de 1990 à 1999 (en millions de tonnes)

année	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Émissions brutes	55,1	56,5	54,8	54,9	59,2	58,5	63,0	57,1	58,1	56,5
Émissions nettes	34,8	27,2	31,5	25,5	32,9	37,2	40,7	29,8	33,8	32,2

Source : SEPA, 2001

L'impact spécifique de la taxe sur le dioxyde de carbone est encore plus délicat à évaluer, car d'autres taxes, telles que la taxe générale sur l'énergie, frappent les activités génératrices de CO_2. Selon la SEPA, les émissions de CO_2 en 1994 auraient été supérieures de 5 tonnes en l'absence de la taxe sur le dioxyde de carbone, soit un abattement de 9% imputable à la taxe. Cependant, la SEPA cite aussi une autre étude, réalisée par le NUTEK (Swedish Business Development Agency), selon laquelle l'abattement imputable à la taxe pour la même année 1994 ne serait que de 2 ou 3% (SEPA, 1997). Pour l'année 2000, Johansson (2000) estime que l'abattement imputable à la taxe est compris entre 18 et 22%, mais la méthode d'estimation n'est pas précisée.

Ce bilan incertain de la taxe sur le CO_2 va se retrouver au cœur des débats de la Green Tax Commission.

3.1.6. Les débat au sein de la « Green Tax Commission » (1995-1997) : les incertitudes des scientifiques sur les effets de la réforme verte

En 1995, le gouvernement demande à une « Green Tax Commission » d'analyser le système fiscal suédois, afin de faire des propositions de réforme visant à mieux prendre en compte l'environnement. En particulier, la commission doit examiner quel serait l'impact d'un accroissement de la taxe sur le CO_2 sur :

- l'environnement ;

[102] En outre, les émissions brutes du *tableau 16* ne sont pas tout à fait cohérentes avec celles du *tableau 15*.

- le marché de l'emploi ;
- la compétitivité et le dynamisme des entreprises ;
- la redistribution des richesses, aussi bien entre les différentes catégories sociales qu'entre les différentes régions du pays.

La commission doit aussi détailler le mode d'administration des mesures qu'elle pourra proposer (Harrison et Kriström, 1997).

Le débat au sein de la commission porte notamment sur l'existence d'un double dividende lié à la Green Tax Reform. En effet, la création de taxes environnementales s'est accompagnée, en Suède, d'une réduction des taxes sur les salaires. La question est alors de savoir si une augmentation de la taxe sur le CO_2 pourrait *simultanément* générer des gains environnementaux et réduire le chômage : il s'agit d'un véritable enjeu politique, vivement ressenti par les experts de la commission. Afin d'éclairer sa réflexion, la commission fait appel à des experts et à des universitaires suédois et étrangers, tels que Bengt Kriström (professeur à l'Université suédoise de sciences agronomiques) et Glenn W. Harrison (professeur à Université de Caroline du sud). Cependant, le rapport remis par Harrison et Kriström (1997) n'apporte pas de résultat clair sur le chômage, car le modèle utilisé par les auteurs ne prend pas en compte le chômage involontaire.

Le débat sur le double dividende se poursuit alors en dehors de la Green Tax Commission. Ainsi, Kriström (2000) a recensé des travaux menés sur ce sujet dans les années 90, notamment en Suède ; il souligne qu'une réduction des taxes salariales n'abaisse pas toujours le coût du travail (le bénéfice étant partagé entre employeurs et salariés). L'impact d'une Grenn Tax Reform sur le marché du travail peut donc s'avérer très limité. De son côté, l'OCDE a montré qu'en tout état de cause, le double dividende n'est pas systématique. Pour que ce double dividende apparaisse, les revenus générés par les taxes écologiques doivent financer des réductions de taxe sur le travail, plutôt que des diminutions de TVA ou des investissements publics ; les diminutions de taxes sur le travail doivent notamment concerner les bas salaires et la main d'œuvre peu qualifiée ; la réforme fiscale doit être introduite par étape et faire l'objet d'éventuels ajustements, etc. (OCDE, 1997)

Conformément à son mandat, la Green Tax Commission ne s'est pas intéressée uniquement au problème du double dividende. Elle a également étudié l'impact de la taxe sur le CO_2 sur la redistribution des richesses et sur l'environnement. La commission a notamment montré qu'un doublement de la taxe sur le CO_2 :

- affecterait plus les ménages riches que les ménages pauvres (plus précisément, le rapport entre le supplément de taxe sur le CO_2 payé par les ménages et la consommation des ménages est une fonction décroissante du revenu des ménages) (Kriström, 2000) ;
- n'aurait qu'un impact limité sur les émissions globales de CO_2 (la réduction attendue serait de 52 000 tonnes/an, soit 0,1% des émissions observées en Suède, en 1997), car les importations à partir des pays non soumis à la taxe sur le CO_2 (ou soumis à une taxe plus faible) augmenteraient (Harrison et Kriström, 1997).

Bien que l'impact de la taxe sur le CO_2 s'avère difficile à cerner, la Green Tax Commission a cherché à savoir si globalement, le bilan coûts/bénéfices de cette mesure fiscale était positif. Interrogés par la Commission, Harrison et Kriström reconnaissent qu'ils ne sont pas en mesure de mener à bien une analyse coûts/bénéfices solide d'un doublement de la taxe sur le CO_2, car le consentement à payer des suédois pour une réduction des émissions de CO_2 n'est

pas connu. En se basant sur un consentement à payer maximal de 125 US$/tonne de carbone (soit 0,23 SEK/kg CO_2[103]) recommandé par l'Inter-Governmental Panel on Climate Change (IPCC), les auteurs estiment qu'un doublement unilatéral de la taxe sur le CO_2 diminuerait le surplus de la collectivité suédoise. Et de conclure : « Si l'on admet notre mesure de la variation de surplus, fondée sur des valeurs de la tonne de carbone en cours dans les discussions internationales, la Suède ne peut pas justifier une nouvelle augmentation unilatérale de la taxe sur le CO_2. Ces résultats ne sont peut-être pas ceux que vous souhaitiez entendre. Comme nous ne sommes pas assez naïfs pour ignorer les pressions politiques qui s'exercent sur ce débat en Suède et ni assez cyniques pour considérer que nos travaux n'auront aucune valeur dans ce débat, nous estimons qu'il est de notre devoir de débattre directement de notre modèle et de ses résultats. » (Harrison et Kriström, 1997)

Le débat autour de la valeur des émissions de CO_2 a d'ailleurs été vif en Suède. Une partie de la Green Tax Commission était d'avis de retenir le montant de la taxe en vigueur en 1996, soit 0,37 SEK/kg CO_2. Harrison et Kriström s'y sont vigoureusement opposés : « Certains analystes ont proposé d'utiliser la structure actuelle de la taxe sur le CO_2 pour estimer les bénéfices environnementaux d'une réduction des émissions. Pour dire les choses poliment, nous considérons cette approche comme problématique. Au mieux, on pourrait considérer, sous certaines hypothèses héroïques, que le processus politique tortueux qui a conduit au choix de la taxe existante représente un vote médian […] Même en acceptant ces hypothèses héroïques, connaître la valeur marginale que l'électeur médian attribue à un bien public ne nous dit rien sur la distribution des bénéfices, du moins en l'absence d'hypothèses super-héroïques qui feraient rougir même les fantômes ! Sans information sur cette distribution, on ne peut rien dire sur l'impact net [d'une diminution des émissions de CO_2] sur le bien-être des individus ni sur le bien-être de la collectivité, estimé à partir des hypothèses simplificatrices de la théorie utilitariste. » (Harrison et Kriström, 1997)

Cependant, d'autres experts auditionnés par la Green Tax Commission ont proposé un coût marginal des émissions de CO_2 pour l'économie suédoise supérieur non seulement au consentement à payer estimé par Harrison et Kriström (0,23 SEK/kg CO_2) mais encore à la taxe en vigueur (0,37 SEK/kg CO_2). Ainsi, Fankhauser évalue ce coût marginal à 0,57 SEK/kg CO_2 ; cependant, « l'estimation de Fankhauser a été sévèrement critiquée au sein de la Green Tax Commission, principalement en raison du taux d'actualisation retenu et des hypothèses de comportement individuel utilisées dans le modèle. » (Sjölin et Wadeskog, 2000). Sjölin et Wadeskog, (2000) signalent encore d'autres estimations issues de la littérature scientifique suédoise, donnant le coût marginal du kg de CO_2 entre 0,14 et 3,70 SEK. Enfin, Hill (1998) retient un coût des dommages compris entre 0,20 et 0,60 SEK/kg CO_2, en s'appuyant sur une revue de la littérature scientifique publiée en Suède entre 1991 et 1995. Tous les auteurs s'accordent pour recommander que soient engagées des études sur le coût externe des émissions de CO_2 et sur le consentement à payer des suédois pour une réduction de ces émissions.

Le débat au sein de la communauté scientifique suédoise, et plus particulièrement au sein de la Green Tax Commission, révèle d'importantes zones d'incertitude : si l'on peut évaluer le coût d'une Green Tax Reform pour la collectivité, l'estimation des bénéfices (réduction des émissions polluantes, réduction du chômage) et plus encore leur monétarisation (consentement à payer pour une réduction de la pollution, coût des dommages générés par un

[103] Calcul basé sur un taux de conversion de 1 US$ = 6,8719 SEK (au 02/01/1997) et sur une teneur (en masse) de 27,29% de carbone dans le CO_2.

polluant) posent de sérieuses difficultés. Face à ces incertitudes, la Green Tax Commission n'a pas été en mesure de formuler des propositions concrètes aux décideurs suédois : elle a recommandé que le système fiscal continue d'être géré en fonction de considérations écologiques, sans préciser les mesures à prendre (Dallman, 1999).

3.1.7. La seconde réforme verte, la loi d'orientation pour une politique durable des transports et le nouveau code de l'environnement (1996-2001) : le second souffle de la politique environnementale en Suède

Bien que la communauté scientifique soit partagée sur le bilan de la réforme de 1991, la volonté des décideurs suédois a permis de maintenir et même d'augmenter de la taxe sur le CO_2. Dès 1995, et sans attendre les conclusions de la Green Tax Commission, les autorités suédoises décident d'indexer la taxe sur le CO_2 sur l'inflation ; en 1996, elles portent la taxe à 320 SEK/tonne de CO_2 et à partir de 1997, les industriels doivent payer 50% de la taxe (Bosquet et Hoerner, 2001), alors même que les experts sont partagés sur cette nouvelle mesure.

En 2001, le gouvernement, avec l'appui du parlement, entreprend une seconde réforme verte, qui conduit notamment à augmenter fortement la taxe sur le CO_2, la portant à 530 SEK/tonne de CO_2 (Swedish Ministry of Environment et alii, 2000). Une augmentation de 15% est encore prévue en 2002 (Swedish Ministry of Finance, 2001a). Le principe adopté en 1991 est reconduit en 2001 : le transfert vers la fiscalité environnementale s'accompagne d'une diminution des taxes sur le travail (Swedish Ministry of Environment, 2000).

Une telle démarche révèle un certain courage de la classe politique suédoise. Les scientifiques ont indiqué, lors des travaux de la Green Tax Commission, que le bilan de la taxe sur le CO_2 demeurait incertain. Cette incertitude laissait le champ libre à un choix purement politique, qui est assumée par les autorités publiques.

Le tableau 26 montre une croissance régulière de la taxe sur le CO_2 depuis 1993, y compris pour les industriels.

Tableau 26 : Évolution de la taxe sur le CO_2 en Suède, de 1991 à 2001 (en SEK/tonne de CO_2)

Année	1991	1993	1996	1997	2001
Industrie	250	80	92,5	185	265
Autres secteurs	250	320	370	370	530

Source : Bosquet et Hoerner (2001)

Cependant, Roseveare (2001) estime que la taxe actuelle sur le CO_2 ne permettra pas à la Suède de respecter les engagements pris à la suite de l'accord de Kyoto, c'est à dire de ne pas augmenter de plus de 4% les émissions de gaz à effet de serre entre 1990 et l'horizon 2008-2012[104]. Elle fait état de simulations montrant que la taxe devrait être portée à 0,91 SEK/kg CO_2 (contre 0,53 SEK/kg CO_2 en 2001) pour atteindre un tel objectif.

En outre, la forte croissance de la taxe sur le CO_2 n'affecte pas les carburants routiers, car la

[104] Le Committee on Environmental Objectives (2000) a même proposé au gouvernement que la Suède réduise de 2% ses émissions de CO2 entre 1990 et 2010. Le Premier ministre suédois a repris cet objectif à son compte (Swedish Ministry of Environment, 2001).

taxe générale sur l'énergie frappant ces carburants est réduite en 2001 d'un montant quasiment équivalent à l'augmentation de la taxe sur le CO_2. Seule la taxe spéciale sur le gazole augmente de 0,10 SEK/litre, ce qui ne compense pas la baisse de la taxe générale sur l'énergie (Swedish Ministry of Environment et *alii*, 2000). Globalement, l'impact de la seconde réforme sur les prix des carburants est faible, tout comme en 1991 (tableau 27). On atteint ici les limites du courage politique évoqué plus haut.

Tableau 27 : Taxes sur les carburants routiers en Suède (hors TVA à 25%), le 01/01/2000 et le 01/01/2001 (SEK/litre)

carburant	1er janvier 2000			1er janvier 2001		
	Taxe sur l'énergie[105]	Taxe sur le CO_2	**Total hors TVA**	Taxe sur l'énergie	Taxe sur le CO_2	**Total hors TVA** [106]
Essence EC1	3,61	0,86	**4,47**	3,26	1,24	**4,50**
Essence EC2	3,64	0,86	**4,50**	3,29	1,24	**4,53**
Autres essences	4,27	0,86	**5,13**	3,92	1,24	**5,16**
Gazole EC1	1,86	1,06	**2,92**	1,51	1,53	**3,04**
Gazole EC2	2,09	1,06	**3,15**	1,74	1,53	**3,27**
Gazole EC3	2,39	1,06	**3,45**	2,04	1,53	**3,57**

Sources : SwedishTax Authority (2001) (valeurs 2001) ; SIKA (2000) (valeurs 2000)

Ainsi, le gouvernement suédois retient le principe économique d'une régulation des émissions de CO_2 par les prix, mais de nombreux aménagements fiscaux réduisent considérablement la portée de cette démarche :

- les exemptions accordées aux industriels en 1993 sont maintenues et, à notre connaissance, aucun projet n'existe pour les supprimer ;
- les augmentations de la taxe sur le CO_2, qui frappent les carburants routiers, sont compensées par des réductions de la taxe générale sur l'énergie.

Les transports, qui représentent plus du tiers des émissions de CO_2 en Suède (cf. tableau *24*), ne sont donc pas incités à participer aux efforts de réduction de l'effet de serre. L'opposition du public aux augmentations du prix des carburants, aggravée par la crise énergétique de 2000, a conduit le gouvernement à protéger le secteur des transports, tout comme le secteur de l'industrie. Le « réalisme politique » reprend ici le dessus sur la théorie économique.

a) La loi d'orientation pour une politique durable des transports (1998)

Bien qu'en pratique, le secteur des transports reste relativement protégé sur le plan fiscal, le gouvernement suédois a défini en 1998 une nouvelle politique des transports plus respectueuse de l'environnement. Sur proposition du gouvernement, le parlement a adopté en juin 1998 la loi d'orientation « Transport Policy Proposal for Sustainable Development »[107], qui fixe notamment des objectifs nationaux en terme d'environnement et de sécurité routière (Swedish Ministry of Transport and Communications, 1998) :

[105] Taxe générale sur l'énergie et taxe spéciale sur le gazole

[106] Ces montants en SEK correspondent à des montants en francs allant de 2,23 F/litre (gazole EC1) à 3,79 F/litre (autres essences). Taux de change au 2 janvier 2001 : 1 SEK = 0,7346 F.

[107] Cette loi est présentée dans : Swedish Ministry of Transport and Communications (1998)

- les émissions de CO_2 doivent être stabilisées par rapport à leur niveau de 1990 d'ici 2010 ;
- les émissions de NO_x doivent avoir chuté de 40% entre 1995 et 2005 ;
- les émissions de soufre doivent avoir chuté de 15% entre 1995 et 2005 ;
- le nombre d'accidents mortels de la route doit avoir chuté de 50% entre 1996 et 2007 ;
- etc.

Le gouvernement doit rendre compte annuellement au parlement du degré d'atteinte de ces objectifs. Ainsi, dans son rapport sectoriel annuel, la Swedish National Road Administration donne une note synthétique sous forme de code couleur pour chaque objectif, aussi bien pour l'évolution observée dans l'année que pour l'évolution à plus long terme :

- pour l'année écoulée, le vert signifie que la situation s'améliore, le orange que l'évolution est incertaine, le rouge que la situation se détériore ;
- pour le long terme, le vert signifie que les objectifs fixés par la loi d'orientation de 1998 seront atteints, le orange qu'il n'est pas clair si les objectifs seront atteints ou non, le rouge que les objectifs ne seront pas atteints.

Pour l'année 2000, le rapport annuel de la Swedish National Road Administration (2001) donne les évaluations suivantes :

- les objectifs liés à la pollution locale sont au vert. Entre 1995 et 2000, les émissions de NO_x par les transports ont été réduites de 25% et l'objectif concernant les émissions soufrées (-15% entre 1995 et 2005) est déjà atteint ;
- les objectifs liés à l'effet de serre sont au rouge. En 2000, les émissions de CO_2 par les transports ont augmenté de 1,4% par rapport à 1999 et de 8% par rapport à 1990. Cette évolution est essentiellement imputable au trafic poids lourds, les émissions des véhicules légers étant quasiment stables par rapport à 1990 ;
- les objectifs liés à la sécurité routière sont au rouge. Le nombre de morts sur la route en Suède est passé de 537 en 1996 à 600 en 2000 (soit une augmentation de 11,7%).

La loi d'orientation met en avant les outils de régulation économique pour améliorer les résultats actuels : « L'objectif principal est que les taxes variables et les redevances payées par le secteur des transports couvrent les coûts marginaux sociaux qui lui sont imputables. Outre les dépenses d'utilisation des véhicules (que les usagers des transports prennent déjà en compte), l'usure des infrastructures et les nuisances sous forme de bruit, de vibrations, d'émissions de polluants nuisibles pour la santé et l'environnement, les accidents et la congestion (ce que l'on appelle les effets externes) représentent des coûts imputables à la circulation. En même temps, il convient de souligner que les politiques de taxation doivent tenir compte de la situation du marché international des transports ainsi que des contraintes techniques et administratives liées à la mise en œuvre des taxes différenciées » (Swedish Ministry of Transport and Communications, 1998).

Parallèlement à la préparation de la loi d'orientation, le gouvernement suédois a chargé une Road Tax Commission d'évaluer le système des taxes routières en Suède et de proposer des aménagements fiscaux qui contribueraient à améliorer la sécurité routière et l'environnement. Cependant, le rapport de la Commission, rendu public en 1998, ne propose aucune modification majeure du système des taxes routières. La seule recommandation concrète est l'augmentation de la taxe annuelle payée par les autocars, qui est de fait alignée sur la taxe payée par les poids lourds en 1999. L'objectif de cette mesure est d'assurer les conditions

d'une compétition plus équitable entre le transport routier et le transport ferroviaire de voyageurs (Swedish Ministry of Transport and Communications, 1998).

On constate donc un décalage entre d'une part le discours des autorités, tel qu'il transparaît dans la loi d'orientation, favorable à la protection de l'environnement et conforme à la théorie économique (internalisation des coûts externes par une tarification routière au coût marginal social) et d'autre part l'action politique concrète. Deux motifs peuvent être invoqués :

- la vivacité du débat au sein de la Green Tax Commission a dû se retrouver au sein de la Road Tax Commission[108] et n'a visiblement pas permis d'obtenir un consensus sur des propositions de mesures concrètes ;
- la volonté du gouvernement d'augmenter les taxes sur les carburants s'est heurtée à l'hostilité du public envers toute augmentation de la fiscalité routière (Dallman, 1999). Cette hostilité est notamment due, comme dans d'autres pays européens, à la position dominante de la voiture sur le marché suédois des déplacements. Ainsi, en 2000, la voiture représente 78% des voyageurs-km parcourus en Suède (Swedish National Road Administration, 2001)[109] et en 1999, les transports et les communications représentent 12,9% des dépenses de consommation privée (contre 11,9% en 1996) (SIKA, 2000b). Dans ces conditions, on comprend que le gouvernement se soit décidé à compenser la hausse de la taxe sur le CO_2 par une baisse de la taxe sur l'énergie frappant les carburants routiers.

b) Le nouveau code de l'environnement (1999)

Les politiques fiscales ou sectorielles que nous avons pu décrire s'inscrivent, en Suède, dans le cadre d'une politique globale de développement durable. Le Parlement a fixé les termes de cette politique globale dans le nouveau code de l'Environnement et dans les 15 objectifs environnementaux de la Suède.

Le code de l'Environnement est entré en vigueur en Suède le 1er janvier 1999. Il se substitue à 15 anciennes lois (portant sur les sites naturels, les déchets, l'eau, les produits chimiques, les ressources naturelles, les nuisances à l'environnement, les organismes génétiquement modifiés, les carburants soufrés, etc.). Il a pour objectif de simplifier la législation sur l'environnement, mais aussi de rendre cette législation plus cohérente avec les objectifs de développement durable, en mettant plus l'accent sur les résultats que sur les procédures (Roseveare, 2001).

Parallèlement à la préparation du code de l'Environnement, le gouvernement a demandé à la SEPA d'identifier les objectifs nationaux à atteindre en matière d'environnement. En 1996, sont proposés 170 objectifs de tous ordres, dont le gouvernement tire 15 objectifs majeurs, adoptés par le Parlement au printemps 1999. Il s'agit, entre autre, de préserver la qualité de l'air, d'assurer un bon environnement urbain, de limiter l'impact de l'activité humaine sur le climat, de ne pas porter atteinte aux paysages de montagne, etc[110]. Chaque objectif est assorti de « cibles » plus précises à atteindre.

---

[108] Nous n'avons malheureusement pas pu nous procurer de document sur les débats de la Road Tax Commission en langue anglaise.

[109] Les 22% de voyageurs-km restant se partagent entre le rail et le métro (7%), les autobus et autocars (6%), l'aérien (2%) les deux roues (2%), la marche (2%), le maritime (1%) et les autres modes (2%).

[110] Pour une présentation complète et détaillée des 15 objectifs, voir : SEPA (1998)

Par exemple, l'objectif « qualité de l'air » est caractérisé par deux cibles :

- diviser par deux les émissions de substances cancérigènes dans les zones urbaines entre 1991 et 2005 ;
- réduire de 60% les émissions de composés organiques volatiles par les transports entre 1991 et 2005.

L'objectif « bon environnement urbain » est caractérisé par quatre cibles :

- les niveaux de bruit dans les zones urbaines doivent être réduits de façon à ne jamais dépasser les limites légales en vigueur ;
- les plans d'aménagement municipaux doivent prendre en compte le besoin d'espaces verts dans les zones urbaines et suburbaines ;
- le patrimoine culturel, historique et esthétique doit être protégé et mis en valeur ;
- la quantité de déchets mis en décharge (à l'exception des déchets miniers) doit décroître de 50 à 70% entre 1994 et 2005 ;

Après l'adoption des 15 objectifs, les autorités suédoises demandent que les cibles soient précisées et quantifiées, que des cibles intermédiaires et des moyens d'action soient proposés au parlement. C'est la mission qui est confiée au Committee on Environmental Objectives. Le comité remet son rapport au gouvernement « The future environment – our common responsability » en juin 2000 (Committee on Environmental Objectives, 2000).

Pour l'objectif « qualité de l'air », le comité propose, par exemple, des concentrations maximales en dioxyde de soufre, en dioxyde d'azote et en ozone (en moyennes annuelles et horaires) qui ne devront plus être dépassées d'ici 2010.

Parmi les moyens d'action recommandés par le comité, figure en bonne place la fiscalité environnementale. Plus particulièrement, le comité recommande :

- de mettre en cohérence l'ensemble des taxes sur l'énergie avec les 15 objectifs nationaux de protection de l'environnement ;
- de donner la possibilité aux autorités locales d'introduire une tarification routière ;
- d'élargir le champ d'application des taxes sur le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote ;
- de revoir la taxe annuelle sur les véhicules, de façon à favoriser les véhicules à faible émissions polluantes ;
- d'ajuster au plus vite les coûts variables du trafic poids lourds au moyen de taxes. Le gouvernement suédois est invité à faire pression sur l'Europe pour que la législation européenne rende possible l'introduction d'une taxe kilométrique différenciée sur le trafic[111] ;
- d'accroître la compétitivité des énergies renouvelables par rapport aux énergies fossiles.

En mai 2001, le gouvernement soumet au parlement un projet de loi fondé sur le rapport du

[111] L'union européenne proposera en 2002 une directive-cadre établissant les principes et la structure de la tarification d'usage des infrastructures. Elle doit aussi proposer d'ici 2003 une taxation unique du carburant professionnel pour le transport routier (Commission des communautés européennes, 2001). Il s'agit de circonstances très favorables à la mise en œuvre de cette recommandation du Committee on Environmental Objectives.

Committee on Environmental Objectives. Nous ne disposons pas, à ce jour (mars 2002), du contenu précis du projet de loi et des débats parlementaires.

3.1.8. Conclusion : des décideurs suédois à l'écoute des économistes, mais un secteur des transports encore protégé

Depuis 1991, la Suède s'est dotée d'une fiscalité écologique qui va dans le sens d'une régulation de la pollution locale et de l'effet de serre par les prix.

Cependant, l'impact de cette fiscalité dans le domaine des transports est faible, car :

- les taxes sur le soufre et les oxydes d'azote ne s'appliquent pas aux sources mobiles ;
- l'introduction de la taxe sur le CO_2 en 1991 et sa forte augmentation en 2001 ont été compensées par une diminution de la taxe sur l'énergie (équivalent suédois de la TIPP) s'appliquant aux carburants routiers. En 2001, la fiscalité sur les carburants routiers n'est pas plus lourde en Suède que dans d'autres pays européens tels que la France, les Pays-bas ou le Royaume-Uni.

Pourtant, en Suède, les décideurs consultent régulièrement les économistes sur les questions d'environnement et de fiscalité, dans le cadre de commissions gouvernementales ou parlementaires (Environmental Charges Commission de 1989, Green Tax Commission de 1997, Road Tax Commission de 1998, Committee on Environmental Objectives de 2000, etc.). Les avis des experts ne sont pas ignorés (en témoigne la Green Tax Reform, largement inspirée du rapport de l'Environmental Charges Commission) et le principe d'une tarification des transports au coût marginal social est apparu dans les documents politiques suédois dès les années 60, puis a été réaffirmé dans la Loi d'orientation pour une politique durable des transports (1998).

Cependant, la pression populaire contre l'augmentation de la fiscalité routière est forte en Suède, comme dans d'autres pays européens, si bien que les recommandations des économistes, auxquels peuvent être sensibles les décideurs, ne sont pas toujours appliquées. Les taxes différenciées sur le gazole ou l'essence (en fonction de leur classe environnementale) témoignent cependant qu'en Suède la régulation de la pollution par les prix n'est pas absente du secteur des transports.

3.2. L'évaluation des projets de transport en Suède : des coûts environnementaux élevés, fixés par l'Administration

En Suède, les projets de transport font l'objet d'évaluations socio-économiques normalisées. Les valeurs de référence utilisées par l'Administration suédoise sont fixées par un groupe de travail technico-administratifs (le groupe ASEK), placé sous la responsabilité du SIKA. Le groupe ASEK comprend des représentants des agences en charge de l'environnement et des différents modes de transport. Il examine les travaux scientifiques récents, afin de proposer les valeurs officielles des principaux paramètres du calcul économique (taux d'actualisation, valeur du temps, coûts externes, etc.) ; en cas de différend entre les membres du groupe, l'arbitrage est rendu par le SIKA. Il revient alors aux diverses agences gouvernementales d'appliquer les recommandations du groupe ASEK aux projets qu'elles sont chargées d'évaluer.

Ce fonctionnement n'est pas sans rappeler celui du groupe Boiteux en France. Nous verrons

que sur le fonds aussi, les problèmes abordés en Suède et en France présentent des similitudes : revalorisation de la valeur de la vie humaine, approche coût/objectif pour valoriser la tonne de carbone, utilisation des études de cohortes américaines pour estimer l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, etc.

Après avoir décrit le rôle et les principes de l'analyse coûts/avantages dans l'évaluation des projets de transport en Suède (§ 3.2.1 et 3.2.2.), nous indiquerons comment le groupe ASEK a fixé les valeurs utilisées actuellement par l'Administration des routes, en nous concentrant plus particulièrement sur la pollution atmosphérique et l'effet de serre (§ 3.2.3.).

3.2.1. Le rôle de l'analyse coûts/avantages dans le choix des projets de transport en Suède : un outil technico-administratif peu connu des décideurs locaux et du grand public[112]

En Suède, la planification des transports est un processus continu et intermodal. Tous les quatre ans, le gouvernement et le parlement définissent une politique générale de transport pour les dix ans à venir qui doit s'appliquer aussi bien à la route qu'au chemin de fer, au transport aérien et au transport par voie d'eau. Cette politique globale constitue le socle commun des travaux de planification concernant les différents modes de transport ; elle fait également référence lors de la négociation des budgets affectés aux différentes agences de l'Administration (National Rail Administration, Civil Aviation Administration, Swedish Maritime Administration et National Road Administration).

La première phase de la planification a pour principal enjeu l'inscription des projets de transport au plan quadriennal, en cohérence avec la politique globale adoptée par le parlement. L'analyse coûts/avantages, associée à des critères non monétarisés, constitue alors un outil essentiel d'aide au choix des projets.

Une fois les projets inscrits au plan quadriennal, les différentes agences réalisent l'étude de faisabilité et s'appuient plus particulièrement sur l'analyse coûts/avantages pour le choix des variantes (par exemple, choix d'un itinéraire routier au sein d'un faisceau de tracés).

Par exemple, les enjeux stratégiques pour le système routier, tels qu'ils sont fixés dans la politique globale de transport, sont au nombre de cinq :

- assurer l'accessibilité de la population au réseau routier ;
- offrir des infrastructures routières de bonne qualité ;
- assurer un haut niveau de sécurité sur le réseau routier ;
- respecter des normes environnementales ambitieuses ;
- encourager le développement des différentes régions qui composent la Suède.

Certains de ces objectifs ne peuvent actuellement pas faire l'objet de critères monétarisés (par exemple, le développement régional ou la qualité des infrastructures). C'est pourquoi l'analyse coûts/avantages est complétée par une forme d'analyse multicritères, comprenant des indicateurs quantifiés ou des descriptions non quantifiées. En particulier, la Suède comporte de nombreux territoires à très faible densité de population. L'application stricte de

[112] Les informations contenues dans ce paragraphe proviennent d'une enquête réalisée par l'Association mondiale de la route (AIPCR, http://www.piarc.org) sur les méthodes d'évaluation économique des projets routiers. Les résultats de cette enquête ne seront publiés qu'en 2002, mais nous avons pu disposer de la réponse de la Swedish National Road Administration (Bergman et Hökby, 2001).

l'analyse coûts/avantages placerait systématiquement les projets concernant ces territoires derrière les projets urbains. Les enjeux de développement régional sont donc spécifiquement abordés par l'Administration et les décideurs, en complément de l'analyse coûts/avantages.

Selon la Swedish National Road Administration, le gouvernement et les décideurs d'envergure nationale considèrent l'analyse coûts/avantages comme une aide efficace au choix des projets de transport. En revanche, les décideurs locaux sont plus partagés et utilisent moins couramment cette méthode d'évaluation. Quant au « grand public », il ne sait pas comment l'Administration des routes classe et choisit les projets. Cependant, certains groupes ou associations s'intéressent à des projets routiers précis et commencent à poser des questions sur le processus d'évaluation. Aussi la National Road Administration estime-t-elle que l'intérêt du grand public pour les méthodes d'évaluation est croissant.

3.2.2. La prise en compte des effets non monétaires dans l'analyse coûts-avantages : l'exemple des projets routiers

La méthode d'évaluation des projets routiers utilisée par la Swedish National Road Administration intègre de très nombreux critères, dont une partie seulement fait l'objet d'une monétarisation. Le tableau 28 donne les critères pris en compte et détaille le traitement retenu (monétarisation ou non, méthode de monétarisation ou d'appréciation).

Tableau 28 : Les effets monétaires pris en compte dans l'évaluation des projets routiers en Suède, en 2001

Critères	Monétarisation ou non	Méthode d'évaluation ou de prise en compte
Gains de temps	Monétarisé	Consentement à payer
Congestion	Non monétarisée	Comparaison de la vitesse moyenne à la vitesse limite
Coûts des accidents	Monétarisé	Perte de revenus et consentement à payer
Sûreté	Non monétarisé	Comparaison à des standards quantifiés
Confort	Non monétarisé	Comparaison à des standards quantifiés
Bruit	Monétarisé	Prix hédoniques
Pollution locale	Monétarisé	Perte de revenus et consentement à payer
Pollution par les particules	Monétarisé	Perte de revenus et consentement à payer
Pollution régionale	Monétarisé	Perte de revenus et consentement à payer
Pollution globale (gaz à effet de serre)	Monétarisé	Taxe à appliquer pour atteindre les objectifs politiques
Pollution de l'eau	Non monétarisé	Étude d'impact
Impact écologique (biodiversité, dégradation des terrains, etc.)	Non monétarisé	Étude d'impact
Impact visuel	Non monétarisé	Étude d'impact
Effets de coupure	Non monétarisé	Texte descriptif
Accès aux services publics (hôpitaux, écoles, etc.)	Non monétarisé	Texte descriptif
Soutien à l'emploi industriel et développement régional	Non monétarisé	Texte descriptif
Amélioration du fonctionnement des centres villes et des zones urbaines	Non monétarisé	Texte descriptif (réservé au niveau d'évaluation stratégique)
Renouvellement urbain	Non monétarisé	Texte descriptif

Source : Bergman et Hökby (2001)

Par la suite, nous détaillons le processus de recherche et de concertation qui a permis d'établir la méthode d'évaluation actuellement utilisée en Suède, avant de nous concentrer sur les valeurs retenues pour l'effet de serre et pour la pollution atmosphérique locale et régionale.

3.2.3. L'établissement des valeurs de référence actuelles : les travaux du groupe ASEK

Les valeurs de références actuellement utilisées pour l'analyse coûts/avantages des projets de transport ont été fixées par le groupe ASEK. Nous décrivons le fonctionnement de ce groupe, avant d'exposer plus particulièrement les travaux et les débats qui ont permis d'établir les coûts unitaires d'effet de serre et de pollution atmosphérique.

a) Le groupe ASEK : un processus de recherche et de concertation administrative[113]

En 1998, le gouvernement suédois demande au SIKA de réviser les paramètres utilisés pour l'évaluation socio-économique dans le secteur des transports et de la communication.

Le travail est mené par un comité de pilotage (groupe ASEK) placé sous la responsabilité du SIKA et comprenant la National Rail Administration, la Civil Aviation Administration, la Swedish Maritime Administration, la National Road Administration, la National Environmental Protection Agency et le Swedish Transport Communications Research Board.

Des chercheurs et des spécialistes assistent ce comité de pilotage lors de séminaires ou de groupes de travail. Ils présentent notamment les résultats des travaux scientifiques en cours sur l'évaluation économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique (projet SHAPE : Stockholm study of Health effect of Air Pollution and their Economic Consequences)[114], sur la valeur statistique de la vie humaine (Linberg, 1999), sur la valeur des émissions de CO_2 (Edwards, 1999)[115], etc.

Les résultats obtenus par le groupe ASEK ont été examinés par conseil scientifique du SIKA qui a fait part de ses commentaires. Enfin, un groupe restreint comprenant les quatre agences gouvernementales chargés du rail, de la route, de l'aviation civile et du transport maritime a adopté les résultats du groupe ASEK pour l'exercice de planification de la période 2002-2011.

Les travaux du groupe ASEK ont notamment conduit à une meilleure estimation des coûts de pollution locale, en distinguant finement des coûts par type de zones (plus ou moins densément peuplées) et à un relèvement significatif de la valeur des émissions de CO_2.

Le groupe ASEK s'est également intéressé aux coûts des accidents. La valeur statistique de la vie humaine actuellement utilisée en Suède correspond à un consentement à payer pour réduire le risque individuel d'accident grâce à des équipements personnels de sécurité. Cette valeur figure déjà parmi les plus élevées d'Europe, à 14,3 millions de SEK en 1999[116] (soit

[113] Sauf mention contraire, les informations présentées dans cette partie proviennent du rapport 2000:3 du SIKA (2000a). Il s'agit du résumé en anglais rapport 1999:6 du SIKA (1999), plus complet mais malheureusement en suédois.

[114] Voir *infra*

[115] Malheureusement en suédois !

[116] Ces 14,3 millions SEK correspondent à 13 millions SEK de consentement à payer pour réduire le risque individuel de décès sur la route et 1,3 millions SEK de coûts matériels.

1,64 millions €[117])[118], si bien que les gains de sécurité représentent près de la moitié des bénéfices d'un projet routier, à égalité avec les gains de temps (Linberg, 1999) ; aujourd'hui, la construction de routes en Suède est autant justifiée par la sécurité que par l'accessibilité[119]. Linberg a observé que la valeur retenue en Suède correspond à des préférences purement personnelles, alors que selon lui, chaque individu se préoccupe aussi de la sécurité des autres personnes. Il existe donc un consentement à payer pour la sécurité des proches, des amis et encore plus des enfants qui peut peser lourdement dans une évaluation de programme de sécurité routière. Linberg a mené une enquête de préférence déclarée par courrier dans la ville d'Örebro (Suède, 120 000 habitants), afin de déterminer le consentement à payer pour un bien privé ou pour un programme public assurant une sécurité totale sur la route à la personne interrogée et/ou à ses proches. Dans l'hypothèse d'un programme public assurant une sécurité totale sur la route à l'ensemble des membres du ménage, le consentement à payer pour éviter un décès peut être estimé à 23 millions SEK (2,63 millions €) (Linberg, 1999).

Le groupe ASEK a longuement discuté du travail présenté par Linberg, mais il a estimé que « ce travail ne constituait pas une base suffisante pour justifier une augmentation des coûts des accidents » (SIKA, 2000a). Plusieurs motifs peuvent être avancés :

- les résultats présentés par Linberg reposent sur une seule enquête de préférence déclarée ; ils mériteraient d'être confirmés par d'autres études ;
- l'adoption d'une valeur de la vie humaine très élevée aurait donné un poids déterminant aux gains de sécurité (qui représentent déjà près de la moitié des bénéfices avec la valeur actuelle de 14,2 millions SEK), ce qui aurait remis en cause l'équilibre actuel des bilans coûts/avantages. La gestion politique et administrative de ce bouleversement pouvait s'annoncer difficile.

Le débat autour de la valeur de la vie humaine montre que le groupe ASEK ne s'est pas contenté d'appliquer les résultas de recherches récentes. Il a analysé sur le plan scientifique et politique les travaux qui lui ont été présentés : les économistes ont bien rempli leur mission de conseil, l'Administration conservant son autonomie de décision.

b) L'établissement des valeurs de référence pour l'effet de serre et la pollution atmosphérique locale

L'effet de serre est valorisé sur la base de 1,50 SEK/kg de CO_2, soit 0,17 €/kg de CO_2[120], soit encore 630 €/t de carbone[121]. Notons qu'il s'agit d'une valeur très supérieure à celle retenue dans le rapport Boiteux de 2001 (100 €/tonne de carbone).

Cette valeur correspond à la taxe qu'il conviendrait d'appliquer en Suède dans le secteur des transports pour atteindre l'objectif fixé par la loi, à savoir une stabilisation des émissions de CO_2 par les transports à leur niveau de 1990 d'ici 2010 (SIKA, 2000a).

[117] Taux de conversion au 30/06/1999 : 1 SEK = 0,1144 €

[118] En France, la valeur officielle du mort sur la route retenue par le rapport Boiteux de 2001 est de 1 million € pour 2000.

[119] Les décideurs suédois mettent en avant les enjeux de sécurité routière, avec le concept de « Vision Zero ». Loi d'orientation pour une politique de transport au service du développement durable (c.f. § 3.1.7.) fixe pour objectif de diviser par deux les accidents mortels en Suède entre 1996 et 2007.

[120] Taux de change au 30/06/1999 : 1 SEK = 0,1144 €

[121] compte d'une teneur en masse de 27% de carbone dans le CO2

La pollution atmosphérique locale est valorisée par type de zone urbaine. L'estimation prend en compte la population et les conditions de dispersion des polluants dans la zone[122]. Le tableau 29 donne les valeurs retenues pour quelques exemples de zones urbaines.

Tableau 29 : Évaluation des effets locaux des émissions de polluants, pour quelques exemples de zones urbaines en Suède, en SEK/kg (prix 1999)

Zone urbaine	Population de la zone urbaine	Facteur de ventilation[123]	Valeur des effets locaux des émissions (SEK/kg)[124]			
			Particules	COV	SO_2	NO_x
Stockholm inner city	400 000	1,0	7 600	45	220	(49)
Uppsala	120 000	1,0	3 400	20	147	(49)
Falun	36 000	1,4	2 600	15	71	(49)
Södertälje	57 000	1,0	2 300	14	70	(49)
Laholm	5 600	1,0	700	4	9	(49)

Source: SIKA, 2000a

Ces valeurs ont été établies à partir des résultats du projet SHAPE (Stockholm Study of Health Effect of Air Pollution and their Economic consequences)[125].

Ce projet consiste en une estimation des effets sanitaires locaux des particules et des oxydes d'azote émis par le trafic routier à Sotckholm[126]. Il comprend trois parties :

- le calcul des émissions et des concentrations de particules et d'oxydes d'azote, débouchant sur une estimation de l'exposition de la population à ces polluants dans la région de Stockholm (Johansson et alii, 1999) ;
- l'évaluation des effets sanitaires des particules et des oxydes d'azote émis par la circulation routière dans la région de Stockholm (Bellander et alii, 1999) ;
- la monétarisation de ces effets sanitaires (Leskell, 2000b)[127].

Cette méthode fait suite à une tentative d'estimation directe du consentement à payer pour un air moins pollué, dans le cadre du projet VALLE (1995-98). Cette approche a été abandonnée, car les personnes interrogées n'étaient pas capables d'associer correctement une valeur économique à un niveau de pollution donné (Leskell, 2000a) .

La méthode adoptée dans le projet SHAPE est proche de celle employée dans l'étude tri-alpine (Seethaler, 1999). Les effets à long terme sont estimés sur la base des deux études de cohortes américaines. L'accroissement moyen du risque de mortalité individuelle est de

[122] Cf. *infra*

[123] Ce facteur de ventilation synthétise les conditions de dispersion des polluants dans la zone.

[124] Taux de change au 30/06/1999 : 1 SEK = 0,1144 €

[125] Sauf pour les NO_x, pour lesquels le groupe ASEK ne disposait pas encore des résultats du projet SHAPE. Les valeurs présentées pour les NO_x sont celles utilisées lors du précédent Plan (1992-2001) ; elles sont provisoires.

[126] Dans le projet SHAPE, les effets locaux concernent la zone située dans un rayon d'environ 10 à 20 km autour du lieu d'émission. Les effets régionaux, qui peuvent être observés au-delà sont pris en compte sur la base d'autres valeurs dans le rapport du SIKA (2000a).

[127] Un résumé, axé sur la monétarisation des effets sanitaires des particules, est disponible sur Internet (Leskell, 2000a)

0,57% pour toute augmentation de la concentration en $PM_{2,5}$ de 1 µg/m^3 [128]. l'intervalle de confiance à 95% place cette valeur entre 0,29 et 0,85%. Comme en France, la discussion autour de l'étude SHAPE a notamment porté sur deux questions :

- les relations dose-réponse observées aux États-Unis sont-elles transférables à la Suède ?
- y a-t-il des effets sanitaires même à de très faibles concentrations en $PM_{2,5}$?

Les épidémiologistes du projet SHAPE ont considéré qu'en première approximation, on pouvait répondre positivement à ces deux interrogations. Les conclusions du rapport SHAPE II (Bellander, 1999) sont les suivantes : « La réduction d'espérance de vie calculée [dans le projet SHAPE] est très incertaine, notamment parce que la démonstration de la relation dose-réponse utilisée repose sur un nombre limité d'études. Mais compte tenu de la multiplication des études montrant, d'une part, le lien entre la pollution de l'air et l'accroissement de mortalité et, d'autre part, l'existence d'effets toxicologiques à de faibles niveaux d'exposition aux particules, nous estimons que notre estimation est utile. Jusqu'à ce que d'autres données épidémiologiques soient disponibles, nous recommandons que notre estimation soit utilisée dans les exercices de planification. » (Leskell, 2000a)

Les années de vie perdues estimées dans le rapport SHAPE II[129] sont valorisées dans le rapport SHAPE III, à partir de la valeur officielle de la vie humaine retenue par le groupe ASEK (13 millions SEK[130]). Le passage à la valeur de l'année de vie perdue repose sur un taux d'actualisation de 4% (taux officiel en Suède) et prend en compte une plus faible valeur de l'année de vie à des âges élevés (en raison d'une qualité de vie moindre). Finalement, le coût de mortalité imputable à une unité d'exposition (exposition d'une personne pendant un an à une concentration en $PM_{2,5}$ de 1 µg/m^3) est estimé à 236 SEK. La prise en compte de coûts de morbidité et de dégradation des façades conduit à un coût unitaire global de 340 SEK (38,9 €) par unité d'exposition (Leskell, 2000a).

Connaissant les niveaux d'exposition et les émissions de particules imputables à la circulation routière à Stockholm (SHAPE I), on en déduit les coûts unitaires suivants :

- 7 600 SEK/kg de particules[131] dans le centre de Stockholm ;
- 4 800 SEK/kg de particules en banlieue proche ;
- 1 900 SEK/kg de particules en banlieue éloignée.

Ces coûts couvrent à la fois les effets sanitaires (mortalité et morbidité) et les dégradations de façades.

À la demande du groupe ASEK, les résultats obtenus à Stockholm ont été étendus aux autres villes de Suède. Le projet URBAN a permis de conduire une campagne de mesure de la pollution atmosphérique dans un échantillon de villes suédoises, durant plusieurs années. Dans chaque ville, la pollution locale et la pollution de fond ont pu être distinguées, grâce à

[128] Dans l'étude tri-alpine, on retient, pour les effets à long terme des PM_{10}, une augmentation du risque de mortalité de 0,43% pour toute augmentation de la concentration en PM_{10} de 1 µg/m^3. L'intervalle de confiance à 95% place cette valeur entre 0,26 et 0,61% (Seethaler, 1999)

[129] La réduction d'espérance de vie calculée dans le projet SHAPE prend en compte le fait que, suite à une exposition aux $PM_{2,5}$ limitée dans le temps, le risque de décès décroît avec le temps de façon exponentielle.

[130] Valeur hors coûts matériels.

[131] La quasi-totalité des particules rejetées par les moteurs des véhicules ont un diamètre inférieur à 2,5 µm.

des capteurs implantés en centre ville et dans des sites éloignés de toute source de pollution. À partir des mesures du projet URBAN, il est possible de relier l'exposition spécifique (nombre d'unités d'exposition[132] rapporté à la quantité de particules émises) à la population et à un facteur de ventilation :

$$\text{Exposition spécifique} = 0{,}029 \times F_v \times \sqrt{P}$$

avec : - F_v facteur de ventilation (de 1 à 1,4 selon les régions de Suède)
- P population de la zone urbaine

Cette formule, approximative, est valable pour les agglomérations suédoises de taille moyenne, c'est à dire Stockholm et Göteborg exclues. Connaissant le coût unitaire de pollution atmosphérique locale par unité d'exposition (340 SEK/unité d'exposition), on en déduit les coûts unitaires par kilogramme de particules émises dans les différentes zones urbaines suédoises (Leskell, 2000a). Le tableau 30 en donne quelques exemples.

Tableau 30 : Valorisation des effets locaux des émissions de particules dans les zones urbaines de Suède, hors Stockholm et Göteborg (1999)

Zone urbaine	Population	Facteur de ventilation	Valorisation des effets locaux des émissions de particules (SEK/kg)	Valorisation des effets locaux des émissions de particules (€/kg)[133]
Uppsala	120 000	1,0	3 400	389
Falun	36 000	1,4	2 600	297
Södertäjle	57 000	1,0	2 300	263
Laholm	5 600	1,0	700	80

Source : SIKA (2000a)

Les résultats du projet SHAPE ont été retenus par le groupe ASEK. En outre, le SIKA a demandé à Leskell d'étendre la méthode aux effets de la pollution locale générée par les COV et le SO_2 ainsi qu'aux effets de la pollution régionale générée par les NO_x, le SO_2 et les COV (Leskell, 1999)[134].

Les résultats concernant la **pollution atmosphérique régionale** sont rassemblés dans le tableau 31.

Tableau 31 : Valorisation des effets régionaux des émissions de polluants routiers

Polluant	Valorisation des effets régionaux (SEK/kg)	Valorisation des effets régionaux (€/kg)
NO_x	60	6,9
SO_2	20	2,3
COV	30	3,4

Source : SIKA (2000a)

Finalement, le projet de recherche SHAPE a fait l'objet d'une utilisation immédiate dans le

[132] Rappelons qu'une unité d'exposition correspond à une personne exposée pendant un an à une concentration en $PM_{2,5}$ de 1 $\mu g/m^3$.

[133] Taux de change au 30/06/1999 : 1 SEK = 0,1144 €

[134] Malheureusement en suédois !

domaine de la planification. En Suède, comme en France, les décideurs et l'administration ont exprimé un fort besoin d'information sur la pollution générée par les transports et ses effets. Le projet SHAPE, sans concurrent en Suède, a donc été abondamment utilisé, malgré les incertitudes reconnues par les scientifiques. En outre, l'Administration suédoise a demandé aux chercheurs d'étendre les résultats de leur travail à l'ensemble de la Suède et à l'ensemble des polluants générés par la circulation routière.

Le résultat de ce dialogue entre chercheurs, techniciens et politiques est une batterie de coûts de pollution exprimés en SEK/kg de polluant et donc directement applicables[135].

3.2.4. Conclusions : des approches comparables en France et en Suède, mais des coûts externes officiels beaucoup plus élevés en Suède

En Suède, comme en France, l'évaluation socio-économique des projets de transport reste une pratique technico-administrative peu connue du grand public. En Suède, les valeurs de référence utilisées dans ce type d'évaluation sont fixées par le groupe ASEK qui rassemble différentes agences gouvernementales, en charge des transports et de l'environnement. Le groupe s'appuie sur des travaux scientifiques récents, mais il conserve son autonomie de décision vis-à-vis des experts. Ainsi, la valeur de la vie humaine n'a pas progressé dans le rapport de 1999, alors que des travaux scientifiques suggéraient une augmentation substantielle de ce paramètre.

Les méthodes de monétarisation de l'effet de serre et de la pollution atmosphérique adoptées par le groupe ASEK sont proches de celles adoptées par le groupe Boiteux en France. Pourtant, les résultats obtenus sont sensiblement différents :

- pour l'effet de serre, le groupe ASEK, comme le groupe Boiteux, a retenu une approche coûts/efficacité. Il s'agissait de déterminer un prix implicite du carbone permettant de ramener en 2010 les émissions nationales de CO_2 à leur niveau de 1990. La valeur adoptée est de 630 €/tonne de carbone en Suède, contre 100 €/tonne de carbone en France. Certes, les niveaux d'émissions, le système économique, la fiscalité ne sont pas les mêmes dans les deux pays, mais l'écart semble tout de même considérable ;
- pour la pollution atmosphérique, le groupe ASEK, comme le groupe Boiteux, s'est appuyé sur des résultats nationaux (étude OMS pour la France et étude SHAPE pour la Suède) issus des études de cohorte américaines. Le coût unitaire retenu est de 38,9 €/unité d'exposition[136] en Suède, contre 14,2 €/unité d'exposition en France[137].

---

[135] Le programme COPERT III de l'European Environment Agency permet de calculer les émissions de polluants par unité de trafic, ce qui assure le lien entre les données de trafic produites par les ingénieurs transport et les coûts unitaires par quantité de polluants émis (Ntziarchristos, Samaras, 2000).

[136] Rappelons que dans l'étude SHAPE utilisée en Suède, une unité d'exposition désigne l'exposition d'une personne pendant un an à une concentration en $PM_{2,5}$ de 1 $\mu g/m^3$ de $PM_{2,5}$.

[137] Afin de pouvoir comparer les résultats obtenus en Suède et en France, nous avons ramené le coût de la pollution atmosphérique selon le rapport Boiteux II à une unité d'exposition. Le rapport Boiteux II estime le coût de la pollution atmosphérique imputable aux transports routiers en France à 7 235 millions € en 1996 (C.f. § 2.5.). D'après l'étude OMS (Seethaler, 1999), l'exposition moyenne des français aux PM_{10} d'origine routière est de 14,6 $\mu g/m^3$ en 1996. La relation entre PM_{10} et $PM_{2,5}$ retenue dans l'étude OMS est : $PM_{2,5} = PM_{10} \times 0,6$. La population de la France métropolitaine étant de 58 millions d'habitants en 1996, on peut estimer le nombre d'unités d'exposition en France à : $14,6 \times 0,6 \times 58 = 508$ millions. On en déduit un coût unitaire de 7 235 / 508 = 14,2 €/unité d'exposition.

L'une des explications de cet écart est que le groupe Boiteux a choisi le bas de la fourchette de l'étude OMS, tandis que le groupe ASEK a retenu la moyenne de la fourchette de l'étude SHAPE.

En suivant des démarches comparables, tant sur le plan formel (fonctionnement du groupe technico-administratif) que sur le plan scientifique (références utilisées), la Suède a adopté des valeurs de référence pour l'effet de serre et la pollution atmosphérique respectivement six et trois fois plus élevées que les valeurs françaises. Le contexte économique des deux pays ne nous paraît pas suffisant pour justifier ces écarts. La sensibilité à l'environnement, plus importante en Suède qu'en France, constitue sans doute une clé d'explication importante. Cependant, la vérification de cette hypothèse, qui fait appel à la sociologie, dépasse le cadre de notre étude.

3.3. Conclusions sur la Suède : le cadre d'une politique environnementale ambitieuse existe, mais certains secteurs restent protégés

En Suède, les décideurs font couramment appel à l'analyse économique. La préparation des textes de loi s'appuie sur des commissions gouvernementales ou parlementaires qui auditionnent notamment des experts et des scientifiques suédois ou étrangers. Ainsi, pour fixer le niveau de la taxe sur le soufre, l'Environmental Charges Commission a demandé, en 1987, à la Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) d'estimer le coût d'évitement des émissions de soufre pour les industriels. La SEPA a montré que le surcoût de production de combustibles à faible teneur en soufre était de 10 à 55 SEK/kg de soufre éliminé. En 1989, l'Environmental Charges Commission a proposé d'instaurer une taxe de 30 SEK/kg et en 1990, cette proposition a été adoptée par le Parlement.

Pour autant, la consultation des experts n'entrave pas la liberté de choix politique du gouvernement et du parlement. Ainsi, les experts auditionnés par la Green Tax Commission n'ont pas pu s'accorder sur le résultat du bilan coûts/avantages de la taxe sur le CO_2, introduite en Suède lors de la réforme verte de 1991. La Green Tax Commission a donc renoncé, dans son rapport de 1997, à faire des recommandations concrètes au gouvernement. Ce sont donc les décideurs qui ont assumé directement la seconde réforme verte de 2001, qui a porté la taxe sur le CO_2 de 370 SEK/t C à 530 SEK/t C.

L'influence de la pensée économique en Suède est sensible jusque dans les textes de loi : dès le « Transport Policy Act » de 1979, le parlement décide de s'orienter vers une tarification des infrastructures au coût marginal social. Aujourd'hui, cet objectif n'est pas encore atteint, mais il a été réaffirmé dans la « Transport Policy Proposal for Sustainable Development » de 1998.

Cependant, le gouvernement suédois se heurte à l'opposition de la population envers toute augmentation de la fiscalité routière, si bien qu'en 1999, le prix des carburants n'était pas plus élevé en Suède que dans d'autres pays européens tels que la France, l'Italie ou le Royaume-Uni. En effet, l'introduction de la taxe sur le CO_2,en 199,1 et son augmentation, en 2001, ont été compensées par des réductions de la taxe sur l'énergie (équivalent suédois de la TIPP). Les autorités suédoises ont donc mis en place les outils économiques permettant de mener une politique environnementale ambitieuse, mais elles ne les ont que partiellement appliqués au

secteur des transports[138].

En apparence, la Suède ne se distingue pas nettement d'un pays comme la France. Cependant, l'existence d'une structure fiscale environnementale et d'un débat public sur l'environnement ouvert depuis près de quinze ans[139] constitue un atout considérable pour la Suède : tous les éléments sont en place pour pouvoir réagir rapidement aux sollicitations de l'Europe, aux accords internationaux sur l'effet de serre ou, plus généralement, à une sensibilité plus grande des décideurs et de la population aux problèmes environnementaux. En outre, les industriels suédois, qui ont dû s'adapter à la fiscalité verte introduite en 1991[140] et aux exigences du code de l'environnement de 1999, sont sans doute mieux préparés que leurs homologues étrangers à un futur marché européen qui serait soumis à de plus fortes contraintes environnementales. La Suède fait d'ailleurs partie des pays qui exercent des pressions sur l'Europe pour que des mesures communautaires plus favorables à l'environnement soient adoptées.

Si la fiscalité environnementale a suscité et continue de susciter un débat politique important en Suède, il n'est en pas de même de l'analyse coûts/avantages des projets de transport. Cet autre secteur de prédilection de l'analyse économique est, comme en France, directement pris en main par l'appareil technico-administratif. Le groupe de travail ASEK, composé de représentants des agences chargées de l'environnement et des différents modes de transport, auditionne des experts et des scientifiques, puis adopte, après débat, les valeurs de référence de l'analyse coûts/avantages. Cette approche technocratique limite, comme en France, l'usage de l'évaluation socio-économique des projets de transport aux seuls spécialistes.

Bien qu'il soit composé d'un cercle restreint d'experts et de fonctionnaires, le groupe ASEK reflète, dans une certaine mesure, la sensibilité de la société suédoise à l'environnement. Ainsi, en adoptant une approche méthodologique comparable à celle du groupe Boiteux, le groupe ASEK a retenu une valorisation monétaire de l'effet de serre et de la pollution atmosphérique respectivement six et trois plus importantes qu'en France.

Le cas de la Suède confirme l'analyse que nous avons pu mener pour la France : les résultats de la recherche sur les coûts externes restent incertains. Cette incertitude renvoie les décideurs à un débat de société sur la place que doit occuper l'environnement dans la décision publique. Les valeurs tutélaires des effets externes sont alors le fruit d'un compromis entre les connaissances théoriques et les convictions, rarement explicitées, des participants aux groupes de travail technico-administratifs chargés d'éclairer les décideurs.

4. Le cas de la Suisse : la taxe kilométrique sur les poids lourds, fruit de la volonté politique et de la recherche en économie des transports

La Suisse, qui occupe une position centrale en Europe, doit faire face à un trafic routier en

[138] Dans le secteur des transports, l'exemple le plus frappant de fiscalité environnementale est la taxe différenciée sur le gazole en fonction de sa classe environnementale, qui a favorisé la diffusion rapide d'un gazole plus propre.

[139] Le débat sur l'environnement s'est notamment engagé à l'occasion de la préparation de la réforme verte de 1991, qui a débuté en 1987.

[140] Même si les industriels ont obtenu des allègements de charge en 1993.

forte croissance. Dans le même temps, la population helvétique se concentre tout particulièrement à proximité des grandes infrastructures[141] et accorde beaucoup d'importance à son patrimoine naturel (les montagnes des Alpes et du Jura). Il n'est donc pas étonnant que dès le début des années 70, des critiques se soient élevées, en Suisse, contre les effets négatifs du trafic routier.

En 1972, le Conseil fédéral (pouvoir exécutif suisse) demande à une commission pour la Conception Globale Suisse des Transports (CGST) de faire des propositions pour réformer le secteur des transports. La commission rend ses conclusions en 1977 : « la mise en application du principe de causalité est une importante condition pour une structure plus efficace du secteur des transports. Il […] est proposé de mettre également au compte des usagers des transports les coûts et avantages externes, qui autrement doivent être pris en charge par la collectivité. Il est en outre indiqué la possibilité de s'appuyer sur l'article de la constitution relatif à la protection de l'environnement pour mettre les coûts des dommages à l'environnement à la charge de ceux qui les occasionnent. De plus, la commission pour la CGST [juge] nécessaire d'entreprendre des études supplémentaires destinées à chiffrer exactement les coûts et avantages externes. » (SET, 1993) Cette conception globale suisse des transports va déterminer à la fois l'action politique et la recherche en économie des transports, qui sont étroitement liées en Suisse.

Après avoir décrit le fonctionnement de la recherche en économie des transports en Suisse (§ 4.1.), nous présentons les principaux résultats sur les coûts externes obtenus dans les années 80 et 90, sous l'impulsion du Service d'Etude des Transports (SET)[142] (§ 4.2.). Nous montrons qu'au fur et à mesure des progrès de la recherche, les autorités publiques sont allées vers des mesures concrètes de tarification des infrastructures, qui ont conduit à la mise en application d'une taxe kilométrique sur les poids lourds, la Redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP). Nous mettons notamment en évidence le dialogue qui s'est établi entre les décideurs, les chercheurs et la population suisse et qui a permis à ce projet politique d'aboutir (§ 4.3.). Enfin, nous faisons état des débats sur la politique des transports suisse, qui se poursuivent au-delà de la mise en place de la RPLP (§ 4.4.). Deux annexes sur l'organisation politique en Suisse (*annexe 2*) et sur le fonctionnement de la RPLP *(annexe 3*) complètent cette partie.

4.1. La recherche suisse en économie des transports : à l'écoute des besoins des décideurs

En Suisse, la recherche en économie des transports est menée à la fois par les universités et par les consultants privés. Il n'existe pas d'instituts de recherche gouvernementaux

[141] En 2000, la densité moyenne de population en Suisse atteint 174 habitants/km² (source : Office fédéral de la statistique, OFS). Elle est supérieure à celle de la France métropolitaine (108 habitants/km²) ou de la région Rhône-Alpes (129 habitants/km²) (source : Insee, Recensement général de la population de 1999), mais inférieure à celle de l'Allemagne (230 habitants/km²) ou des Pays-Bas (385 habitants/km²) (source : Eurostat, 1999). Cependant, en Suisse, la densité de population est très variable d'un canton à l'autre. Ainsi, en 2000, le canton des Grisons ne comporte que 26 habitants/km², tandis que la canton de Zürich atteint 701 habitants/km² et le canton de Genève 1 448 habitants/km² (source : OFS).

[142] Le SET est un service du département fédéral des Transports, des Communications et de l'Énergie (DFTCE). Les départements fédéraux suisses peuvent être comparés aux ministères français. Aujourd'hui, le DFTCE est devenu le département fédéral de l'Environnement, des Transports, de l'Énergie et de la Communication (DETEC) et le SET est devenu le Service de coordination des transports [http://www.admin.ch/gvf/index_f.html].

s'intéressant aux transports, tels que l'Inrets en France.

Entre la recherche fondamentale et les études pratiques s'est développée en Suisse toute une activité de recherche dite « orientée », dont les objectifs sont définis par les autorités publiques. Dans le domaine de l'économie des transports, cette recherche « orientée » est financée :

- soit directement par le SET. Dans ce cas, l'étude est pilotée par un groupe de travail associant différents services (Office Fédéral[143] des Routes, Office Fédéral des Transports, Office Fédéral de l'Environnement, etc.), afin de dégager un consensus (étude dite « en commission ») ;
- soit par le Fonds national suisse de recherche, dans le cadre de Programmes nationaux de recherche (PNR)[144], tels que le PNR 25 « Villes et transport » (1989-1994) ou le PNR 41 « Transport et environnement » (1996-2000). Ces programmes associent étroitement les services gouvernementaux (SET, Office des routes, Office des transports, etc.), mais la majorité au sein des organes de décision reste académique (Walter, 1999b).

La recherche sur les coûts externes bénéficie des deux formes de financement :

- l'estimation des coûts externes de la route sur l'ensemble du territoire suisse a été mise en commission par le SET entre 1991 et 1998. Cette démarche a notamment permis d'établir une batterie de coûts externes (bruit, pollution atmosphérique, accidents) reconnue par l'ensemble des services gouvernementaux. Une telle démarche peut être comparée à celle du groupe Boiteux en France. Cependant, le SET a engagé un programme d'études originales sur plusieurs années, tandis que le groupe Boiteux s'est appuyé sur des travaux déjà existants. L'avantage de l'approche suisse est que la recherche du consensus a débuté dès l'établissement du cahier des charges des études, puis tout au long de l'avancement des travaux. Le groupe Boiteux a, quant à lui, trouvé des compromis à partir d'études antérieures, pas nécessairement reconnues par tous les membres du groupe ;
- l'estimation des coûts externes des transports au niveau local (cantons, communes) et l'étude de mesures concrètes d'internalisation ont été abordées dans le cadre du PNR 25 et du PNR 41. Les programmes nationaux de recherche (PNR) suisses peuvent être comparées aux Predit français. Cependant, les PNR mettent plus l'accent sur les recommandations politiques et sur la communication. Ainsi, les travaux du PNR 41 ont été largement diffusés par le biais d'Internet[145], de conférences de presse, de colloques, etc. Les rapports sont facilement accessibles sous forme de résumés téléchargeables gratuitement sur Internet ou de rapports complets, vendus « au prix du papier ». La plupart des études contiennent des recommandations politiques concrètes, rassemblées dans deux documents de synthèse destinés aux décideurs et au grand public (Walter, 2001a/b) et présentées à la presse le 29 janvier 2001. Lors de sa conférence de presse, Felix Walter, directeur du PNR 41, a notamment recommandé que « le trafic [soit] financé selon le principe du pollueur payeur : à long terme, l'énorme déficit des transports privés et publics doit être financé par leurs usagers, et non plus par la communauté. Prix et subventions doivent inciter à adopter un

[143] Les offices fédéraux suisses sont comparables aux directions d'administration centrale françaises.

[144] ou, en allemand, Nationales Forschungsprogramm (NFP).

[145] Site du PNR 41 : http://www.nfp41.ch.

comportement plus efficient et plus respectueux de l'environnement. » (Walter, 2001b)

Finalement, la Suisse mène, comme la France, des recherches en économie des transports, soit dans le cadre de groupes technico-administratifs, soit dans le cadre de programmes de recherche nationaux. Cependant, la Suisse se distingue de la France par :

- l'intervention d'instituts privés dans le secteur de la recherche ;
- une implication plus forte des autorités publiques dans la définition de recherches dites « orientées » ;
- les recommandations politiques concrètes qui concluent habituellement ces travaux ;
- les efforts de diffusion et de communication des résultats.

Nous verrons plus loin que ce positionnement a permis à la recherche suisse de jouer un rôle important dans l'introduction de la RPLP.

Cependant, cette médaille a son revers : le lien étroit entre recherche et politique laisse peu de place à la contradiction. Ainsi, la plupart des travaux financés par les autorités suisses se prononcent en faveur de l'internalisation des coûts externes, alors que ce principe continue de rencontrer des oppositions (cf. § 4.4.2.).

4.2. Mieux connaître et évaluer les coûts externes : une demande politique forte et ancienne en Suisse

En Suisse, la demande politique concernant l'évaluation des coûts externes remonte au début des années 80. Depuis, l'intérêt ne s'est pas relâché et l'Administration a commandé de nombreuses études qui lui ont permis d'aboutir à une batterie officielle de coûts externes dès 1996 (§ 4.2.1.). Ce travail sera directement appliqué pour déterminer le tarif unitaire de la RPLP, taxe kilométrique sur le trafic des poids lourds acceptée par le peuple suisse en 1998 et introduite en 2001 (§ 4.2.2.).

4.2.1. De la Conception globale suisse des transports (CGST) à l'évaluation officielle des coûts externes de la route

Nous avons vu que dès 1977, la commission pour la Conception globale suisse des transports (CGST) recommandait de « mettre au compte des usagers des transports les coûts et avantages externes, qui autrement doivent être pris en charge par la collectivité ». C'est suite à cette recommandation que le Conseil fédéral demande, en 1981, à la commission Nydegger d'examiner le compte routier suisse. Dans son rapport de 1982 (Nydegger, 1982), la commission fait toute une série de propositions pour améliorer le compte routier en tant qu'instrument de décision : « Le but du compte routier est de déterminer le degré d'équilibre financier du transport routier motorisé en ce qui concerne les coûts d'infrastructure […]. Il est toutefois nécessaire de prendre en considération des objectifs supplémentaires relevant d'autres domaines politiques tels que les politiques financière, énergétique, environnementale, régionale, sociale et de sécurité, lors de la détermination des redevances sur le trafic routier. Afin d'en améliorer les possibilités d'utilisation en tant qu'aide à la décision politique, il est aussi particulièrement recommandé de compléter ce compte routier en y introduisant les coûts externes. » (SET, 1993) C'est sur la base de ce rapport Nydegger que le Conseil fédéral donne mandat, le 20 octobre 1982, au département fédéral des Transports, des Communications et de l'Énergie (DFTCE) pour engager des travaux sur les coûts et les avantages sociaux des

transports. C'est le Service d'étude des transports (SET) du DFTCE qui prend en charge ce mandat politique.

En 1988, le SET publie un cadre d'analyse des coûts et avantages des transports et en 1989, il engage un programme d'études conduisant au calcul effectif de ces coûts et avantages. Le SET s'appuie sur des consultants privés et enchaîne les publications à un rythme soutenu :

- en avril 1991, rapport D'ECOPLAN (1991) sur les coûts sociaux des accidents ;
- en avril 1992, rapport d'INFRACONSULT (1992) sur les coûts sociaux du bruit ;
- en décembre 1992, rapport d'INFRAS (1992) sur les atteintes aux bâtiments dues à la pollution de l'air ;
- en octobre 1993, rapport D'ECOPLAN (1993) sur les avantages externes des transports ;
- en 1995, actualisation pour l'année 1993 des études relatives aux accidents, au bruit et aux atteintes aux bâtiments (qui portent sur l'année 1988 dans leur version initiale) (ECOPLAN , 1995) ;
- en mai 1996, rapport D'ECOPLAN (1996) sur les coûts externes de la santé imputables aux transports ;
- en février 1998, rapport de synthèse D'ECOPLAN (1998a) sur l'ensemble des coûts externes des transports en Suisse, qui s'appuie sur tous les travaux menés depuis 1989.

Les résultats de ces recherches serviront notamment de référence pour déterminer le tarif moyen de la RPLP et pour fixer les coûts externes unitaires à adopter dans l'évaluation des projets de transport.

4.2.2. La synthèse des coûts externes de la route en Suisse : une base scientifique pour l'action politique

Dès la remise du rapport sur les coûts sanitaires des transports (mai 1996), le SET tire un premier bilan des études suisses sur les externalités des transports. Ce bilan est rendu public et placé sur le site Internet de l'Administration suisse (http://www.admin.ch).

Tableau 32 : Coûts des accidents et des atteintes à l'environnement imputables aux transports terrestres (1993, millions de CHF[146])

Moyen de transport	Bruit	Dégâts aux bâtiments	Accidents	Santé	Total
Route	875	544	747	1 289	3 455
dont personnes	*601*	*225*	*706*	*816*	*2 348*
dont marchandises	*274*	*319*	*41*	*473*	*1 107*
Rail	145		4		149
dont personnes	*119*		*1*		*120*
dont marchandises	*26*		*3*		*29*
Total	**1 020**	**544**	**751**	**1 289**	**3 604**

Source : SET (1996)

[146] La franc suisse (CHF) est la monnaie nationale de la Confédération helvétique. En 1993, 1 CHF = 3,8341 FF.

Le calcul des coûts relatifs à la pollution de l'air, qui concerne directement cette étude, repose sur les méthodes suivantes :

- le coût des dégâts aux bâtiments est estimé à partir des coûts de rénovation des façades et de nettoyage des fenêtres plus ou moins exposées à la pollution ;
- le coût des atteintes à la santé correspond à une valorisation monétaire des effets sanitaires à court et à long terme de la pollution atmosphérique. La méthode est détaillée dans la fiche de lecture « Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports » annexée à ce rapport[147].

Ces résultats ont donné lieu à deux applications politiques :

- un manuel de calcul des coûts externes à destination des planificateurs dans le domaine des transports, publié par le SET en janvier 1998 (ECOPLAN, 1998b) ;
- le calcul rigoureux du niveau de la Redevance sur le trafic poids lourds liée aux prestations (RPLP), que nous détaillons ci-dessous.

La RPLP est une taxe kilométrique frappant, depuis le 1er janvier 2001, les autocars privés et les véhicules utilitaires lourds d'un poids total autorisé en charge (PTAC) supérieur à 3,5 tonnes, suisses ou étrangers, qui circulent sur le territoire helvétique. Cette taxe doit permettre de couvrir les coûts du trafic poids lourds à la charge de la collectivité suisse (coûts externes et dépenses d'infrastructure nettes de la fiscalité routière).

Pour déterminer ces coûts, les autorités suisses se sont appuyées sur les études commandées par le SET. En pratique, les véhicules concernés par la RPLP ne correspondent pas strictement à la catégorie « transport de marchandises » des études du SET (tableau 33).

Tableau 33 : Catégories de véhicules soumis ou non à la RPLP

	Transport de personnes	Transport de marchandises
Catégories non soumises à la redevance	Voitures de tourisme Autobus réguliers (transport public) Motocycles Cyclomoteurs	Véhicules utilitaires légers (PTAC < 3,5 t) (camionnettes, voitures de livraison)
Catégories soumises à la redevance	Autocars privés	Véhicules utilitaires lourds (PTAC > 3,5 t) (camions porteurs, tracteurs à sellette, etc.)

Source : ECOPLAN (1996)

Le passage des coûts externes ressortant des études théoriques aux coûts externes imputables aux véhicules soumis à la RPLP repose sur la part de responsabilité de ces véhicules dans les différents types de nuisances. Ainsi, pour les dommages sanitaires de la pollution atmosphérique, ECOPLAN (1996) a pu montrer que les autocars privés occasionnent environ 2% des émissions de PM_{10} imputables aux transports de personnes et que les véhicules utilitaires lourds sont, eux, responsables de 84% des émissions de PM_{10} dues au trafic de marchandises. Connaissant la répartition des coûts sanitaires entre le trafic routier de personnes et de marchandises (cf. tableau 34), on en déduit la ventilation suivante.

[147] C'est cette méthode qui a été étendue à l'Autriche et à la France dans l'étude sur les coûts sanitaires due à la pollution de l'air par le trafic routier, dite « étude OMS » (Seethaler, 1999).

Tableau 34 : Coûts externes de santé occasionnés par le trafic routier, en fonction des catégories de véhicules soumis à la RPLP (1993, millions CHF)

	Transport de personnes	Transport de marchandises	Total transport routier
Catégories non soumises à la redevance	800	75	875
Catégories soumises à la redevance	**16**	**398**	**414**
Total	816	473	1 289

Source : ECOPLAN (1996)

Par un procédé analogue, le SET a pu isoler les autres coûts non couverts par le trafic des véhicules soumis à la RPLP.

Tableau 35 : Coûts non couverts du trafic des véhicules soumis à la RPLP

	Valeur 1993 (en millions CHF)
Dommages aux bâtiments	312
Dommages sanitaires	414
Bruit	257
Accidents	18
Coûts d'infrastructure non couverts par la fiscalité[148]	149
Total des coûts non couverts par la fiscalité	**1 150**

Source : SET (2000)

Ainsi, le SET estime qu'en 1993, les poids lourds et les autocars n'ont pas couvert 1 150 millions CHF. Par, ailleurs, ces véhicules ont représenté un trafic total de 47 milliards de tonnes×km[149]. Le tarif moyen de la RPLP ressort donc à 2,5 centimes/t×km (SET, 2000). C'est ce tarif qui sera appliqué à partir du 1er janvier 2005[150].

4.3. La Redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) : du refus à l'adoption populaire

Si la première proposition de taxe kilométrique sur le trafic poids lourds remonte à 1980, la RPLP n'a finalement été adoptée qu'en 1998, pour être appliquée en 2001. En 20 ans, le peuple suisse est passé du refus (§ 4.3.1.) à l'acceptation de la RPLP. Nous montrons comment les responsables politiques ont pu, en s'appuyant sur les travaux de la recherche « orientée » et la concertation, faire évoluer l'opinion publique (§ 4.3.2.).

---

[148] Ces coûts d'infrastructure non couverts par les véhicules soumis à la RPLP comprennent :

- l'écart entre les dépenses d'infrastructure routière et la fiscalité constaté dans le compte routier de 1993 (17 millions CHF) ;
- la taxe forfaitaire payée en 1993 par les véhicules qui sont soumis à la RPLP à partir de 2001, cette taxe forfaitaire étant supprimée au profit de la RPLP (132 millions CHF).

[149] Le poids pris en compte est le poids maximal admissible inscrit sur le permis de circulation (équivalent suisse du PTAC).

[150] Pour la période 2001-2004, la Suisse a fixé des quotas sur la circulation des poids lourds de plus de 34 tonnes. Suite à des négociations avec l'Union européenne, la Suisse accepte en contrepartie d'appliquer un tarif moyen de 1,68 centimes/tonne×km. À partir de 2005, la Suisse autorise sans limite la circulation des poids lourds de 34 à 40 tonnes et applique le tarif de 2,47 centimes/tonne×km (c.f. *infra*).

4.3.1. Les années 80 : la RPLP repoussée par le peuple suisse

Le principe même d'une redevance sur les poids lourds remonte à la mise au point de la Conception globale suisse des transports (CGST). En 1978, soit un an après que la commission sur la CGST a remis ses conclusions, le Parlement suisse charge le Conseil fédéral de créer une base légale pour une redevance sur le trafic des poids lourds. Le principal argument à l'appui de cette initiative est le montant élevé des coûts non couverts occasionnés par le trafic des poids lourds. En 1980, le Conseil fédéral présente une proposition de redevance liée aux prestations, différenciée en fonction du poids des véhicules et des distances parcourues. Cependant, après de longs débats, le parlement opte pour une redevance annuelle forfaitaire variant entre 500 et 3000 CHF [151]. Le 26 février 1984, le peuple suisse accepte la redevance forfaitaire par 59% de oui. La Confédération commence à percevoir la taxe à partir du 1er janvier 1985 (y compris sur le trafic de transit), malgré les protestations de certains pays européens.

La même année, des organisations écologiques élaborent une initiative populaire pour une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (initiative pour une juste imposition des poids lourds). Cette proposition est rejetée par 64% de non le 7 décembre 1986.

4.3.2. Les années 90 : l'adoption populaire de la RPLP, fruit de la volonté politique, de la recherche et de la concertation

Après le rejet de l'initiative populaire de 1986, la RPLP va faire son chemin pendant plus de 10 ans, sous une triple impulsion :

- la forte croissance du trafic routier de marchandises, au détriment du fret ferroviaire. Entre 1980 et 1998, le trafic de marchandises à travers les Alpes (France, Autriche et Suisse confondues) a progressé globalement de 88% (en millions de tonnes transportées), la part de marché de la route passant de 44% à 61%. Afin de limiter la progression du trafic routier sur son territoire, la Suisse a maintenu à 28 tonnes le poids total autorisé des véhicules. Malgré cette mesure, la part de marché de la route sur la traversée de Alpes par la Suisse est passée de 8% à 29% entre 1980 et 1998 (SET, 2000) ;
- les pressions de l'Union européenne sur la Confédération helvétique pour régler la question du transit à travers la Suisse. En particulier, l'Europe demande à la Suisse d'autoriser le transit des poids lourds jusqu'à 40 tonnes de poids total. L'instrument économique (la RPLP) devient alors le meilleur moyen de réguler le trafic routier, en remplacement de l'instrument réglementaire (la limitation à 28 tonnes) ;
- la recherche sur les coûts externes des transports. Ces travaux, largement diffusés, ont fait prendre conscience à tous (décideurs, professionnels, citoyens) de l'importance des coûts externes générés par le trafic routier. Ils ont également fourni une base théorique solide à la RPLP, mise en avant par l'Administration aussi bien auprès des citoyens suisses que de l'Union Européenne.

Le 20 février 1994, le peuple suisse accepte la base constitutionnelle d'une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (67% de oui). Il approuve également l'initiative sur la protection des Alpes (52% de oui) : la constitution fédérale prévoit explicitement que le

[151] En 1985, année d'entrée en vigueur de la redevance forfaitaire, 1 CHF = 3,6617 FF

trafic marchandises traversant les Alpes doit être reporté sur le rail et que la construction de nouvelles routes à travers les Alpes sera limitée. Le 27 septembre 1998, le peuple suisse accepte la loi fédérale instaurant la RPLP (57% de oui). Cette dernière votation a donné lieu à un vif débat et a mis en évidence de forts clivages en Suisse : si le oui a recueilli 64% dans les communes urbaines (et 78% dans les grandes communes que sont Zurich, Bâle, Berne, Genève et Lausanne), il n'a atteint que 45% dans les communes rurales (et 37% dans les communes agricoles). L'Office de la statistique suisse (OFS) note que cet écart de 19 points entre communes urbaines et communes rurales n'a été dépassé que quatre fois depuis 1981, sur un total de 140 votations populaires. Il établit également un lien entre la proportion de oui et le moyen de transport utilisé pour se rendre au travail. Ainsi, la proportion de oui est de 44% dans les communes où moins de 10% de la population utilise les transports publics, contre 75% de oui dans les communes où plus de 40% de la population se rendent au travail en transports publics[152].

La loi fédérale instaurant la RPLP [153] prévoit notamment que :

- la redevance a pour but d'« améliorer les conditions-cadre du chemin de fer sur le marché des transports et d'acheminer davantage de marchandises par le rail » (art. 1) ;
- la redevance est perçue sur les véhicules lourds immatriculés en Suisse ou à l'étranger (art. 3), en fonction du poids total autorisé, du kilométrage et des émissions produites par le véhicule (art. 6) ;
- « le produit de la redevance ne doit pas excéder les coûts d'infrastructure non couverts et les coûts supportés par la collectivité ». Ces derniers correspondent au « solde des coûts et avantages externes de prestation de service public du trafic des poids lourds ». Les coûts et avantages externes des poids lourds seront « tenus à jour régulièrement […], en fonction de l'état des connaissances scientifiques » (art. 7) ;
- le taux moyen de la redevance « doit être d'au moins 0,6 centimes et ne doit pas dépasser 2,5 centimes par kilomètre parcouru et par tonne de poids total autorisé ; s'il est procédé à une augmentation généralisée du poids total autorisé pour fixer celui-ci à 40 t, le maximum est de 3 centimes ». Ce taux peut être « relevé pour les véhicules produisant des émissions supérieures à la moyenne et réduit pour les véhicules produisant des émissions inférieures à la moyenne » (art. 8) ;
- un tiers du produit de la redevance est destiné aux cantons, pour couvrir prioritairement « leurs dépenses dans le domaine des coûts non couverts du trafic routier » ; les deux tiers restant restent acquis à la Confédération et sont destinés « en premier lieu au financement des grands projets ferroviaires […] ainsi qu'à la couverture des coûts non couverts du trafic routier qu'elle supporte » (art. 19).

Ainsi, la RPLP apparaît à la fois comme un instrument de limitation du trafic poids lourds et de ses nuisances environnementales (principe du pollueur-payeur) et comme un moyen de développement du transport ferroviaire.

Le 21 juin 1999, la Suisse et l'Union européenne signent l'accord bilatéral sur les transports terrestres, qui règle notamment la question du transit de marchandises à travers la Suisse :

---

[152] Source : OFS (22/10/1998) *Résultats communaux de la votation populaire du 27 septembre 1998, communiqué de presse n°93/1998* (http://www.statistik.admin.ch/news/pm/fp98093.htm).

[153] Loi fédérale concernant une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations du 19 décembre 1997 [http://www.admin.ch/ch/f/rs/6/641.81.fr.pdf].

après quatre ans de négociations, l'Union européenne reconnaît l'objectif de transfert du trafic de marchandises de la route vers le rail inscrit dans la constitution fédérale et accepte la mise en place de la RPLP. En retour, la Suisse autorise la circulation des poids lourds jusqu'à 40 tonnes. Cet accord va s'appliquer en quatre temps :

- le 1er janvier 2001, la RPLP est introduite au taux moyen de 1,68 centimes/t×km[154] et le poids total autorisé des véhicules porté à 34 tonnes. En outre, la Suisse autorise la circulation d'un contingent de 300 000 véhicules de 40 tonnes ;
- le 1er janvier 2003, le contingent de 40 tonnes sera porté à 400 000 véhicules ;
- le 1er janvier 2005, le taux moyen de la RPLP passera à 2,47 centimes/t×km et le poids total autorisé des véhicules sera porté à 40 tonnes ;
- après l'ouverture du tunnel ferroviaire du Loetchberg (au plus tard en 2008)[155], le taux moyen de la RPLP sera porté à 2,75 centimes/t×km (SET, 2000).

Enfin, entre le 10 mai 1999 et le 15 juillet 1999, le Département fédéral des finances et le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication organisent une consultation relative à deux ordonnances d'application de la RPLP[156]. Les deux départements recueillent 163 avis provenant de tribunaux, de cantons, de partis, d'associations, de groupes d'intérêt ou de particuliers. Seuls 20 avis expriment un désaccord de principe sur ces ordonnances : il s'agit notamment d'avis émanant de transporteurs routiers ou de leurs représentants (département fédéral des Finances et alii, 1999). Le 6 mars 2000, le Conseil fédéral promulgue les ordonnances d'application de la RPLP et le 1er janvier 2001, la RPLP entre en vigueur.

Il se sera donc écoulé plus de 20 ans entre la première proposition d'une RPLP par le Conseil fédéral en 1980, et l'entrée en vigueur de la RPLP en 2001. C'est tout un ensemble de facteurs qui a conduit le peuple suisse du refus à l'adoption de la RPLP : la croissance du trafic routier dans un environnement sensible (les Alpes), la volonté politique de promouvoir le fret ferroviaire, le processus continu de concertation entre les autorités, les groupes d'intérêts et la population, les pressions européennes pour régler le problème du transit de marchandises par la Suisse, la multiplication des recherches appliquées sur les coûts externes des transports et la large diffusion des résultats de ces recherches.

4.4. L'adoption de la RPLP ne clôt pas le débat sur la « vérité des coûts » des transports en Suisse

Au delà de l'adoption de la RPLP, le débat sur la « vérité des coûts externes » des transports se poursuit en Suisse. Si certains économistes, responsables politiques ou groupes d'intérêt souhaitent que la RPLP soit étendue à l'ensemble du trafic routier (§ 4.4.1.), d'autres remettent en cause la politique des transports menée par la Confédération (§ 4.4.2.). Dans ce débat, l'évaluation des coûts et des avantages externes des transports occupe une place essentielle.

---

[154] Au 1er janvier 2001, 1 CHF = 0,6570 €.

[155] Depuis 1992, la Suisse s'est engagée à construire de nouvelles lignes ferroviaires à travers les Alpes (NLFA) et à promouvoir le trafic combiné. Le premier tunnel des NLFA (Loetchberg) devrait ouvrir en 2006/2007, tandis que la second tunnel (St-Gothard) ouvrirait en 2012/2013.

[156] Ordonnance concernant une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations et Ordonnance sur le montage d'appareils pour l'exécution de la loi relative à une redevance sur les trafic des poids lourds.

4.4.1. Les partisans d'une extension de la RPLP à l'ensemble du trafic routier suisse

Les différents programmes de recherche qui se sont succédés en Suisse depuis 20 ans insistent sur la « vérité des coûts » dans le secteur des transports : les usagers sont supposés couvrir tous les coûts que génèrent leurs déplacements, y compris les coûts d'infrastructure et les coûts externes (accidents, bruit, pollution atmosphérique, effet de serre, congestion, atteintes aux paysages, etc.).

Le programme national de recherche PNR 41 (1996-2000) ne fait pas exception à la règle. L'étude « Des prix justes et efficients » (Maibach et alii, 1999), réalisée par INFRAS dans le cadre du PNR 41, met en évidence « un découvert de 10 milliards de francs [suisses] dans le domaine des transports ». Pour combler ce déficit, INFRAS propose plusieurs mesures fiscales, dont l'extension de la RPLP au trafic routier individuel. Le travail D'INFRAS se distingue des travaux classiques de la recherche française par son caractère opérationnel : le niveau de la redevance est calculé à partir des connaissances scientifiques les plus récentes sur les coûts externes, un calendrier d'application des mesures fiscales est proposé. Ces conclusions ont été largement reprises par les responsables du PNR 41 et ont donné lieu le 13 décembre 1999 à une conférence de presse, dont nous extrayons le passage suivant :

« Les spécialistes engagés dans le PNR 41 ont présenté pour la première fois en Suisse des projets et des calculs concrets relatifs à la vérité des coûts et au principe de pollueur-payeur. Le besoin d'action étant plus important dans le domaine du trafic routier individuel, les auteurs proposent de réformer les taxes routières. À long terme (à partir de 2005 environ), ils envisagent l'introduction d'une taxe kilométrique qui fonctionnerait selon le même principe que la RPLP pour le trafic de marchandises. Une redevance d'environ 5 centimes par kilomètre permettrait de couvrir les coûts externes, avec un supplément dans les agglomérations. En compensation, on pourrait transformer la taxe sur le carburant en taxe CO_2 et la réduire. Une autre taxe serait introduite auprès des assureurs en responsabilité civile pour les inciter à mieux prendre en charge les coûts externes des accidents ; la prime augmenterait de 200 à 300 francs par assuré en fonction des risques encourus […]. L'application du principe de pollueur-payeur permettrait de réduire les charges environnementale de 5 à 10% pour le CO_2 et de 15% pour les autres polluants […]. Selon le directeur du programme national [PNR 41], Félix Walter, les travaux scientifiques réalisés représentent une première étape dans une réforme de longue haleine touchant à la formation des prix et au mode de financement du transport. Une mise en pratique de ces réformes obligeant à modifier la constitution, il faudra au préalable en convaincre le peuple » (Walter, 1999a).

Ainsi, moins d'un an après l'adoption de la RPLP (27 septembre 1998) et avant même sa mise en application (1er janvier 2001), les responsables des programmes de recherche gouvernementaux promeuvent déjà une extension de la RPLP à l'ensemble du trafic routier. La démarche des autorités suisses s'apparente donc à un processus progressif et continu d'internalisation des coûts externes du transport. Il ne s'agit d'ailleurs pas tant de taxer plus que de taxer mieux : le système envisagé par INFRAS comprend l'introduction d'une taxe kilométrique modulée en agglomération (où les coûts externes sont plus importants), qui serait compensée par une diminution des taxes sur les carburants, lesquelles seraient directement reliées aux émissions de CO_2.

4.4.2. Les opposants à la politique de transport de la Confédération helvétique

Si certains économistes, responsables politiques ou groupes d'intérêt suisses ont pris parti

pour la « vérité des coûts » des transports et le développement du fer, d'autres s'opposent à la politique actuellement suivie par la Confédération. Ainsi, la Fédération routière suisse (FRS)[157] s'appuie sur une étude récente de l'Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et des Paysages (OFPEP, 2001) pour mettre en évidence la contribution des chemins de fer à la production de PM_{10}. Selon cette étude, le trafic ferroviaire a produit, en 2000, 2 816 tonnes de PM_{10}, soit 31% des émissions générées par les transports en Suisse. Ces particules proviennent notamment de l'usure des rails. Les conclusions de la FRS sont une « attaque en règle » de la politique suisse des transports : « La situation est réellement paradoxale : voilà donc le trafic ferroviaire (électrique) suisse qui, selon divers rapports et études publiées par l'administration fédérale, ne produit durant de nombreuses années que de faibles émissions de PM_{10}, voire pas de PM_{10} du tout, si bien qu'on ne peut lui imputer aucun coût externe de santé du fait de la nocivité prétendue de ces émissions. Et voici qu'un beau jour il s'avère, oh surprise, que ce trafic ferroviaire propre est en réalité une des principales sources de PM_{10} […]. Cette multiplication miraculeuse des émissions de PM_{10} dues au trafic ferroviaire affecte une fois de plus gravement la confiance du public et met sérieusement en question la qualité des travaux de recherche des offices concernés, travaux dont les résultats servent pourtant à étayer des mesures politiques. Cette situation n'empêche pas [L'OFPEP] d'affirmer que la réduction des émissions de PM_{10} doit passer en priorité par de nouvelles restrictions du trafic routier privé […]. Il serait plus juste de définir des mesures concrètes permettant d'abaisser les émissions de PM_{10} du rail dont on pronostique qu'elles vont encore augmenter à l'avenir. Enfin, le reproche selon lequel seule la route ne couvre pas ses coûts externes de santé est plus injustifié que jamais » (FRS, 2001b).

La FRS s'est également vigoureusement opposée à un projet d'article constitutionnel sur la « vérité des coûts » dans les transports et appelle les autorités à « revoir leurs positions en politique des transports, à assurer leurs responsabilités et à revenir à une politique des transports pragmatique et ouverte sur l'avenir. » (FRS, 2001b) Dans la continuité de l'action engagée par la FRS, le Touring Club Suisse a déposé une initiative populaire fédérale « pour des autoroutes plus sûres et performantes ». Le projet de modification de la Constitution prévoit que la Confédération s'emploiera à ce que « la capacité des infrastructures de transport soit appropriée » et « encouragera le développement et l'entretien des infrastructures de la circulation routière et du transport ferroviaire ». Dans un délais de 10 ans, « les travaux de construction visant à résoudre les problèmes de capacité devront être entrepris sur les tronçons de route nationale entre Genève et Lausanne, entre Berne et Zurich et entre Erstfeld et Airolo ». Le 22 janvier 2001, la Chancellerie fédérale a constaté l'« aboutissement » de cette initiative, c'est à dire que les 100 000 signatures imposée par la constitution ont été recueillies. L'initiative est actuellement « en suspens » devant le Conseil fédéral, qui doit organiser la consultation en 2002[158].

Finalement, le débat sur la politique des transports suisse, définie dans ses grandes lignes depuis 1977 (rapport de la commission pour la conception globale suisse des transports), est loin d'être clos. Si certains souhaitent un report modal vers le fer et une extension de la RPLP à l'ensemble des véhicules, d'autres remettent en cause la politique dans laquelle la Suisse est aujourd'hui engagée. Il est cependant remarquable que, dans les deux cas, les arguments

[157] La Fédération routière suisse compte 41 membres, notamment des associations d'usagers de la route, des organisations de l'économie automobile et routière ainsi que des ligues cantonales du trafic routier. Des organisations de moniteurs d'auto-école, d'assurances et de tourisme sont également membres de la FRS (http://www.strassenverkehrsverband.ch).

[158] Source : Site Internet de l'Administration suisse, http://www.admin.ch/ch/f/pore/vi/vi300.html.

ayant trait aux coûts et avantages externes des transports occupent une place essentielle.

4.5. Conclusions sur la Suisse : une interaction forte entre la sphère politique et la recherche en économie des transports

L'un des principaux objectifs de la politique suisse de transport est de protéger les Alpes, véritable capital naturel du pays, contre la croissance du trafic routier. Pour atteindre cet objectif, la Suisse a choisi de favoriser le transport ferroviaire. Cette politique s'est notamment traduite dans les années 70 et 80 par d'importantes subventions publiques au système ferroviaire[159] et par une limitation du poids total autorisé des véhicules lourds à 28 tonnes.

Dès la mise en place de la redevance forfaitaire sur les poids lourds (suisses et étrangers) en 1985, l'Union européenne s'est engagée dans des négociations avec la Suisse pour régler la question de la traversée des Alpes. L'Europe a notamment demandé à la Confédération de relever la limite des poids lourds de 28 à 40 tonnes, en arguant que la limitation à 28 tonnes décidée unilatéralement par la Suisse entraînait un report important du trafic routier transalpin vers l'Autriche et la France. Face à ces pressions, les autorités suisses se sont orientées vers une régulation économique du trafic poids lourds, en remplacement de la régulation réglementaire.

Après avoir rejeté en 1986 une Redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) (64% de non), le peuple suisse a finalement accepté la mise en place de la RPLP en 1998 (57% de oui). Les pressions de l'Union européenne sur la Suisse au sujet de la réglementation du trafic routier et la volonté politique continue de promouvoir le transport ferroviaire, jugé plus respectueux de l'environnement, ont joué un rôle essentiel dans le retournement de l'opinion suisse vis-à-vis de la RPLP. Dans le même temps, la recherche sur la monétarisation des coûts externes, définie et financée par les autorités publiques, a réalisé d'importants progrès dans les années 90. Le chiffrage précis des coûts externes imputables au trafic routier est venu quantifier les atteintes à l'environnement ressenties par les citoyens suisses ; il a alors constitué un argument technique et politique très efficace en faveur de la RPLP.

Sur plan technique, la RPLP apparaît comme une application directe de la recherche en économie des transports. Cette redevance vise à internaliser les coûts externes du trafic poids lourds vers la sphère marchande : le tarif moyen de la RPLP correspond exactement à la somme des coûts externes et des coûts d'infrastructure non couverts par la fiscalité, rapportée au trafic des poids lourds en tonnes-km. Les deux tiers du produit de la RPLP sont destinés au financement des grands projets ferroviaires, en parfaite cohérence avec la volonté politique de développer le fer : ainsi les poids lourds paient aujourd'hui pour leur transfert futur sur le rail.

Même si le peuple suisse a apporté son soutien à la RPLP (à 57%) et à l'objectif du report du

[159] En 1988, le transport ferroviaire suisse ne couvrait que 56,3% de ses coûts. Ce taux de couverture atteignait 52,7% pour le trafic voyageurs et 61,0% pour l'activité marchandises (source : SET, 1993). En Suisse (comme en France, d'ailleurs), l'aide publique au système ferroviaire a débuté dès le XIX^{ème} siècle ; en effet, le 19 janvier 1879, le peuple acceptait par votation (71% de oui) une « loi fédérale accordant des subventions aux chemins de fer des Alpes » (source : site Internet des autorités suisses, http://www.admin.ch/ch/f/pore/va/18790119/index.html).

trafic marchandises de la route vers le rail (à 52%), la politique des transports suisse ne fait pas l'unanimité au sein de la Confédération. Les défenseurs de la route font remarquer que le transport ferroviaire reste largement subventionné, que les externalités de ce mode de transport ne peuvent pas être négligées et que la « vérité des coûts » ne doit pas s'appliquer qu'au trafic routier. À l'opposé, une partie de la communauté scientifique estime que le report modal de la route vers le rail permettra justement au trafic ferroviaire de mieux couvrir ses coûts et que le système mis en place pour les marchandises doit être étendu aux voyageurs. En particulier, une redevance devrait frapper le trafic routier de voyageurs, fortement générateur d'externalités négatives. La mise en place de la RPLP est donc loin d'achever le débat sur la politique des transports en Suisse. Dans ce débat, les arguments ayant trait aux avantages et aux coûts externes des différents modes de transport occupent une place importante. Il ne serait donc pas surprenant que, dans l'avenir, la recherche suisse contribue largement à l'évolution des connaissances sur les externalités, comme ce fut le cas dans les années 80 et 90.

5. Conclusion

En moins de 20 ans, la recherche sur l'évaluation économique des externalités a fortement progressé. Aujourd'hui (en 2002) rares sont les pays européens qui ne disposent pas d'une estimation des principaux effets externes des transports que sont les accidents, le bruit, la pollution atmosphérique locale et l'effet de serre. Sur d'autres effets, tel que les coupures, les atteintes aux paysages, la pollution de l'eau et des sols, etc. des progrès restent à accomplir, mais les résultats actuels constituent déjà une aide à la décision précieuse (utilisée à des degrés divers selon les pays) pour le choix des projets de transport et pour la mise en place d'une fiscalité environnementale.

L'étude approfondie de trois pays, la France, la Suède et la Suisse, montre que les résultats de la recherche sur la monétarisation des externalités donnent lieu à des applications contrastées :

- **en France**, les quatre principaux coûts externes sont intégrés dans les méthodes officielles d'évaluation socio-économique des projets de transport. Le passage des connaissances théoriques, qui font encore ressortir de fortes marges d'incertitude, à des valeurs tutélaires uniques est assuré par des groupes de travail technico-administratifs mandatés par le gouvernement. Il en résulte que les méthodes d'évaluation ne sont partagées que par un nombre restreint d'experts (universitaires, hauts fonctionnaires, bureaux d'études) et que les élus (en particulier au niveau local) considèrent plus l'évaluation socio-économique comme une obligation légale que comme un véritable élément de débat et d'aide à la décision ;
- **en Suède** comme en France, les quatre principaux coûts externes sont intégrés à l'évaluation socio-économique des projets de transport, sur la base de recommandations de groupes technico-administratifs. Il est cependant remarquable qu'en suivant une démarche scientifique très proche du groupe Boiteux (en France), le groupe ASEK (en Suède) aboutisse à des valeurs sensiblement plus élevées pour la pollution atmosphérique et pour l'effet de serre. Cet exemple montre bien que les valeurs tutélaires adoptées par l'Administration ne découlent pas uniquement des résultats de la recherche (même si elles s'en inspirent) : le choix de ces valeurs dépend aussi de l'importance que la Collectivité (plus précisément ceux qui la représentent) accorde à l'environnement dans les politiques publiques ;

- à la différence de la France, **la Suède** s'appuie assez largement sur l'évaluation des coûts externes pour définir sa fiscalité environnementale. Cette question est prise en main par la sphère politique qui s'appuie sur des experts suédois ou étrangers, mais ne s'en remet pas à eux pour décider. Dès 1979, le parlement suédois s'engageait vers une politique de tarification des infrastructures au coût marginal social et dès 1988, le Road Traffic Act comportait une évaluation des coûts marginaux sociaux (incluant les accidents, les effets sanitaires et la congestion) imputables aux différents types de véhicules. Même si en 2002, la tarification routière en Suède s'écarte encore nettement de ce modèle théorique, les réformes vertes de 1991 et 2001 ont mis en place tous les outils nécessaires pour tendre vers une tarification au coût marginal social : taxes sur le CO2, sur le soufre et sur les oxydes d'azote, différentiation des taxes sur les carburants en fonction de leur classe environnementale, etc. En fonction de ses marges de manœuvre (réactions de la population, des groupes d'intérêts, alliances politiques), le gouvernement augmente progressivement la fiscalité environnementale ;
- c'est **en Suisse** que le lien entre la recherche sur la monétarisation des externalités et l'action politique est le plus évident. Dès 1977, la commission pour la conception globale suisse des transports recommandait au Conseil fédéral (pouvoir exécutif) de « mettre au compte des usagers des transports les coûts et avantages externes qui, autrement, doivent être pris en charge par la collectivité. » Dans les année 80 et 90, les services fédéraux financent de nombreuses études sur l'évaluation économique des externalités des transports, qui sont largement diffusées auprès des décideurs, des groupes de pression et de la population. En 1998, le peuple suisse accepte par référendum (avec 57% de oui) l'instauration d'une Redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP), qui entre en vigueur le 1er janvier 2001. Le tarif unitaire de la RPLP correspond exactement aux coûts sociaux non couverts par la fiscalité, rapportés au trafic poids lourds. L'importance accordée par les Suisses à l'environnement, les problèmes posés par le trafic routier transalpin, la volonté politique de développer le transport ferroviaire, la culture du consensus, le soutien des autorités publiques à la recherche appliquée en économie des transports et la large diffusion des résultats de cette recherche expliquent l'acceptation d'une mesure qui, au milieu des années 80, était encore très impopulaire en Suisse.

6. Bibliographie du chapitre 3

Les références de cette bibliographie sont ventilées entre les quatre parties du chapitre 3. Afin de faciliter le renvoi à la bibliographie dans le cours du rapport, une source citée dans plusieurs parties apparaît plusieurs fois dans la liste qui suit. C'est le cas, par exemple, du rapport Boiteux de 2001 (CGP, 2001), cité dans les parties une et deux.

Première partie (Europe)

BONNAFOUS Alain, RAUX Charles et FRICKER Elisabeth, 2001 *L'effet de serre et les transports. Les potentialités des permis d'émission négociables. Rapport au conseil national*

des Transports. Paris, conseil national des Transports [http://www.cnt.fr/rapports/Effet_de_serre_et_transports.fr]

BONNAFOUS Alain, 1992 *Transports et environnement. Comment valoriser et maîtriser les effets externes ?* In *Economie et statistique*, n°258-259, octobre-novembre 1992, pp 121-128

BROSSIER Christian et LEUXE André, décembre 1999 *Imputation des charges d'infrastructures routière pour l'année 1997*. Paris, conseil général des Ponts et Chaussées

Commissariat général du Plan, 2001 *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances. Rapport du groupe présidé par Marcel Boiteux*. Paris, La documentation Française.
[http://www.plan.gouv.fr/organisation/seeat/Boiteux/Rapport.pdf]

Commission des communautés européennes, septembre 2001, *Livre blanc. La politique européenne des transports à l'horizon 2010*. Bruxelles, Commission des communautés européennes. [http://europa.eu.int/comm/energy_transport/library/lb_texte_complet_fr.pdf]

CEMT, 2000, *Efficient transport taxes and charges*. Paris, OCDE.

DU CREST Thierry, novembre 2001, *Tarification des déplacements automobiles. La question de l'acceptabilité*. Lyon, Certu.

(résumé analytique disponible sur http://www.certu.fr/transport/s_pages/tarification/Résumé%20analytique.pdf)

GRANT-MULLER S.M. et alii, 2001 *Economic appraisal of European transport projects : the state-of-the-art revisited*. In *Transport Reviews*, 2001, vol. 21, n°2, pp 237-261.

Marcial Echenique and Partners Ltd, 2001, *EUNET. Socio-Economic and Spatial Impacts of Transport. The EUNET/SASI Final Report.* Bruxelles, European Commission. [http://europa.eu.int/comm./transport/extra/final_reports/strategic/eunet.pdf]

MEYERE Alain, 2001 *Évaluation des projets d'infrastructure de transports collectifs : l'évolution des pratiques à l'étranger*. In *Transports*, n°406, mars-avril 2001, pp 93-101.

OCDE, 2001, *Les taxes liées à l'environnement dans les pays de l'*OCDE *: problèmes et stratégies. Synthèse.* Paris, OCDE. [http://www.oecd.org/pdf/M00019000/M00019467.pdf]

OCDE, 1997**,** *Environmental taxes and green tax reform.* Paris, OCDE.

[http://www.oecd.org/sge/council/ministerial/papers/eng_cmin12.pdf]

OCDE. *Base de donnée sur la fiscalité environnementale.* [http://www.oecd.org/env/tax-database]

VICKERMAN R., 2000, *Evaluation methodologies for transport projects in the United Kingdom*. In *Transport Policy* , Vol. 7, n°1, janvier 2000.

Deuxième partie (France)

ABRAHAM C. et THÉDIÉ J., 1960, *Le prix d'une vie humaine dans les décisions économiques*. In *Revue française de recherche opérationnelle*, n°16, 3ème trim. 1960. Cité dans JEANJEAN Patrick (1983) *Le calcul économique*. Que sais-je, n°1625. Paris, Presses

universitaires de France.

ABRAHAM C. et THÉDIÉ J., 1962, *Rentabilité des travaux routiers. Rapport définitif du cycle d'étude 1961-1962*. Paris, ministère de l'Équipement/ direction des Routes. Cité dans BLOY Eddy et alii (novembre 1976) *Évaluer la politique des transports*. Paris, Lyon : Economica, Presses universitaires de Lyon.

Académie des sciences, 1999, *Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique. Rapport coordonné par Bernard TISSOT*. Paris, Éditions Technique et documentation.

AUZANNET Pascal, 1988, *Le compte transport de voyageurs en tant qu'outil de comptabilité régionale. Une application au cas de l'Ile-de-France*. Thèse pour l'obtention du titre de Docteur en sciences de gestion (directeur : Claude QUIN). Paris, Université de Paris IX Dauphine.

AUZANNET Pascal, URVOY Jacques, 1985, *Compte transport de la région d'Ile-de-France*. Paris, Groupe d'études et de recherche pour l'élaboration de nouveaux critères d'efficacité (Gerence).

BLANCHARD Odile, CRIQUI Patrick, 1999, *Le concept de la valeur du carbone, évaluation et application dans les politiques de lutte contre le changement climatique. Rapport au Commissariat général du Plan*. Paris, Commissariat général du Plan.

BOITEUX Marcel, 2001, « La vie humaine a un prix plus élevé aujourd'hui », *Le Monde*, 11 septembre 2001.

BOITEUX Marcel, 1999, *Groupe sur l'actualisation du rapport « Transport : pour un meilleur choix des investissements ». Note aux membres du comité*. Non publié.

Centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques – Certu, à paraître en 2002, *Recommandations pour l'évaluation socio-économique des projets de transports en commun en site propre*. Lyon, Certu.

Centre d'Études techniques de l'Équipement (Cete) Méditerranée, 1984 *Comptes publics des transports urbains. Coûts économiques et sociaux. Bilan de deux études conjointes à Marseille*. Paris, Cetur.

Cetur et Sofretu, 1994, *Analyse des coûts de déplacement : élaboration d'une méthodologie dans le cadre d'un compte transport de voyageurs. Année 1990*. Paris, Cetur/Sofretu.

CHANEL Olivier, VERGNAUD Jean-Christophe, 2001, *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique : un « état de l'art » pluridisciplinaire. Rapport pour le Predit*. Marseille et Paris, Grecam et Eurequa.

COLLIN Jean-François, ROL-TANGUY Francis, 1999, *Lettre de mission au Commissaire général du Plan*. In Commissariat Général du Plan (2001) *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances*. Paris, La documentation Française.

Commissariat général du Plan, groupe présidé par Marcel Boiteux, 1994, *Transports : pour un meilleur choix des investissements*. Paris, La Documentation Française.

Commissariat général du Plan, groupe présidé par Marcel Boiteux, 2001, *Transports : choix des investissements et coûts des nuisances.*. Paris, La Documentation Française.

[http://www.plan.gouv.fr/organisation/seeat/Boiteux/Rapport.pdf]

Conseil général des Ponts et Chaussées, 2001, *Avis sur les suites à donner par le ministère de l'Équipement, du Logement et des Transports aux conclusions du groupe de travail du Commissariat général du Plan présidé par M. Marcel Boiteux relatif à l'évaluation économique des projets d'infrastructure de transports. Délibération de la commission spéciale réunie le 24 octobre 2001*. Paris, conseil général des Ponts et Chaussées.

Conseil général des Ponts et Chaussées, 1996, *Recommandations pour l'élaboration d'un compte national du transport de voyageurs et de ses prolongements*. Paris, conseil général des Ponts et Chaussées.

DAB William et alii, 2001 *a*, « Pollution atmosphérique et santé : corrélation ou causalité ? Le cas de la relation entre l'exposition aux particules et la mortalité cardio-pulmonaire. », *Pollution atmosphérique*, 170:219-35.

DAB William et alii (février 2001 *b*) "Air Pollution and Health : Correlation or Causality ? The Case of the Relationship between Exposure to Particles and Cardiopulmonary Mortality", *Journal of the Air and Waste management Association*, 51:203-19.

DE FOUCAULD Jean-Baptiste, 1992, *Lettre de mission à Marcel Boiteux relative à la présidence du groupe « Méthodes d'évaluation des projets d'infrastructure de transport »*. In Commissariat général du Plan, 1994, *Transports : pour un meilleur choix des investissements*. Paris, La documentation Française.

DOCKERY D., POPE A. et alii, 1993, "An Association Between Air Pollution and Mortality in Six US Cities*", N. Engl. J. Med*., 329:1753-59.

DUCHÈNE Chantal, 2000, *Exposé introductif au Séminaire du groupe de travail de la* CEMT *sur les infrastructures de transport et le développement durable*. Paris, 29-30 juin 2000. [http://www1.oecd.org/cem/UrbTrav/Workshops/UrbSprawl/Duchenefr.pdf]

JEANJEAN Patrick, 1983, *Le calcul économique*. Que sais-je, n°1625. Paris, Presses universitaires de France.

KEMPF Hervé, 2001, *La douloureuse addition des accidents*. In *Le Monde*, 20 septembre 2001.

MERCADAL Georges, 2001, *Décision constituant une commission spéciale du* CGPC *sur les suites à donner au rapport « Transports : pour un meilleur choix des investissements », élaboré sous la présidence de M. Marcel Boiteux*. Annexé à : Conseil général des Ponts et Chaussées (octobre 2001) *Rapport n°2001-0122-01*. Paris, CGPC.

Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, 2001, *Circulaire n°2001-51 du 10 juillet 2001 relative aux aides de l'État aux plans de déplacements urbains et aux transports collectifs*. Paris, METL.

METL, 2000, *Le compte satellite du transport urbaine et de la route*. Paris, METL. (principaux résultats sur http://www.equipement.gouv.fr/statistiques/analyses/etudes/transpor/CCTN/Annexedossier2.pdf)

METL, 1999, *Instruction relative aux méthodes simplifiées d'évaluation socio-économique des projets d'infrastructure dans le secteur des voies navigables*. Paris, ministère de

l'Équipement, des Transports et du Logement.

METL, 1998, *Instruction relative aux méthodes d'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne jointe à la circulaire n°98-99 du 20 octobre 1998*. Paris, Bulletin officiel du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.

METL, 1994, *Circulaire n°94-91 du 21 décembre 1994 relative aux aides de l'État aux transports collectifs de province*. Paris, METL.

Ministère de l'Équipement et du Logement, 1969, *Sur les coûts et la tarification des transports urbains. Rapport du groupe des transports urbains de la Commission d'étude des coûts d'infrastructure de transport (sous la présidence de M. HAUTREUX)*. Paris, ministère de l'Équipement et du Logement.

Ministère de l'Urbanisme, de l'Équipement et des Transports, 1986, *Instruction relative aux méthodes d'évaluation des investissements routiers en rase campagne*. Paris, ministère de l'Urbanisme, de l'Équipement et des Transports.

POPE A. et alii, 1995, "Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults", *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 151 :669-74.

QUIN Claude, DUPREZ Fabien, BOURGIS Nadège, 2001, *Compte national du transport de voyageurs (1998). Rapport au ministre de l'Équipement, des Transports et du Logement*. Lyon/Paris, Certu/Systra. [http://www.certu.fr/transport/cntv.htm]

QUINET Émile, 1989, *Le coût social des transports terrestres*. Paris, OCDE.

QUINET Émile, 1994, « Les coûts sociaux des transports : évaluation et liens avec les politiques d'internalisation des effets externes ». In OCDE/CEMT , *Internaliser les coûts sociaux des transports*. Paris, OCDE/CEMT.
(téléchargeable en anglais sur http://www1.oecd.org/cem/topics/env/internal94/internal2e.pdf)

QUINET Émile, 1982, *Économie des transports*. Paris, Economica.

RATP, 2001, *Compte transport de voyageurs et coût des déplacements en Ile-de-France. Rapport d'actualisation 1999*. Paris, Syndicat des transports d'Ile-de-France.

RATP, 1988, *Compte transport de voyageurs 1986 pour la région Ile-de-France*. Paris, Syndicat des transports parisiens.

RATP, 1992, *Compte transport de voyageurs 1990 pour la région Ile-de-France*. Paris, Syndicat des transports parisiens.

RATP, 1989, *Schéma de Principe Métro urbain prolongement de la ligne 13 à Saint-Denis-Université*. Paris, RATP.

Secrétaire d'État aux Transports, 1995 *a, Circulaire du 3 octobre 1995 relative à l'harmonisation des méthodes d'évaluation des grands projets d'infrastructures*. Paris, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.

Secrétaire d'État aux Transports, 1995 *b*, *Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport jointe à la*

circulaire du 3 octobre 1995 du secrétaire d'État aux Transports. Paris, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement

SEETHALER Rita, 1999, *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Synthesis Report*. Berne, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications. [http://www.ecoplan.ch/Projekte/geswho.html]

LEPELTIER Serge, Sénateur, 2001, *Les nuisances environnementales de l'automobile.* Rapport d'information du Sénat n°113, annexe au procès verbal de la séance du 4 décembre 2001. Paris, Sénat.

[http://www.senat.fr/rap/r01-113/r01-1131.pdf]

VARNAISON RÉVOLLE Patricia, CORMIER Olivier, 2000, *Évaluation des transports en commun en site propre. Les pratiques d'évaluation socio-économique des transports en commun en site propre en France à la fin des années 1990*. Lyon, Certu.

Troisième partie (Suède)

BARDE Jean-Philippe, 2000, *Implementing Environmental taxes in OECD Countries. Paper for the UN-ECE/OECD Workshop on enhancing the environment by reforming energy prices*. Prague, 14-16 June 2000. (papier non publié, disponible sur http://www.env.cebin.cz/akce/pruhonice_e/barde.html)

BELLANDER Tom, SVARTENGREN Magnus, BERGLIND Niklas, STAXLER Lena, JÄRUP Lars, 1999, *SHAPE Part II : Particule matter, nitrogen dioxide and health effects. Exposure-response relations and health consequences in Stockholm Country*. Stockholm, Department of Environmental Health, Karlinska Hospital.

BERGMAN Lars et HÖKBY Stina - Swedish National Road Administration, 2001, *PIARC Questionnaire on Economic Evaluation Methods for Road Projects, Sweden*. Non publié.

BOSQUET Benoît, HOERNER J. Andrew, 2001, Environmental Tax Reform : The European Experience. Washington, Center for a Sustainable Economy.
[http://www.sustainableeconomy.org/eurosurvey.pdf]

Commissariat général du Plan – CGP, 1994, *Transport : pour un meilleur choix des investissements (rapport du groupe présidé par Marcel Boiteux)*. Paris, La Documentation Française.

Commission des communautés européennes, 2001, *Livre blanc. La politique européenne des transports à l'horizon 2010 : l'heure des choix*. Bruxelles, Commission des communautés européennes. [http://europa.eu.int/comm/energy_transport/library/lb_texte_complet_fr.pdf]

Committee on Environmental Objectives, 2000, *The future environment – our common responsability. Summary. Final report of the Committee on Environmental Objectives*. Stockholm. [http://www.internat.environ.se/documents/objectiv/allaseng.pdf]

CREIGHTNEY Cavelle, 1993, *Road User Taxation in Selected OECD Countries. SSATP Working Paper n°3*. Washington, The World Bank.
[http://www.worldbank.org/html/fpd/transport/publicat/b20.pdf]

DALLMAN Tina, 1999, *Sweden : report on the in-depth review of the second national communication of Sweden.* Washington, United Nations/Framework Convention on Climate Change.
[http://www.unfccc.de/resource/docs/idr/swe02.pdf]

EDWARDS Henrik, 1999, *Utvecklingen av transportsektorns utsläpp av CO_2 fraan 1990 till 2010*. Stockholm, SIKA. [http://www.sika-institute/utgivning/1999_6u11.pdf]

HANSSON Lars, 1990, *The Swedish Approach to Multi-Modal Transportation Planning*. Stockholm, Swedish State Railway.

HARRISON Glenn W. et KRISTRÖM Bengt, 1997, *Carbon Taxes in Sweden : Final Report to the Skatteväxlingskommittén of the Swedish Parliament*. Stockholm, Ministry of Finance. [http://theweb.badm.sc.edu/GLENN/carbon.pdf]

HILL Martin, 1998, *Green Tax Reform in Sweden : The Second Dividend and the Cost of Tax Exemptions*. Stockholm, Stockholm School of Economics. [http://www.beijer.kva.se/publications/pdf-archive/martinhilllicdoc.pfd]

INFRAS, 2000, *Variabilisation and Differentiation Strategies in Road Taxation. Theoretical and empirical analysis. Final report*. Paris, CEMT. [http://www1.oecd.org/cem/pub/pubpdf/RdTax.pdf]

JOHANSSON Bengt, 2000, *Economic Instruments in Practice : Carbon Tax in Sweden*. In *Innovation and the Environment*. Paris, OCDE. [http://webnet1.oecd.org/pdf/M000014000/M00014779.pdf]

JOHANSSON C., HADENIUS A., JOHANSSON P.-A., JONSON T., 1999, *SHAPE Part I : NO2 and Particulate Matter in Stockholm. Concentrations and Population Exposure*. Stockholm, Stockholm Environment and health Protection Administration, Air Quality and Noise analysis. [http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/rapporter/pdf/shape.pdf]

KRISTRÖM Bengt, 2000, *Growth, employment and the environment*. In *Swedish Economic Policy Review* 7 (2000, pp 154-181. [http://www.ekradet.konj.se/sepr/Kristrom.pdf]

LESKELL Ingemar, 2000 *a*) *Health Costs of Particle Emissions. Economic Valuation of Increased Mortality due to Exhaust Emissions of Fine Particles. Thesis for the Degree of Licentiate of Engineering*. Göteborg, Department of Physical Resource Theory, Chalmers University of Technology and Göteborg University. [http://www.miljo.gu.se/research/ingemar.licinbju.pdf]

LEKSELL Ingemar, 2000 *b*) *SHAPE Part III : Economic valuation of local health effects due to emissions of particules and nitrogen oxides from traffic*. Göteborg, Department of Applied Environmental Science, Göteborg University.

LESKELL Ingemar, 1999, *Ekonomisk värdering av luftöreningar Fraa trafiken (Economic valuation of air pollutants from traffic. Report to* SIKA*)*. Göteborg, Department of Applied Environmental Science, Göteborg University.

LÉVÊQUE François, 1998, *Économie de la réglementation*. Paris, La Découverte.

LINBERG Gunnar, 1999, *Benevolence and the value of statistical* (Working paper). Stockholm, non publié. [http://www.sika-institute.se/utgivning/1999_6u4.pdf]

NTZIARCHRISTOS Leonidas, SAMARS Zissis, 2000, *COPERT III. Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emissions factors (Version 2.1.). Technical report n°49*. Copenhagen, European Environment Agency. [http://reports.eea.eu.int/Technical_report_No_49/en/tech49.pdf]

OCDE, 1997, *Environmental taxes and green tax reform*. Paris, OCDE. [http://www1.oecd.org/sge/council/ministerial/papers/eng_cmin12.pdf]

Risk and Policy Anlysts Limited, 1998, *Economic Evaluation of Environmental Policies and Legislation – Final Report prepared for European Commission, DG III*. Bruxelles, European Commission.

ROSEVEARE Deborah, 2001, *Encouraging Environmentally Sustainable Growth in Sweden. Economics Department Working Papers n°289*. Paris, OECD.
[http://www.oecd.org/pdf/M00002000/M00002543.pdf]

SEETHALER Rita, 1999, *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Synthesis Report*. Berne, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications. [http://www.ecoplan.ch/Projekte/geswho.html]

SIKA, 2000 *a*) *Summary of* ASEK *estimates. SIKA report 2000:3*. Stockholm, SIKA. [http://www.sika-institute.se/utgivning/2000_3en.pdf]

SIKA (2000 *b*) *Transport and Communication. Yearbook 2000/2001.* Stockholm, SIKA.
[http://www.sika-institute.se/utgivning/ars00en5.pdf]

SIKA, 1999, *Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden paa transportomraadet. Redovisning av regeringensuppdrag. SIKA Rapport 1999:6* (*Revision of socio-economic calculus principles and calculus values in the transport sector. Account of government commission. SIKA Report 1999:6*). Stockholm, SIKA. [http://www.sika-institute.se/utgivning/1999_6h.pdf]

SJÖLIN M. et WADESKOG A., 2000, *Environmental taxes end environmentally harmful subsidies. Report prepared for DG Environment and EUROSTAT*. Stockholm, Statistics Sweden.
[http://www.scb.se/eng/publkat/miljo/eu/EU-19.pdf]

Swedish Environmental Protection Agency - SEPA, 2001, *Sweden's National Inventory Report 2001 – submitted under the United Nations Convention on Climate Change*. Stockholm, SEPA. (synthèse sur http://www.internat.environ.se/documents/polluants/climate/climate/fcccdata/1990-1999s.pdf)

Swedish Environmental Protection Agency, 2000 *a*) *The Swedish charge on nitrogen oxides, cost-effective emission reduction*. Stockholm, Swedish Environmental Protection Agency.
[http://www.internat.environ.se/documents/pollutants/nox/nox.pdf]

Swedish Environmental Protection Agency, 2000 *b*) *EU – Fuel and vehicle tax policy, Report 5084.* Stockholm, Swedish Environmental Protection Agency.
[http://www.euroest.environ.se/pdf/IEEP2Final.pdf]

Swedish Environmental Protection Agency, 1998, *Swedish Environmental Quality Objectives*. Stockholm, Swedish Environmental Protection Agency.
[http://www.miljo.regeringen.se/pressinfo/pdf/p9798_145e.pdf]

Swedish Environmental Protection Agency, 1997, *Environmental taxes in Sweden : economic instruments of environmental policy*. Stockholm, Swedish Environmental Protection Agency.

Swedish Ministry of Environement, 2001, "Taxes and bio-fuel help meet climate target*"*. In *Swedenvironment*, n°4, octobre 2001. [http://www.swedenvironment.environ.se/no0104/0104.html#art3]

Swedish Ministry of Environment, 2000, *Budget Bill 2001 : More government funding for environmental protection*. Stockholm, Swedish Ministry of Environment.
[http://www.miljo.regeringen.se/pressinfo/pdf/m2000-015e.pdf]

Swedish Ministry of Environment, Swedish Environmental Protection Agency, Swedish National Chemicals Inspectorate, 2000, "Budget 2001: Green tax swap*"*. In *Swedenvironment n°5*, novembre 2000. [http://www.swedenvironment.environ.se/no0005/0005.html#art10]

Swedish Ministry of Finance, 2001 *a*) « Budget 2002 : Environment *»* (article électronique disponible sur le site du gouvernement suédois, http://finans.regeringen.se/inenglish/bills/budget2002/inbriefenvironment.htm)

Swedish Ministry of Finance, 2001 *b*) *Swedish money.* Stockholm, Swedish Ministry of Finance.

[http://finans.regeringen.se/inenglish/pdf/swedishmoney.pdf]

Swedish Ministry of Transport and Communications, 1998, *Swedish transport policy for sustainable development. Summary of Government Bill 1997/98:56*. Stockholm, Ministry of Transport and Communication. [http://www.sika-institute.se/utgivning/trp_prop_en.pdf]

Swedish National Road Administration, 2001, *Sectoral Report 2000*. Stockholm, Swedish National Road Administration. [http://www.vv.se/for_lang/english/publications/srintereng.pdf]

Swedish National Tax Board, 2000, *Taxes in Sweden in 2000 : A summary of the Tax Statistical Yearbook of Sweden.* Stockholm, Swedish National Tax Board. [http://www.rsv.se/pdf/10401.pdf]

Swedish Tax Authority, 2001, *Excise duties.* Stockholm, National Tax Board.
[http://www.rsv.se/pdf/51005.pdf]

Quatrième partie (Suisse)

Département fédéral des Finances et département fédéral de l'Environnement, des Transports, de l'Énergie et de la Communication, 1999, *Ordonnance concernant une redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations – résultats de la procédure de consultation.*
[http://www.dogana.admin.ch/f/steuernf/lsvaf/Vernehmlassungsergebnis_SVAV_f.pdf]

DU CREST Thierry, 2001, *Tarification des déplacements automobiles. La question de l'acceptabilité*. Lyon, Certu.
(résumé analytique disponible sur http://www.certu.fr/transport/s_pages/tarification/Résumé%20analytique.pdf)

ECOPLAN, 1998 *a*) *Externalitäten im Verkehr, methodische Grundlagen. GVF-Auftrag Nr 281a* [*Les externalités dans le domaine des transports, base méthodique. Mandat SET n°281a*].
(résumé en français disponible sur http://www.ecoplan.ch/download/VSGrundfr.pdf)

ECOPLAN, 1998 *b*) *Externalitäten im Verkehr : Leitfaden für di Verkehrsplanung. GVF-Auftrag Nr 281b* [*Les externalités dans le domaine des transports - manuel de l'utilisateur pour la planification de projets. Mandat SET n°281b*].
(résumé en français disponible sur http://www.ecoplan.ch/download/VSLeit.pdf)

ECOPLAN, 1996, *Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports. Rapport de synthèse. Mandat SET n°272*. Bern, SET.
(résumé disponible sur http://www.admin.ch/gvf/inhalte/publikationen/news/news1996/news36_f.html)

ECOPLAN, 1995, *Soziale und externe Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 1993, GVF-Auftrag Nr 239* [*Coûts sociaux et externes des accidents des transports en Suisse, actualisation pour l'année 1993. Mandat SET n°239*].

ECOPLAN, 1993, *Externe Nutzen des Verkehrs, Wissenschaftliche Grundlagen, NFP 25 „Stadt und Verkehr", Bericht 39, GVF-Auftrag Nr 212*. Bern, GVF [*Avantages externes des transports, fondements scientifique. Étude conjointe du* PNR *25 « Ville et transport » (rapport n°39) et du SET (mandat n°212).* Berne, SET]

ECOPLAN, 1991, *Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, GVF-Auftrag Nr 186*. Bern, GVF [*Les coûts sociaux des accidents de transport en Suisse, Mandat SET n°186*. Berne, SET].

Fédération routière suisse, 2001 *a*) Communiqué de presse de la FRS du 13 décembre 2001. [http://www.strassenverkehrsverband.ch/Umfrage_Avanti_f.PDF]

Fédération routière suisse, 2001 *b*) *FRS-Info. Émissions de PM_{10} : le trafic ferroviaire est un des principaux pollueurs*. Berne, FRS. [http://www.strassenverkehrsverband.ch/fPM10-Emissionen.PDF]

INFRACONSULT, 1992, *Soziale Kosten des Verkehrslärm in der Schweiz, GVF-Auftrag Nr 191*. Bern, GVF [*Les coûts sociaux du bruit des transports en Suisse, Mandat SET n°191*. Berne, SET].

INFRAS, 1995, *Aktualisierung der externen Kosten im Verkehrsbereich, Arbeitspapier im Auftrag des Dienst GVF* [*Actualisation des coûts externes des transports, note de travail pour le SET*].

INFRAS, 1992, *Gebäudeschäden durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung*, GVF-Auftrag Nr 197. Bern, GVF [*Atteintes aux bâtiments dues à la pollution de l'air par les transports. Mandat SET n°197*. Bern, SET].

MAIBACH Markus et alii, 1999, *Faire und effiziente Preise im Verkehr, Ansätze für eine verursachergerechte Verkehrspolitik in der Schweiz* [Des prix justes et efficients, propositions pour une politique des transports suisse]. Zürich, INFRAS.
(résumé en français disponible sur http://www.nfp41.ch/download/moduld/d3-f.ZIP)

NYDEGGER A., 1982, *Examen du compte routier, rapport final*. Berne, Office fédéral de la statistique.

Office de la statistique suisse (OFS), 1998, *Résultats communaux de la votation populaire du 27 septembre 1998, communiqué de presse n°93/1998.* [http://www.statistik.admin.ch/news/pm/fp98093.htm]

Office fédéral de l'environnement, des forêts et des paysages, 2001, *Mesures de réduction des émissions de PM_{10}.* Berne, OFEFP.

Service d'étude des transports – SET, 2000, *Équitable et efficiente : la redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (*RPLP*) en Suisse*. Berne, SET.
(version en anglais disponible sur http://www.admin.ch/gvf/inhalte/publikationen/berichte2000/bericht_1_00.pdf)

SET, 1996, *GVF-NEWS n°36 : coûts externes des transports 1993*.
[http://www.admin.ch/gvf/inhalte/publikationen/news/news1996/news36_f.html]

SET, 1993, *Matériaux relatifs à la vérité des coûts dans les transports. Publication SET 3/93*. Berne, SET.

WALTER Felix, 2001 *a*) Communiqué à l'occasion de la conférence de presse du 29.1.01 marquant l'achèvement du programme national de recherche *Transport et environnement : interactions Suisse-Europe. Le* PNR *41, laboratoire d'idées, publie aujourd'hui 41 thèses pour une mobilité durable en Suisse et en Europe*. Berne, ECOPLAN.
[http://www.nfp41.ch/download/Tagung/abschluss/pk010129-f.pdf]

WALTER Felix, 2001 *b*) Communiqué de presse (version longue). Achèvement du programme de recherche *Transport et environnement : Des éléments pour une mobilité durable*. Berne, ECOPLAN.
[http://www.nfp41.ch/download/Tagung/abschluss/pk010129-f.pdf]

WALTER Felix, 1999 *a*) *De la réalité des charges à la vérité des coûts*. Papier pour la Conférence de presse du 13/09/1999 « Vérité des coûts dans le domaine des transports ».
[http://www.nfp41.ch/pressrel/pd03_f.html]

WALTER Felix, 1999 *b*), *De la recherche à la politique ? le cas des transports en Suisse*. In Séminaire CEMT « Pour une meilleure contribution de la recherche en économie des transports à la décision politique ». Paris, 10-11 mai 1999. [http://www.ecoplan.ch/download/Ecmtfrcor.pdf]

CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS

La prise en compte des effets de la pollution atmosphérique dans les politiques publiques a été relativement efficace jusqu'à aujourd'hui, avec notamment l'édiction de normes qui ont permis, et permettent toujours, l'introduction de technologies de plus en plus performantes, conduisant à une baisse sensible des émissions unitaires (et globales dans de nombreux cas) dans les différents secteurs d'activité : dans l'industrie et le chauffage au cours des années 70-80, dans les transports depuis la dernière décennie.

Plusieurs dynamiques, d'ordre directement environnemental, mais aussi relevant de logiques socioéconomiques et politiques, restent cependant actives et tissent la trame des débats et enjeux d'aujourd'hui pour demain. A un niveau environnemental, la croissance toujours constatée des concentrations d'ozone de fond, la mise en évidence encore récente et toujours discutée des effets sanitaires à long terme de la pollution atmosphérique, comme les menaces liées au renforcement de l'effet de serre (même si elles ont peu été abordées dans ce rapport plus consacré aux effets locaux de la pollution atmosphérique) constituent autant de sujets qui montrent bien que la question de la pollution atmosphérique n'est pas derrière nous. Par ailleurs, la montée des exigences de la population vis-à-vis de son cadre de vie ainsi que l'évolution vers l'idée d'un art de gouverner moins centralisé et plus participatif renforcent encore la nécessité de ne pas considérer ces problèmes comme en passe d'être réglés et amènent à s'interroger sur les manières de les prendre en compte.

Concernant le questionnement plus spécifique de ce travail, à savoir la valorisation monétaire des effets de la pollution de l'air, ce constat aboutit à une double interrogation :

- sur les solutions envisagées pour gérer les problèmes ;
- sur l'élaboration des valeurs monétaires des coûts externes liés à la pollution de l'air, qui aident à l'évaluation des projets publics.

Tout d'abord, on peut se demander si la régulation d'ordre essentiellement technique qui a prévalu jusqu'à aujourd'hui, même si elle reste absolument nécessaire, sera suffisante et ne devrait pas s'accompagner d'une meilleure maîtrise des dynamiques d'évolution de nos modes de vie voire, plus directement, de certains de nos comportements actuels. Il y a là un champ de recherche qui existe déjà, mais qui mériterait d'être posé comme question vive par le politique, ouvert aux approches économiques et sociologiques, pour imaginer d'autres formes de régulation et mesurer l'acceptabilité des mesures envisagées. Dans cette perspective, les travaux sur la monétarisation, notamment à travers les analyses contingentes, peuvent s'avérer stratégiques : ils donneront une mesure des impacts potentiels des actions économiques possibles, tant en établissant les élasticités aux nouveaux coûts que ces dernières entraîneront pour les acteurs concernés qu'en fournissant des valorisations des bénéfices à escompter.

Par ailleurs, l'évaluation économique fournit un outil appréciable, parmi d'autres, qui aide à définir les enjeux liés aux nuisances environnementales générées par les activités humaines. Mais, nous l'avons vu, les évaluations étant soumises à des influences locales (site géographique, densité de population, culture et sensibilités, etc.), et les méthodes fournissant

des estimations différentes sans que l'une soit systématiquement plus justifiée que les autres, on ne peut demander aux méthodes d'évaluation monétaires des nuisances environnementales de fournir des valeurs définitives et indiscutables. Le politique a ici un rôle important à jouer pour guider les choix collectifs, que l'économique ne peut remplacer. Il devrait constituer un élément moteur dans l'émergence des valeurs tutélaires de référence. Au vu des expériences européennes, de multiples procédures peuvent être utilisées pour aboutir à ces valeurs tutélaires. Et la méthode française, à tendance technico-administrative, apparaît de plus en plus en décalage avec la résolution des problèmes au niveau local et les démarches plus participatives qui se développent aujourd'hui, ainsi qu'à un niveau supérieur, du rôle du politique d'arbitrage entre les groupes de pressions.

Dans cette perspective, nous pensons que s'il y a une lacune à combler dans le domaine de l'évaluation publique des coûts environnementaux, elle est d'abord institutionnelle et politique. La priorité d'action concerne donc la mise en œuvre d'une procédure ouverte permettant de faire émerger des valeurs collectives obtenues par débat et consensus, et validées explicitement au niveau politique. Ce n'est qu'ensuite que les résultats issus de la recherche pourront jouer leur rôle dans le débat public, en fournissant notamment des valeurs qui alimentent les discussions.

Dans les équilibres à trouver, en France, entre recherche, action publique et décision politique, plusieurs pistes nous semblent importantes à suivre simultanément, concernant l'implication du politique, une plus grande concertation, et une meilleure diffusion des résultats de la recherche. Cinq recommandations peuvent être faites ici :

1/ Impliquer plus fortement les élus parlementaires nationaux dans la genèse et la validation des valeurs obtenues. La population française est aujourd'hui suffisamment sensibilisée aux questions d'environnement et de cadre de vie pour que les enjeux qu'elles soulèvent puissent relever d'un engagement politique au niveau national. Les évolutions environnementales et socio-politiques à venir, déjà évoquées, justifient également de préparer dès maintenant le terrain à travers une réelle implication des décideurs politiques. Par exemple, à l'image de la Suède, les résultats et discussions à l'intérieur des groupes techniques et administratifs mandatés sur des questions précises, pourraient être repris en commission parlementaire avant d'aboutir en proposition de texte validé au niveau du parlement.

2/ Associer les décideurs et les techniciens locaux à l'élaboration des méthodes d'évaluation des investissements. Aujourd'hui, les collectivités locales sont maîtres d'ouvrage d'une majorité d'infrastructures de transport. Pour que l'évaluation socio-économique ne soit pas, pour ces collectivités, une simple obligation légale, il convient d'associer largement les décideurs et les techniciens locaux à la définition des méthodes d'évaluation[160].
Comme en Suisse, la prise en compte des contraintes de terrain pourrait aboutir à des préconisations différenciées selon la taille de l'agglomération concernée et la nature du projet envisagé. Par exemple, 3 degrés de sophistication pourraient être prévus, allant de valeurs simples et directement opérationnelles (des coûts en euros par véhicule.kilomètre) pour les petites communes ou les projets restreints, à la préconisation d'évaluations ad hoc, avec une normalisation de la méthodologie à suivre pour l'évaluation de projets lourds s'inscrivant

[160] A titre d'exemple, le groupe Boiteux de 1994 en comportait aucun représentant des collectivités locales et le groupe Boiteux de 2001 n'en comportait que deux : le Gart et le Stif.

dans le PDU des grandes agglomérations.

3/ Développer une recherche appliquée, notamment en économie et en sociologie, qui permette de déboucher sur des recommandations politiques concrètes. Il ne s'agit pas de remettre en cause l'intérêt de la recherche dans les autres domaines de compréhension et d'évaluation des impacts de la pollution de l'air, mais de réserver une place à des travaux susceptibles d'aider la réflexion sur les politiques efficaces à mettre en oeuvre.

4/ Mieux associer les décideurs politiques à la définition des programmes de recherche appliquée, tout en garantissant l'indépendance des chercheurs. C'est, à notre avis, un équilibre difficile à trouver, mais c'est aussi une clé essentielle pour l'appropriation des résultats de la recherche par la sphère politique.

5/ Mieux informer (de façon pédagogique et compréhensible) **les décideurs et la population, à l' échelle nationale et locale, des résultats de la recherche financée sur fonds publics**. Il s'agit par exemple de synthétiser les résultats des programmes de recherche tels que les PREDIT, afin d'en dégager les principales conclusions scientifiques et d'en tirer un message politique cohérent.

ANNEXE 1
L'ORGANISATION POLITIQUE DE LA SUEDE

Cette annexe présente les grands principes de l'organisation politique en Suède. Elle est extraite du site Internet du gouvernement suédois (http://www.regeringen.se/enfrancais/index.htm). Cette annexe doit permettre au lecteur français de mieux comprendre le déroulement politique des réformes fiscales vertes en Suède, tels qu'il est décrit dans le § 3.1. du chapitre 3.

La Suède, une démocratie parlementaire

La Suède est une démocratie, régime de souveraineté populaire dans lequel les citoyens peuvent, par la voie du suffrage universel et égal, exercer une influence sur la conduite des affaires du pays. C'est une démocratie représentative.

Les élections législatives ordinaires ont lieu tous les quatre ans. Un gouvernement qui est au pouvoir pendant toute cette période prend quelque 40 000 décisions plus ou moins importantes. Par ces décisions, il a le pouvoir d'agir sur la situation de tous ceux qui vivent en Suède.

Le gouvernement suédois est dirigé par le Premier ministre. Désigné par le Riksdag (parlement suédois), le Premier ministre nomme ensuite les autres membres de son équipe. Son action est guidée par un programme politique commun. Le gouvernement est collectivement responsable des décisions prises. Il conduit les affaires du pays et il est la plus haute instance administrative. Cela implique notamment qu'il :

- soumet des propositions au Riksdag sous la forme de projets de loi ;
- détermine les règles de mises en oeuvre des décisions du Riksdag ;
- dispose des ressources budgétaires allouées à diverses fins par le Riksdag ;
- représente la Suède au Conseil de l'Union européenne ;
- passe des accords avec des états étrangers ;
- conduit l'action de l'État ;
- dirige l'activité des administrations publiques et examine dans certains cas les recours contre leurs décisions.

Pour l'assister dans son travail, le gouvernement dispose de fonctionnaires regroupés dans les Services du gouvernement, dont l'ossature est constituée par les départements ministériels. Ceux-ci ont la responsabilité des questions concernant un secteur déterminé. Ils donnent des directives aux services publics qui ont pour mission de mettre en oeuvre les décisions du Riksdag.

Comparés à ceux d'autres pays, les ministères suédois sont de taille modeste et ils ont dans une large mesure vocation d'organes préparant le travail du gouvernement. L'application pratique des décisions des pouvoirs publics est confiée aux administrations (agences, offices, etc.). Celles-ci jouissent d'une relative autonomie et prennent les décisions sous leur propre responsabilité - tout en respectant les orientations définies par le Riksdag et le gouvernement.

Comment fonctionne le gouvernement ?

Après les élections générales de 1994, les sociaux-démocrates ont formé un gouvernement minoritaire dirigé par le Premier ministre Ingvar Carlsson. À Ingvar Carlsson a succédé en 1996 Göran Persson, le Premier ministre actuel.

Les élections générales

Les élections générales ont lieu tous les quatre ans, le troisième dimanche de septembre. Les prochaines auront lieu en septembre 2002. Tous les citoyens suédois ayant dix-huit ans accomplis sont électeurs. La participation électorale, traditionnellement très élevée, atteint 85 à 90 %.

Le gouvernement et les Services du gouvernement

Le gouvernement suédois se compose de vingt ministres chargés de la préparation des affaires gouvernementales dans divers domaines, par exemple la défense, la culture ou la politique étrangère. Le Premier ministre conduit et coordonne l'action du gouvernement.

Les Services du gouvernement ont un effectif d'un peu plus de 4 000 personnes, chargées d'assister le gouvernement dans son travail. Ils comprennent le Cabinet du Premier ministre, les ministères et un département administratif général.

Le Cabinet du Premier ministre coordonne les travaux des Services du gouvernement ; le département administratif général est en charge des affaires administratives et des ressources humaines. Les ministres préparent les affaires gouvernementales. Chacun d'eux a son propre champ d'attributions.

Sur les quelque 4 000 fonctionnaires des Services du gouvernement, une centaine sont recrutés sur une base politique. Les autres sont des fonctionnaires qui restent en poste quelle que soit la composition du gouvernement en place.

Le gouvernement est responsable devant le Riksdag

Le gouvernement dirige le pays, mais il est responsable devant le Riksdag. Le président du Riksdag propose le Premier ministre, qui reçoit l'investiture du Riksdag pourvu que plus de la moitié des députés ne votent pas contre. Le Premier ministre choisit lui-même ses ministres et décide de leur nombre. La seule condition formelle pour devenir ministre est d'avoir la nationalité suédoise depuis au moins dix ans.

Déclaration de politique générale

Chaque année, lors de l'ouverture de la session parlementaire en septembre, le Premier ministre fait une déclaration de politique générale. Il y définit les objectifs de la politique gouvernementale. La déclaration de politique générale indique, dans leurs grandes lignes, les questions de politique intérieure et internationale que le gouvernement considère comme prioritaires.

Une procédure de décision collective

Le gouvernement prend ses décisions collectivement lors du conseil des ministres qui se réunit tous les jeudis. Cinq ministres au moins doivent être présents pour que le gouvernement puisse décider valablement.

Les commissions d'enquête

Certains dossiers traités par le gouvernement sont plus difficiles que d'autres. Il peut s'agir de questions importantes qui auront des conséquences durables pour la société suédoise, ou encore d'affaires de moindre envergure, mais techniquement complexes. Avant d'adopter une décision, le gouvernement peut choisir de nommer une commission d'enquête ou un chargé d'enquête individuel, qui devra examiner la question suivant les directives que lui donne le gouvernement. Les commissions d'enquête se composent d'experts, de fonctionnaires et parfois de personnalités politiques ayant une bonne connaissance des questions à l'étude. Leurs conclusions sont à la base d'une grande partie des projets déposés par le gouvernement devant le Riksdag. Avant d'être reprises par le gouvernement sous la forme d'un projet, les propositions des commissions sont transmises à diverses instances pour avis. Les administrations, les organisations représentatives de divers intérêts, de même que le public ont ainsi la possibilité de formuler leurs points de vue sur les conclusions de la commission.

Les projets du gouvernement

Le gouvernement soumet ses propositions au Riksdag sous la forme de projets. Certains projets, prévoyant par exemple une loi nouvelle, demandent des études approfondies (qui sont alors prises en charge par les comités parlementaires[161]) et de longs débats politiques avant que le Riksdag puisse se prononcer. D'autres portent sur une révision plus ou moins étendue de lois existantes, ou proposent des lignes directrices de divers types. Parmi les projets essentiels figurent le projet de politique économique du printemps et le projet de budget. Ils proposent les lignes directrices de la politique économique, un plafond de dépenses pour le secteur public et un plan financier retraçant les recettes et les dépenses de l'État pour l'année à venir.

[161] Ces comités parlementaires peuvent être comparés aux commissions de l'Assemblée nationale ou du Sénat, en France.

Les autorités publiques

Les services de police, l'Office national des migrations et les services fiscaux sont quelques exemples d'autorités publiques chargées de la mise en œuvre des lois adoptées par le Riksdag. Le gouvernement régit l'action des autorités publiques, entre autres par des instructions sous forme de décrets ou d'arrêtés d'attribution. Ces textes définissent la ligne de conduite que l'administration doit suivre dans son action et les questions auxquelles elle doit donner la priorité. Chaque ministère a sous sa responsabilité un certain nombre d'administrations, mais il ne peut pas leur dicter la manière dont elles doivent exercer leur autorité vis-à-vis d'une personne privée, ni l'application qu'elles doivent faire de la loi dans un cas particulier. Certaines décisions des administrations peuvent faire l'objet d'un recours devant le gouvernement.

ANNEXE 2
L'ORGANISATION POLITIQUE DE LA SUISSE

Pour bien comprendre les enjeux liés à l'introduction de la RPLP, il est nécessaire de connaître l'organisation politique très particulière de la Suisse. Les lignes qui suivent sont extraites du site Internet « La Suisse en vue »[162]. Il s'agit du site de Présence Suisse (PRS), organe officiel de la Confédération helvétique chargé de l'information à l'étranger.

1. La Suisse, une confédération de 26 cantons

L'État suisse date de 1848. À cette époque, ce qui n'était qu'une simple alliance fédérale de cantons indépendants devint un État confédéral avec une constitution moderne. La Confédération helvétique (Confoederatio Helvetica) regroupe aujourd'hui 20 cantons et 6 demi-cantons souverains[163].

Les cantons: 26 petites républiques

Dans certains cantons on parle français, dans d'autres l'allemand. Dans d'autres encore, on utilise ces deux langues. Il en est un (le Tessin) où l'on parle italien et un autre (les Grisons) où l'on parle allemand, italien et romanche. Certains cantons, comme Genève, ne sont pratiquement constitués que d'une ville, et d'autres, comme Uri, sont pour l'essentiel formés de montagnes et de vallées. La dimension et la densité de population varient considérablement d'un canton à l'autre. Bâle-Ville, par exemple, avec ses 37 km² compte plus d'habitants (188 500) que le plus grand d'entre eux, les Grisons, dont la population (186 000 habitants), se répartit sur 7 105 km², dans 150 vallées. Celui de Zurich enregistre plus d'un million d'habitants, alors que d'autres - comme Appenzell Rhodes-Intérieures, avec ses 14 900 habitants - pourraient rassembler toute leur population sur un stade de football. Tous ne sont pas des entités territoriales et sont parfois dotés de petites enclaves entièrement entourées par le territoire d'autres cantons. Certains cantons peuvent se prévaloir d'une riche histoire en tant qu'entité autonome de la Suisse. D'autres se sont joints à eux plus tard ou se sont dissociés des cantons existants. Le cas le plus récent est celui du Jura, qui s'est séparé du

[162] http://www.schweiz-in-sicht.ch/fr/uebersicht/uebersicht.html

[163] Les cantons élisent 2 membres à l'assemblée fédérale, tandis que les demi-cantons n'en élisent qu'un seul (c.f. *infra*).

canton de Berne en 1979. Trois cantons sont divisés chacun en deux demi-cantons. Mais la composition de la Suisse n'est pas figée à jamais. À la fin des années 90, une proposition visant à réunir les cantons de Vaud et de Genève a été lancée. Les citoyens concernés pourraient être invités à voter sur cette question en 2002.

Chaque canton a sa propre constitution, son gouvernement, son parlement, ses tribunaux et ses lois. Le canton, qui doit garantir la compatibilité de ces lois avec celles de la Confédération, ne dispose pas moins d'une large autonomie en matière de décision et d'administration. Il exerce un contrôle indépendant sur le système d'éducation et les questions sociales et dispose de sa propre force de police. Il établit également son propre régime de fiscalité.

La plus petite unité politique est la commune

Les cantons se divisent en communes. Un Suisse est avant tout citoyen d'une commune et donc d'un canton, et enfin citoyen suisse. Les étrangers souhaitant obtenir la nationalité suisse doivent faire une demande auprès de la commune de leur lieu d'habitation.

Les communes, au nombre de 3 000 environ, ont une dimension et une population très variables. Les plus petites, toutes situées sur le plateau central, ont une superficie de 0,3 km² seulement, tandis que la plus grande, celle de Bagnes, dans le canton du Valais, couvre 282 km². Certaines communes comptent plus d'habitants que les petits cantons, d'autres n'en ont que 100 à 200. Plus de la moitié en ont moins de 1 000. Quatre pour cent seulement des communes ont plus de 10 000 habitants, mais concentrent environ la moitié de la population suisse. Les communes suisses sont en moyenne parmi les plus petites d'Europe ; seules celles de la France, de la Grèce et de l'Islande sont encore plus petites.

Les communes, comme les cantons, ont leurs propres autorités administratives élues. Elles bénéficient d'un pouvoir de décision pour certaines questions locales ; dans d'autres cas, elles exécutent les décisions du canton ou de la Confédération. Leurs domaines de compétences couvrent, entre autres, la sécurité, l'éducation, la santé et le transport. Elles tiennent également les registres des naissances, mariages et décès, et perçoivent les taxes fédérales, cantonales et locales. Leurs spécificités varient d'un canton à l'autre. Dans 90% des communes, les citoyens se réunissent au moins une fois par an dans une assemblée où chacun se prononce par vote sur des questions importantes. Mais pour les communes plus importantes, cette participation directe n'est toutefois pas pratique, et la plupart des décisions sont du ressort du Conseil municipal élu qui se réunit régulièrement. Même dans les grandes communes, tous les membres sont appelés à voter sur des sujets tels que le budget. Ces votes n'ont pas lieu au sein d'une assemblée, mais dans des isoloirs ou par correspondance.

2. Le Conseil fédéral et le Parlement

Au niveau fédéral, le pouvoir exécutif est détenu par le Conseil fédéral (gouvernement) et le pouvoir législatif par l’assemblée fédérale (parlement).

Exécutif: le Conseil fédéral

Le Conseil fédéral, c'est-à-dire le gouvernement suisse, se compose de sept membres. La présidente ou le président de la Confédération change chaque année. Cette fonction ne confère aucun pouvoir ou privilège spécifique et la présidente ou le président continue d'administrer son propre département.

Les quatre partis principaux sont représentés par ces sept personnes, à savoir :

- 2 radicaux ;
- 2 socialistes ;
- 2 démocrates chrétiens ;
- 1 démocrate du centre.

Connu comme la "formule magique", ce système a été mis au point par les membres du Parlement en 1959. Tous les membres du Conseil fédéral ont une responsabilité collective dans le processus de décision. Certains analystes y voient un moyen d'apprivoiser les dissensions, tout en offrant la possibilité d'exprimer son opposition au gouvernement. Étant donné qu'il n'est pas inscrit dans la Constitution, son existence n'est pas figée et son avenir est source de débat, même si aujourd'hui il n'est pas sérieusement menacé.

Quand un Conseiller fédéral prend sa retraite ou décède, sa/son remplaçant(e) est élu(e) par le Parlement. En théorie, tout citoyen suisse peut proposer sa candidature à ce poste; dans la pratique, le nouveau conseiller est choisi à partir d'une liste soumise par le parti du conseiller sortant. Les membres du Conseil fédéral ne sont pas membres du Parlement.

Jusqu'au 1er janvier 2000, date de l'amendement de la Constitution, il n'était pas possible que deux conseillers viennent du même canton. Bien que cette règle ait été supprimée, des efforts sont faits pour garantir une représentation de toutes les régions du pays. Des initiatives visant à proposer davantage de candidates féminines ont récemment vu le jour.

Le Conseil fédéral est assisté et conseillé dans le déroulement de ses affaires par la Chancellerie fédérale. Le Chancelier, qui prend part aux réunions hebdomadaires du cabinet avec un rôle de consultation, est parfois appelé de manière officieuse "le 8ème conseiller".

Chaque Conseiller fédéral dirige un département

Alors que nombre de pays comptent 20 à 30 ministères, la Suisse n'a que sept départements fédéraux, chacun étant présidé par un conseiller fédéral :

- le département des affaires étrangères ;
- le département de l'intérieur ;
- le département de justice et police ;
- le département de l'environnement, des transports, de l’énergie et de la communication ;
- le département de l'économie ;
- le département de la défense, de la protection de la population et des sports ;
- le département des finances.

Législatif: l'assemblée fédérale, un système bicaméral

L'assemblée fédérale est constituée de deux chambres : le Conseil national qui représente le peuple et le Conseil des états représentant les cantons. La composition de l'Assemblée reflète la volonté d'équilibrer les intérêts des cantons et de garantir que les plus petits ne soient pas sous l'emprise des plus grands. Les 200 sièges du Conseil national sont répartis entre les cantons en fonction de leur taille, alors que le Conseil des états compte deux membres par canton et un par demi-canton, soit un total de 46. Les deux chambres ont toutefois le même poids.

Les deux chambres ont entre autres pour fonction d'approuver toute loi fédérale et de superviser le gouvernement. Tout membre peut également proposer une nouvelle loi ou un nouveau décret et peut interpeller le Conseil fédéral sur une question relative aux affaires publiques.

Enfin, les deux chambres se réunissent une fois par an pour réélire les membres du Conseil fédéral et d'autres organes ainsi que des fonctionnaires de l'État.

Le Conseil national est dominé par quatre partis qui composent le gouvernement, mais l'examen des schémas de scrutin au sein du Parlement montre que, sur des questions spécifiques, les membres suivent leur conviction personnelle plutôt que la ligne d'un parti.

Les élections au Conseil ont lieu tous les quatre ans.

Hommes et femmes politiques à temps partiel

L'assemblée fédérale suisse ne regroupe pas d'hommes et de femmes politiques à temps plein. Les Chambres siègent quatre fois par an à raison de trois semaines par session. Les parlementaires continuent de gagner leur vie en exerçant leur profession. Les représentants du peuple peuvent donc aussi bien représenter l'agriculture et les banques que les assurances, l'industrie ou les syndicats.

3. Gouverner en démocratie directe

De compromis en compromis, jusqu'à l'accord de tous

Que se passe-t-il si le ministre des Finances veut augmenter les taxes sur l'essence de façon à avoir plus d'argent pour construire des routes ?

D'abord il lui faut convaincre ses homologues au Conseil fédéral. Ceux-ci pourront objecter qu'il est inutile de demander une augmentation de 50 centimes, vu qu'une telle requête risque de n'avoir aucune chance au Parlement. Différents lobbies sont consultés - dans ce cas, probablement les associations commerciales et environnementales.

Ensuite un projet de compromis est élaboré, puis soumis à l'une des deux chambres de l'assemblée fédérale suisse. La première chambre débat du projet en commission, ensuite en son sein propre. Après avoir franchi les obstacles de la première chambre, la proposition est

présentée à l'autre chambre où la procédure est répétée. Il appartient aux présidents de décider dans quel ordre les chambres examinent toute proposition. Chaque proposition ne peut toutefois devenir loi qu'après avoir été approuvée par les deux chambres de l'assemblée fédérale.

Progressivement, on finit par s'entendre sur une augmentation de 30 centimes, que l'opinion publique semblerait prête à accepter. Mais voilà que le lobby des automobilistes menace de réunir 50 000 signatures à l'appui d'un référendum contre une telle décision. Le cas échéant, ce serait alors au peuple de décider s'il veut ou non payer son essence plus cher. Afin d'éviter ce référendum et le risque de tout perdre, les autorités finissent par se mettre d'accord sur une augmentation de 20 centimes. Le ministre des Finances n'a donc pas obtenu autant qu'il l'aurait souhaité, mais au moins il va bénéficier de recettes supplémentaires.

Aucun parti d'opposition, aucun veto présidentiel, aucune discipline de parti

Théoriquement, le Parlement devrait soutenir toutes les propositions du Conseil fédéral, puisque les partis les plus forts y sont représentés.

Il arrive pourtant souvent que le Parlement ou le peuple rejette des propositions du Conseil fédéral. Voici comment est conçu le système suisse de compromis : un rejet n'entraîne pas une crise gouvernementale, ni des votes de confiance ou des démissions.

Démocratie directe et indirecte

En Suisse, comme dans tous les pays démocratiques, les citoyens élisent des représentants qui agissent en leur nom.

Mais la Suisse offre également à ses citoyens la chance de prendre directement part au processus de décision. Les citoyens suisses peuvent aussi bien proposer une loi de leur propre initiative que s'opposer à une loi déjà approuvée par le Parlement. Si le Parlement décide que la motion proposée est anticonstitutionnelle ou qu'elle est contraire au droit international, il peut outrepasser ce droit. Une telle mesure n'est cependant possible que dans ce cas.

Les droits du peuple

Selon l'objet en question, le peuple peut être consulté de deux manières différentes, par le biais de l'initiative populaire ou du référendum.

Initiative populaire :

Si les électeurs - rassemblés en général en un groupe de pression - récoltent 100 000 signatures favorables à une initiative spécifique, la question doit être soumise au vote national. En théorie, une initiative ne peut porter que sur des questions d'ordre constitutionnel mais, dans la pratique, celles-ci ont eu trait à toutes sortes de sujets. Les récentes initiatives concernaient entre autres la réduction des dépenses militaires (rejetée) et la limitation de la proportion des ressortissants étrangers à 18% (rejetée). Des initiatives plus "exotiques" ont également vu le jour, leur objectif étant de faciliter l'ouverture de casinos (acceptée), protéger

les marais (acceptée) et interdire la production et la vente d'absinthe (acceptée).

Referendum :

Les Suisses utilisent le terme de "référendum" pour une vote populaire visant à remettre en question un texte de loi déjà approuvé par l'assemblée fédérale. Si une personne ou un groupe s'opposant à la nouvelle loi réussit à récolter 50 000 signatures dans les 100 jours qui suivent sa publication officielle, les électeurs ont le pouvoir de décider. Dans la plupart des cas, un référendum n'a lieu que si des personnes fortement mobilisées par la question en jeu réussissent à recueillir un nombre suffisant de signatures. Toutefois, les autorités sont obligées d'organiser un référendum si la législation comporte un amendement à la constitution initié par le Gouvernement ou toute proposition faite à la Suisse de signer un accord international important ne pouvant être annulé.

Pour aboutir, une initiative ou un référendum obligatoire doit obtenir une "double majorité", c'est-à-dire recevoir l'approbation de la majorité du peuple et de celle des cantons.

Voter, participer

Au niveau national, la population suisse vote trois ou quatre fois par an sur une vingtaine de sujets. Il arrive même que les cantons ou les communes organisent davantage de référendums ayant trait à des questions purement locales telles que, par exemple, l'achat ou non de tableaux particuliers pour le musée de la ville, les heures d'ouverture des magasins locaux ou le changement dans l'affectation des sols. Les autorités locales s'efforcent de coordonner leurs propres votes avec les votes nationaux pour éviter aux électeurs de se déplacer trop souvent.

Dans le doute, c'est non

Certains objets de votations sont clairs et nets. Ils intéressent les gens parce qu'ils concernent leur propre village, leur propre métier ou leurs propres enfants. Mais il en est d'autres plus complexes, tels que les questions technico-financières, dont la population ne comprend pas toujours les enjeux ni les conséquences pratiques. Dans le doute, nombre d'électeurs ont pris l'habitude de voter non. Seule la moitié des questions reçoit finalement le soutien du peuple, et seulement une initiative sur dix.

On dit souvent non - ou on ne dit rien : la participation aux scrutins ne dépasse généralement pas 40%. Actuellement, des expérimentations de votes électroniques ont lieu dans l'espoir d'augmenter le taux de participation.

Même si une initiative est rejetée, le débat qu'elle suscite contribue de manière constructive à la vie politique, et peut induire un changement de comportement à long terme.

La démocratie est lente et lourde, mais irremplaçable

Pour les adeptes de la démocratie directe, ce système force les membres de l'assemblée fédérale à chercher un compromis lorsqu'ils débattent d'un projet de loi. Ils n'insisteront pas sur des sujets controversés de peur de voir disparaître la mesure tout entière. Ce système

donne également aux membres des groupes d'opposition ou aux minorités l'occasion de provoquer un débat sur des questions qui pourraient sinon être ignorées.

Les adversaires de ce système dénoncent sa lenteur et sa pesanteur. Il peut se passer cinq ans avant qu'une initiative populaire ne devienne une loi. Les référendums servent également à différer un changement politique ou social. Tel est, en l'occurrence, le cas de l'adoption du vote des femmes qui, bien qu'approuvé par le Parlement en 1959, fut ensuite rejeté par l'électorat (entièrement masculin) lors d'un référendum ultérieur. Les hommes n'ont accepté le projet qu'en 1971.

Ces adversaires critiquent également la règle de la "double majorité" qui privilégie injustement les plus petits cantons à tendance conservatrice. Cette anomalie a été clairement mise en évidence en 1992, quand les Suisses ont été invités à se prononcer sur l'adhésion de leur pays à l'Espace économique européen. Si le vote populaire s'est divisé presque exactement en deux, le vote cantonal s'est soldé par une majorité écrasante de 16 voix contre et de 7 voix pour. Chose ironique, toute tentative de réforme du système doit être approuvée par les petits cantons, peu enclins à renoncer à leur droit de vote.

ANNEXE 3
LES MODALITES D'APPLICATION DE LA REDEVANCE SUR LE TRAFIC DES POIDS LOURDS LIEE AUX PRESTATIONS (RPLP)

Dans le corps de notre rapport, nous nous efforçons de comprendre comment le peuple suisse est passé du refus à l'acceptation de la RPLP et quelle place ont occupé les arguments relatifs aux coûts externes dans le débat national. Cette annexe met, quant à elle, l'accent sur les modalités d'application de la RPLP. Elle est extraite d'un ouvrage du Certu sur la tarification des déplacements automobiles (du Crest et alii, 2001).

1. Le principe de la tarification : une redevance à la tonne-kilomètre

La Redevance sur le trafic des Poids Lourds liée aux Prestations (RPLP) est actuellement le seul exemple au monde de tarification généralisée à la distance[164]. Elle s'applique depuis le 1er janvier 2001 sur l'ensemble du territoire helvétique et est proportionnelle d'une part au kilométrage parcouru en Suisse et d'autre part au poids maximum autorisé. Seuls les poids lourds sont concernés par cette mesure.

L'objectif de la redevance est de diminuer les atteintes à l'environnement et ralentir la croissance du transport routier. Bien sûr, les recettes générées ont aidé à prendre la décision ; $^2/_3$ des revenus sont d'ailleurs affectés à l'amélioration du chemin de fer. Le $^1/_3$ restant va aux cantons qui l'utilisent à des fins routières essentiellement.

Telle que la RPLP a été conçue, les camions paient un coût qui se rapproche du coût occasionné à la société, incluant le coût d'usure des routes, fonction du poids, et les coûts de pollutions (air, bruit), le tarif étant modulé en fonction de la norme de pollution du camion. Le montant de la redevance a donc été calculé sur la base des coûts non couverts par la fiscalité du transport routier, estimés à 1 150 millions CHF (=756 millions €[165]). Une baisse de 30 % des tonnes-kilomètres est espérée à l'horizon 2015, par rapport au statu quo. Globalement, les arguments économiques et écologiques ne manquent donc pas pour cette mesure suisse.

Un équipement embarqué est installé à bord du poids lourds et est relié au chrono-

[164] Si l'on excepte les péages autoroutiers qui dépendent souvent de la distance, comme en France.

[165] Au 1er janvier 2001, 1 CHF = 0,6570 €

tachygraphe. Le poids maximum autorisé (PTAC) du véhicule et la norme d'émission respectée par celui-ci sont inscrits dans l'équipement embarqué, et ne peuvent être modifiés. Le système permet donc de calculer la redevance en fonction du kilométrage, du poids et de la norme de pollution. Chaque mois, une carte à puce est insérée dans l'unité et enregistre le montant de la redevance calculé par l'équipement embarqué. Le conducteur envoie alors la carte à puce à la douane qui émet la facture ; l'envoi se fait par courrier ou par ordinateur si l'entreprise est équipée du lecteur de carte à puce spécifique.

2. Les modalités retenues pour la RPLP

L'équipement embarqué contient un émetteur/récepteur radio qui permet d'allumer RPLP et d'éteindre l'équipement au passage de la frontière et de contrôler aléatoirement le bon fonctionnement du système sur le réseau suisse. L'unité embarquée est également équipée d'un GPS qui sert à contrôler : d'une part, que le véhicule n'est tarifé que sur le territoire suisse et d'autre part, que le kilométrage indiqué par le chrono-tachygraphe est juste. L'équipement embarqué est fixé sur le camion, par des sociétés agréées.

Une des difficultés du système réside dans la gestion des poids lourds étrangers qui viennent en Suisse ou la traverse. Ceux-ci ont le choix entre s'équiper d'une unité embarquée à l'instar des camions suisses, ou payer la redevance, sur déclaration, en informant la douane en entrée et en sortie du kilométrage et du tonnage du véhicule. Cette transaction se fait depuis un terminal électronique aux frontières, à l'aide d'une carte à puce associée au véhicule et sur laquelle sont enregistrées les informations fixes concernant le véhicule (norme de pollution, PTAC, etc.)

Un camion tirant une remorque doit payer une redevance supplémentaire correspondant au poids maximum de l'engin tracté. Dans un tel cas, le conducteur insère une carte à puce dans l'équipement embarqué, sur lequel est inscrit le PTAC de la remorque. Le contrôle de l'insertion de la carte se fait visuellement, grâce à un système de diodes allumées qui se voient depuis l'extérieur à travers le pare-brise.

La formule qui permet de calculer le tarif est assez complexe ; elle s'exprime comme suit :

Tarif = Tarif de base x poids x kilométrage

Le tarif de base dépend de la norme d'émission respectée par le poids lourd :

- norme Euro 0 = 0,02 CHF = **!Signet indéfini, SFR** €
- norme Euro 1 = 0,0168 CHF = **!Signet indéfini, SFR** €
- norme Euro 2 = 0,0142 CHF = **!Signet indéfini, SFR** €

Ainsi un camion de 30 t vérifiant la norme Euro 1 et parcourant 300 km paiera 151,20 CH CHF (= 0,0168 x 30 x 300 = 99 €). Le tarif de base pour la norme Euro 1 passera de 1,68 centimes à 2,5 centimes en 2005, puis 2,75 en 2008.

Le coût d'un équipement embarqué est de 1300 CHF = 854 € et est offert jusqu'en 2004 ; son installation est à la charge du propriétaire (environ 500 CHF = 328 €). Les recettes devraient atteindre 1,5 milliards CHF (près d'un milliard €) en 2005. L'investissement réalisé est estimé

à 100 millions €. En 2001, les coûts d'exploitation et de personnel ont atteint 5% des recettes perçues ; à terme, ces coûts devraient tomber à 2% des recettes perçues[166].

3. Des éléments sur l'acceptabilité

La RPLP a été approuvée par voie référendaire par 57 % du peuple suisse ; une précédente votation en 1986 sur une RPLP avait été rejetée. La RPLP a été acceptée en contrepartie d'un accord sur le transport de marchandises signé avec l'Union européenne. En effet, à partir de 2005, les camions jusqu'à 40 t seront acceptés en Suisse, alors que seuls les camions de moins de 28 t l'étaient[167]. L'accord consistait donc à accepter cette norme européenne contre la possibilité d'introduire une redevance pour le transit. L'UE a exigé que la redevance s'applique à tous les transports de marchandises et non seulement au transit, d'où la forme actuelle du système. On peut noter que la RPLP remplace une redevance forfaitaire qui existait depuis 1984 ; celle-ci s'applique d'ailleurs toujours aux autocars privés.

Quelques points notables :

- l'augmentation progressive du prix de base de la redevance (de 1,6 à 2,7 centimes/t-km) facilite la mise en place de la redevance ;
- les poids lourds utilisant le transport combiné route+rail bénéficient d'une réduction de la redevance qui ne s'applique bien sûr que sur la partie routière du trajet ;
- un site Internet[168] en français, allemand et italien informe de manière détaillée sur toutes ces mesures. Des brochures ont également été imprimées dans les trois langues ainsi qu'en anglais.

[166] Ces coûts, rendus publics en 2002, diffèrent légèrement de ceux présentés dans l'ouvrage du Certu, rédigé en 2001 (Certu, 2001).

[167] Pendant la période de transition 2001 - 2005, les camions de moins de 34 t sont autorisés.

[168] http://www.zoll.admin.ch/f/steuernf/lsvaf/lsva_f.htm

LISTE DES PRINCIPAUX SIGLES UTILISES

France

Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
Certu	Centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques
Cete	Centre d'Études techniques de l'Équipement
Cetur	Centre d'Études des transports urbains
CGP	Commissariat général du Plan
CGPC	Conseil général des Ponts et Chaussées
CCTN	Commission des comptes des transports de la Nation
DPC	Dossier de prise en considération
DR	Direction des Routes
Dreif	Direction régionale de l'Équipement d'Ile-de-France
DTT	Direction des Transports terrestres
EDF	Électricité de France
F	franc
Gart	Groupement des autorités responsables des transports
Inrets	Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité
LAURE	Loi n°93-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie
LOADT	Loi n°99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire
LOTI	Loi n°82-1153 du 30 décembre 1982 d'orientation des transports intérieurs
METL	ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement
MIES	Mission interministériel de l'effet de serre
PIB	produit intérieur brut
RATP	Régie autonome des transports parisiens
RFF	Réseau ferré de France
SNCF	Société nationale des chemins de fer français
STIF	Syndicat des transports d'Ile-de-France
STP	Syndicat des transports parisiens
UTP	Union des transports publics

Suède

SEPA	Swedish Environmental Protection Agency
SEK	couronne suédoise
SIKA	Swedish Institute for Transport and Communications Analysis
SHAPE	Stockholm study of Health effect of Air Pollution and their Economic consequences

Suisse

CGST	Conception globale suisse des transports
CHF	franc suisse
DETEC	département fédéral de l'Environnement, des Transports, de l'Énergie et des Communications
DFTCE	département fédéral des Transports, des Communications et de l'Énergie
FRS	Fédération Routière Suisse
NFS	Nationales Forchungsprogramm (PNR ou Programme national de recherche en français)
NLFA	nouvelles lignes ferroviaires à travers les Alpes
OFS	Office fédéral de la statistique
PNR	Programme national de recherche
PNR 25	Programme national de recherche « Villes et transport » (1989-1994)
PNR 41	Programme national de recherche « Transport et environnement » (1996-2000)
RPLP	Redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations
SET	Service d'étude des transports

Divers

C	carbone
CO_2	dioxyde de carbone
CEMT	Conférence européenne des ministres des Transports
COPERT	Computer programme to calculate emissions from road transport
DG	Direction générale (de la Commission européenne)
€	euro
IPCC	International Governmental Panel on Climate
NO_x	oxydes d'azote
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique
OMS	Organisation mondiale de la santé
PM_{10}	particules de diamètre inférieur à 10 µm
$PM_{2,5}$	particules de diamètre inférieur à 2,5 µm
PTAC	poids total autorisé en charge
t	tonne
TVA	taxe sur la valeur ajoutée
voy	voyageur
voy×km	voyageur-kilomètre

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION 3

CHAPITRE 1. APPRÉHENDER LA POLLUTION ET SES EFFETS : UNE NÉCESSAIRE INTERDISCIPLINARITÉ 9

1. Un phénomène qui évolue au cours du temps *9*
1.1. Des niveaux d'émissions qui évoluent différemment selon le secteur d'activité 9
1.2. Des concentrations orientées à la baisse 10
1.3. L'importance du contexte local 11

2. L'impact des polluants atmosphériques *12*
2.1. Les impacts sur la santé 12
2.1.1. Les mécanismes à l'œuvre polluant par polluant 13
2.1.2. L'influence globale de la pollution atmosphérique : les études épidémiologiques 16
2.2. La pollution atmosphérique affecte aussi la faune et la flore, les bâtiments et la visibilité 22
2.2.1. La pollution régionale de l'ozone 22
2.2.2. Les pluies acides 24
2.2.3. Les dégradations liées aux particules 25

3. Des dommages à la perception des dommages par la population *25*
3.1. La qualité de l'air : une des principales préoccupations environnementales 25
3.2. Quels dommages perçus ? 26
3.3. Les Français se sentent-ils bien informés ? 26
3.4. Quelles attitudes vis-à-vis de la pollution de l'air ? 27
3.4. Les craintes pour les générations futures 27

4. Conclusion *27*

5. Bibliographie du chapitre 1 *28*

CHAPITRE 2. L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE 33

1. Que mesure-t-on ? *34*
1.1. La valeur économique totale d'un bien 34
1.2. De la courbe d'utilité aux variations de surplus… 36
1.3. Le marché : optimum et défaillances 37
1.4. Mesurer les coûts de la pollution, pour quoi faire ? 39

2. Avec quelles méthodes ? *40*
2.1. La méthode d'évaluation contingente 41
2.1.1. Objectif de l'évaluation contingente 41
2.1.2. Les étapes d'une évaluation contingente 42
2.1.3. Les problèmes rencontrés par l'évaluation contingente 45
2.1.4. Conclusion : des champs d'application très diversifiés 48
2.2. Les valorisations monétaires reposant sur l'élaboration de courbes dose-réponses 49
2.2.1. Les pertes de surplus de production 50

2.2.2. La réparation des dommages 50
2.2.3. La valeur de la vie humaine par l'estimation du capital humain : une méthode aujourd'hui en perte de vitesse 51
2.3. Les autres méthodes d'évaluation : moins utilisées dans le cas de la pollution de l'air 52
2.3.1. La méthode des prix hédonistes 52
2.3.2. Les dépenses de protection 54
2.3.3. Le coût des voyages 55
2.3.4. les coûts d'évitement 55
2.4. Des méthodes différentes pour répondre à des problèmes différents ? 56

3. Le taux d'actualisation et les questions de l'équité intergénérationnelle : les économistes et la maïeutique des choix collectifs 62
3.1. Le taux d'actualisation et son rôle dans le calcul économique : du taux d'actualisation au TRI et au Taux de Rentabilité Socio-Economique 62
3.1.1. Le principe de l'actualisation : le symétrique de la capitalisation 62
3.1.2. De la rentabilité financière à la rentabilité socio économique 63
3.2. La définition du taux d'actualisation : un processus d'agrégation en forme d'arbitrage 68
3.2.1. Comment définir le taux d'actualisation ? 68
3.2.2. Taux d'actualisation et coût d'opportunité des fonds publics : état des lieux d'un dilemme 71
3.3. Les trois variables stratégiques du calcul économique public : taux d'actualisation, contrainte financière et évolution des prix relatifs 74
3.3.1. Baisser le taux d'actualisation en fixant une contrainte financière 74
3.3.2. Le rôle des variations de prix relatif 76

4. Conclusion 78

5. Bibliographie du chapitre 2 79

CHAPITRE 3. DE L'ÉVALUATION DES COÛTS ENVIRONNEMENTAUX À LA DÉCISION POLITIQUE 83

Introduction 83

1. L'évaluation socio-économique des projets de transport et la fiscalité environnementale en Europe 84
1.1. Évaluer les impacts environnementaux des projets de transport : une préoccupation générale au sein de l'Union européenne, mais des approches variables selon les pays 84
1.2. La fiscalité environnementale dans les états membres de l'OCDE : de 1 à 4% du PIB selon les pays 86
1.3. Conclusions : des comparaisons internationales qui s'avèrent délicates 89

2. Le cas de la France : l'Administration intègre progressivement les coûts environnementaux dans l'évaluation des projets de transport 90
2.1. La prise en compte des effets externes avant le rapport Boiteux de 1994 : de la recherche vers les études opérationnelles 92
2.1.1. L'estimation de la valeur de la vie humaine : un premier pas vers la prise en compte des coûts externes des transports 92
2.1.2. Le compte transport voyageurs de la région Ile-de-France et le compte transport national : une première batterie de coûts environnementaux pour l'évaluation des projets de transport 93
2.2. Le groupe Boiteux I (1992-1994) : les premières valeurs officielles de coûts de nuisances 94
2.2.1. Le coût de la pollution atmosphérique 95
2.2.2. Le coût de l'effet de serre 96
2.3. La mise en œuvre du rapport Boiteux de 1994 : une évolution rapide des pratiques d'évaluation

..... 97
2.3.1. Les évaluations de projets de transport par le ministère de l'Équipement 98
2.3.2. Les évaluations des projets de transports collectifs en Ile de France et en province 99
2.4. Le groupe Boiteux II (1999-2001) : un débat technique sur les coûts externes qui recèle également un débat de société sur l'environnement 102
2.4.1. La pollution atmosphérique 103
2.4.2. L'effet de serre 106
2.4.3. L'enjeu du groupe Boiteux : rendre un arbitrage transparent sur les coûts des nuisances en situation de forte incertitude 108
2.5. Les perspectives de mise en œuvre du rapport Boiteux de 2001 : une application au sein du ministère de l'Équipement dès 2002 110
2.5.1. Le groupe de travail du CGPC sur les suites à donner au rapport Boiteux II au sein du ministère de l'Équipement 110
2.5.2. Les premiers documents intégrant les recommandations du rapport Boiteux II paraîtront dès 2002 112
2.6. Conclusions sur la France : vers une évaluation citoyenne des projets de transport ? 112

3. Le cas de la Suède : une politique des transports et de l'environnement qui s'inspire de la théorie économique 114
3.1. La fiscalité verte en Suède : les décideurs sollicitent l'avis des économistes 115
3.1.1. Les premiers pas de la fiscalité écologique en Suède : les années 70 et 80 115
3.1.2. La réforme fiscale verte de 1991 : vers une fiscalité environnementale cohérente et ambitieuse 117
3.1.3. Les concessions accordées aux industriels en 1993 121
3.1.4. Les conséquences de la réforme verte sur le prix des carburants routiers 122
3.1.5. Les effets limités de la réforme verte sur les émissions de CO_2 125
3.1.6. Les débat au sein de la « Green Tax Commission » (1995-1997) : les incertitudes des scientifiques sur les effets de la réforme verte 125
3.1.7. La seconde réforme verte, la loi d'orientation pour une politique durable des transports et le nouveau code de l'environnement (1996-2001) : le second souffle de la politique environnementale en Suède 128
3.1.8. Conclusion : des décideurs suédois à l'écoute des économistes, mais un secteur des transports encore protégé 133
3.2. L'évaluation des projets de transport en Suède : des coûts environnementaux élevés, fixés par l'Administration 133
3.2.1. Le rôle de l'analyse coûts/avantages dans le choix des projets de transport en Suède : un outil technico-administratif peu connu des décideurs locaux et du grand public 134
3.2.2. La prise en compte des effets non monétaires dans l'analyse coûts-avantages : l'exemple des projets routiers 135
3.2.3. L'établissement des valeurs de référence actuelles : les travaux du groupe ASEK 136
3.2.4. Conclusions : des approches comparables en France et en Suède, mais des coûts externes officiels beaucoup plus élevés en Suède 141
3.3. Conclusions sur la Suède : le cadre d'une politique environnementale ambitieuse existe, mais certains secteurs restent protégés 142

4. Le cas de la Suisse : la taxe kilométrique sur les poids lourds, fruit de la volonté politique et de la recherche en économie des transports 143
4.1. La recherche suisse en économie des transports : à l'écoute des besoins des décideurs 144
4.2. Mieux connaître et évaluer les coûts externes : une demande politique forte et ancienne en Suisse 146
4.2.1. De la Conception globale suisse des transports (CGST) à l'évaluation officielle des coûts externes de la route 146
4.2.2. La synthèse des coûts externes de la route en Suisse : une base scientifique pour l'action politique 147
4.3. La Redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP) : du refus à l'adoption

populaire 149
4.3.1. Les années 80 : la RPLP repoussée par le peuple suisse 150
4.3.2. Les années 90 : l'adoption populaire de la RPLP, fruit de la volonté politique, de la recherche et de la concertation 150
4.4. L'adoption de la RPLP ne clôt pas le débat sur la « vérité des coûts » des transports en Suisse 152
4.4.1. Les partisans d'une extension de la RPLP à l'ensemble du trafic routier suisse 153
4.4.2. Les opposants à la politique de transport de la Confédération helvétique 153
4.5. Conclusions sur la Suisse : une interaction forte entre la sphère politique et la recherche en économie des transports 155

5. Conclusion *156*

6. Bibliographie du chapitre trois *157*
Première partie (Europe) 157
Deuxième partie (France) 158
Troisième partie (Suède) 162
Quatrième partie (Suisse) 165

CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS 167

***ANNEXE 1* L'ORGANISATION POLITIQUE DE LA SUÈDE 171**

La Suède, une démocratie parlementaire *171*

Comment fonctionne le gouvernement ? *172*
Les élections générales 172
Le gouvernement et les Services du gouvernement 172
Le gouvernement est responsable devant le Riksdag 172
Déclaration de politique générale 173
Une procédure de décision collective 173
Les commissions d'enquête 173
Les projets du gouvernement 173
Les autorités publiques 174

***ANNEXE 2* L'ORGANISATION POLITIQUE DE LA SUISSE 175**

1. La Suisse, une confédération de 26 cantons *175*
Les cantons: 26 petites républiques 175
La plus petite unité politique est la commune 176

2. Le Conseil fédéral et le Parlement *176*
Exécutif: le Conseil fédéral 177
Chaque Conseiller fédéral dirige un département 177
Législatif: l'assemblée fédérale, un système bicaméral 178
Hommes et femmes politiques à temps partiel 178

3. Gouverner en démocratie directe *178*
De compromis en compromis, jusqu'à l'accord de tous 178
Aucun parti d'opposition, aucun veto présidentiel, aucune discipline de parti 179
Démocratie directe et indirecte 179
Les droits du peuple 179
Voter, participer 180

Dans le doute, c'est non 180
La démocratie est lente et lourde, mais irremplaçable 180

ANNEXE 3 LES MODALITÉS D'APPLICATION DE LA REDEVANCE SUR LE TRAFIC DES POIDS LOURDS LIÉE AUX PRESTATIONS (RPLP) 183

1. Le principe de la tarification : une redevance à la tonne-kilomètre *183*

2. Les modalités retenues pour la RPLP *184*

3. Des éléments sur l'acceptabilité *185*

LISTE DES PRINCIPAUX SIGLES UTILISÉS 187

France *187*

Suède *187*

Suisse *188*

Divers *188*

TABLE DES MATIÈRES 189