



HAL
open science

Développement soutenable et valorisation des externalités environnementales des transports

Jacques Stambouli

► **To cite this version:**

Jacques Stambouli. Développement soutenable et valorisation des externalités environnementales des transports. *Les Cahiers Scientifiques du Transport / Scientific Papers in Transportation*, 2000, 38 | 2000, pp.63-94. 10.46298/cst.11987 . hal-04147693

HAL Id: hal-04147693

<https://hal.science/hal-04147693v1>

Submitted on 30 Jun 2023

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - ShareAlike 4.0 International License

DEVELOPPEMENT SOUTENABLE ET VALORISATION DES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES DES TRANSPORTS

JACQUES STAMBOULI

LABORATOIRE MOBILITES, RESEAUX, TERRITOIRES, ENVIRONNEMENTS

La valorisation économique des externalités environnementales négatives des transports fait l'objet de controverses avec des résultats très disparates (ORFEUIL, 1996). La disparité des résultats tient au choix des méthodes de valorisation. Et les controverses scientifiques sont souvent suscitées par le manque d'homogénéité des méthodes pour les différentes évaluations.

Nous nous proposons d'abord d'approfondir la notion d'externalité environnementale des transports dans le cadre d'une interaction entre un système de transport et son environnement naturel. Nous replacerons alors la question des externalités environnementales dans une problématique de développement soutenable¹ qui vise à maintenir constante la qualité d'un stock d'actifs naturels critiques pour les êtres humains comme l'air, l'eau et

¹ Nous préférons, à la suite de divers auteurs, comme Sylvie FAUCHEUX et Jean-Francois NOËL (1995) ou Franck-Dominique VIVIEN (1994), employer le terme « soutenable » pour marquer par un néologisme la nouveauté de la problématique de développement.

les sols².

Cette problématique nous conduira à définir des normes de soutenabilité et donc à comparer le coût des dommages vis-à-vis de ces actifs naturels critiques, en cas de non-respect des normes de soutenabilité, et le coût d'évitement des dommages, pour atteindre les normes de soutenabilité.

Cette comparaison suppose un accord sur une méthode homogène de valorisation, s'intéressant aux effets monétaires des externalités négatives. Cet article propose une méthode de valorisation, à partir des analyses fondamentales de Piero SRAFFA (1960) et de David RICARDO (1821). Il applique ensuite cette méthode dans plusieurs cas concrets pour le système de transport dans la région Ile-de-France.

1. LES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES NEGATIVES ET LE SYSTEME ECONOMIQUE DE TRANSPORT

La théorie des externalités économiques (ou effets économiques externes) provient d'une réflexion sur les interactions entre les agents économiques.

Dans cette optique, il est possible de donner une définition des effets externes (ou externalités) des transports assez consensuelle pour les économistes, comme l'a fait Alain BONNAFOUS (CEMT, 1994) par exemple : *« ils désignent les conséquences négatives (ou positives) d'une activité de transport, sans que celui qui la provoque (ou qui en bénéficie) ait à supporter (ou à acquitter) une compensation monétaire ».*

Les externalités **environnementales** des transports sont des effets de l'activité transport sur l'environnement naturel, pour lesquels les agents économiques des transports ne payent pas ou ne reçoivent pas une compensation monétaire. Ces effets sur l'environnement naturel – essentiellement négatifs - concernent ensuite indirectement les autres agents économiques.

Concrètement, il s'agit de la **pollution globale de l'air** par les émissions de gaz à effet de serre, de la **pollution régionale et locale** de l'air (émissions de NOx, COV, SO2, particules, création d'ozone troposphérique...), du **bruit** des véhicules, de la pollution des eaux et des sols par les **déchets liquides** (huiles usagées, pluies de lavages des infrastructures) et **solides** (carcasses, vieux pneus).

On peut constater, à cette énumération, que les externalités environnementales négatives des transports sont **supportées** chaque fois par **de nombreux agents économiques** : tous les agents pour une pollution

² Ce principe du caractère constant d'un stock d'actifs naturels critiques a été développé par les économistes de « l'école de Londres », en particulier David PEARCE et Kerry TURNER (1990).

globale (effet de serre) ou plusieurs agents pour une pollution locale (pollution régionale, bruit, carcasses ou pneus usagés).

Les événements qui ont provoqué ces externalités environnementales négatives proviennent rarement d'un agent économique transport isolé. Les pollutions locales deviennent difficilement supportables quand elles **sont le fait de l'activité de plusieurs agents économiques transport** (bruit d'un flux donné de véhicules, déchets liquides ou solides d'un parc de véhicules par exemple).

Il y a chaque fois plusieurs pollueurs et plusieurs pollués.

En outre, nous pensons que les décisions des agents économiques, qui conduisent aux externalités environnementales négatives des transports, sont prises selon des **logiques collectives** :

- des **logiques modales, du côté de l'offre** des moyens de transport. Il existe des règles et des contraintes particulières pour l'offre de transport routier, différentes des règles du ferroviaire, du fluvial, du maritime ou de l'aérien. Ces règles sont d'ailleurs codifiées par des techniques, des droits différents et conditionnent l'offre économique de moyens de transport ;
- des **logiques spatiales**, selon les types d'espaces à desservir, **du côté de la demande**. La demande vis-à-vis des modes de transports de personnes n'est pas la même dans les villes peu denses et étendues d'Amérique et dans les villes plus denses et plus compactes d'Europe. Dans un cas, l'espace urbain favorise l'automobile individuelle, l'autocar ou le train ; dans l'autre cas, la marche à pied, le bus et le transport ferroviaire plus léger (tramway, métro) sont bien adaptés et la part de l'automobile individuelle peut être plus faible.

L'activité économique transport qui provoque des externalités environnementales négatives apparaît donc comme le produit d'une **interaction entre l'offre et la demande de transport**. Les agents économiques de l'offre de transport - les opérateurs de transport - interagissent avec les demandeurs transport. Si la relation offre-demande de transport s'établit, l'activité transport a lieu sous la forme du déplacement de biens ou de personnes, c'est-à-dire du service économique de transport, et d'externalités, notamment sur l'environnement naturel, ayant des conséquences négatives sur les agents économiques.

Cet ensemble organisé d'interactions entre offreurs et demandeurs de transport forme un **système économique de transport**.

Nous raisonnerons donc au niveau **méso-économique** d'un système de transport, placé à un niveau intermédiaire entre les agents économiques individuels et l'ensemble du système économique.

Ce système doit être situé dans un espace particulier, notamment dans un « bassin de vie quotidienne³ », correspondant à la grande majorité des transports habituels de personnes.

L'environnement naturel doit lui aussi être perçu comme un système ou un ensemble de systèmes ; car les modifications de l'environnement naturel du fait de l'activité transport entrent elles-mêmes en interaction : les émissions de CO₂ provoquent l'effet de serre, les émissions de NO_x et de SO₂ contribuent aux pluies acides, qui elles-mêmes lessivent les infrastructures de transport et polluent les eaux douces, le tout ayant des effets négatifs sur les êtres vivants.

C'est donc, à notre avis, la démarche de l'écologie scientifique qui, dans un premier temps, peut nous faire saisir les effets concrets des externalités environnementales négatives des transports ; car, par définition, cette démarche perçoit l'environnement naturel comme un ensemble de systèmes - les écosystèmes - liant les êtres vivants à leur environnement .

Nous pouvons dès lors donner une définition plus précise des externalités environnementales des transports.

Nous appellerons externalité environnementale des transports un effet extérieur au système économique de transport, agissant directement sur un ou plusieurs écosystèmes et indirectement sur les agents économiques, que le système économique de transport n'est pas incité à prendre en compte par une compensation monétaire.

2. LES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES NEGATIVES COMME DECHETS DEPASSANT LA CAPACITE D'ASSIMILATION DES MILIEUX

Examinons concrètement ce que sont les externalités environnementales négatives des transports.

Il s'agit de **pollutions** de l'air (par des émissions de gaz ou des niveaux sonores), de l'eau ou des sols qui ont des effets négatifs sur les êtres humains.

Ces pollutions correspondent à la production de substances - **les déchets** - ayant des conséquences dommageables pour les écosystèmes, parce qu'ils **dépassent les capacités naturelles d'assimilation des milieux (dont font partie les êtres humains)**.

Dans le cas des émissions des gaz à effet de serre, il s'agit essentiellement des capacités d'assimilation des océans pour maintenir un niveau de

³ Par exemple, en région Ile-de-France, en 1991, 99 % des déplacements quotidiens des habitants de la région ont lieu dans la région (source EGT). Au recensement de 1990, seulement 5,1 % des actifs de la région viennent d'ailleurs, tandis que 1 % des actifs domiciliés dans la région vont travailler hors de la région. La région Ile-de-France est un bassin de vie quotidienne pour les déplacements de ses habitants et de ses actifs.

concentration de ces gaz constant dans l'atmosphère, afin d'empêcher une élévation de la température de la planète préjudiciable à la vie humaine. Par exemple concernant le CO₂, Benjamin DESSUS (1996) constate : « *les océans absorbent environ 3 milliards de tonnes de carbone chaque année. Or, en 1990, les activités humaines ont entraîné l'émission de plus de 6,5 milliards de tonnes de carbone dans l'atmosphère. On voit le chemin qui reste à parcourir pour parvenir à l'équilibre.* »

Dans le cas de la pollution locale et régionale de l'air, les capacités d'assimilation correspondent aux concentrations moyennes de polluants jugées acceptables par rapport à la santé humaine et aux écosystèmes fragiles (végétaux)⁴.

Dans le cas du bruit, la capacité d'assimilation équivaut au niveau sonore moyen considéré comme acceptable par les êtres humains : 65 dB(A) en façade et 60 dB(A) à l'intérieur des habitations, suivant la loi française du 31 décembre 1992 sur le bruit.

Dans le cas des eaux, la capacité d'assimilation peut correspondre au maintien de la qualité « eau piscicole » pour les eaux des fleuves, des rivières et des nappes phréatiques. Cette qualité maintient une faune et une flore aquatique et permet, après assainissement, de fournir de l'eau potable.

Dans le cas des sols, la capacité d'assimilation correspond au maintien en général d'une qualité de sols, capable de produire une alimentation saine pour les êtres humains.

La notion de capacité d'assimilation des milieux est donc une notion appartenant à la fois aux sciences naturelles et aux sciences sociales. Elle correspond aux **capacités naturelles de recyclage, d'auto-épuration des déchets**, ces derniers étant incorporés dans les grands cycles bio-géochimiques de la biosphère et des différents écosystèmes (cycle du carbone pour le CO₂, cycle de l'eau etc.) pour reconstituer les actifs naturels. Mais le niveau acceptable de déchets est toujours évalué en fonction des **capacités sociales qu'ont, en dernière analyse, les êtres humains à supporter la qualité de l'environnement naturel obtenu**. Ce qui se réfère, par exemple, aux normes acceptables pour la santé humaine, codifiées notamment par la médecine et le droit.

3. LA NOTION DE SYSTEME DE TRANSPORT SOUTENABLE FACE A LA PRODUCTION ECONOMIQUE DE DECHETS

Nous dirons, avec les économistes de l'école de Londres (FAUCHEUX, NOËL, 1995 ; PEARCE, TURNER, 1990), **qu'un système économique - en parti-**

⁴ Ces concentrations font l'objet de réglementations très précises avec des normes par polluant de plus en plus sévères à l'échelle européenne et nationale.

culier de transport - est « soutenable » s'il est capable de s'insérer dans la biosphère sans en dégrader les actifs naturels critiques, nécessaires à la reproduction des écosystèmes.

Ces actifs naturels critiques sont en particulier dans le cas du système économique de transport : l'air, l'eau et les sols.

Une des conditions nécessaires pour la soutenabilité du système de transport sera que ses émissions de déchets ne dépassent pas la capacité d'assimilation des milieux.

Ce n'est pas le cas en ce qui concerne les gaz à effet de serre, même si les transports ne sont responsables, au niveau mondial, que de 21 % des tonnages émis en 1990, derrière l'industrie et l'habitat (GIEC, 1996). Ce n'est souvent pas le cas en ce qui concerne la pollution locale et régionale de l'air dans les grandes villes, dont les moteurs thermiques des véhicules de transport sont très largement responsables. Ce n'est pas plus le cas en ce qui concerne le niveau de bruit sur les artères à fort trafic. Enfin les huiles usagées, les eaux de pluies lessivant les infrastructures de transport, les carcasses automobiles et les vieux pneus contribuent à la pollution des eaux et des sols.

Pris globalement, notre système de transport n'est pas soutenable. Pris régionalement, dans le bassin de vie quotidienne des agents économiques, il ne l'est souvent pas non plus dans les grandes agglomérations.

Autrement dit, les émissions de déchets des transports dépassent les capacités d'assimilation des milieux, ces capacités constituant des **normes de soutenabilité**.

L'émission de déchets au cours du processus économique ne devrait pas nous étonner, pour peu que l'on regarde l'économie aussi comme un processus physique, comme l'a fait Nicholas GEORGESCU-ROEGEN (1995).

On sait que, selon le premier principe de la thermodynamique, l'homme ne peut ni détruire ni créer de la matière ou de l'énergie. GEORGESCU-ROEGEN demande donc : *« que fait alors le processus économique ? (...) Il se limite à absorber de la matière énergie pour la rejeter continuellement. (Mais) il y a une différence entre ce qui est absorbé et ce qui sort. Et cette différence ne peut être que qualitative (...) Ce qui entre dans le processus économique consiste en ressources naturelles de valeur et ce qui en est rejeté consiste en déchets sans valeur. »*

Cependant, jusqu'à la révolution industrielle environ, l'émission de déchets par le système économique dépassait rarement les capacités d'assimilation des milieux. Comme le fait remarquer Franck-Dominique VIVIEN (1994) *« les sources d'énergie qui approvisionnaient les machines froides se présentent sous forme de flux naturels, tels que les courants d'air et d'eau ».*

Avec la révolution industrielle, « *la source d'énergie fossile qui alimente les machines à feu est un stock, c'est-à-dire une grandeur finie.* »

Et c'est donc à partir de ce moment que se pose à la fois la question de l'épuisement de ce stock et du rôle de « déversoir » qu'a l'environnement naturel pour les déchets émis sous forme d'énergie dégradée (chaleur, bruit) ou de matière.

4. L'IMPORTANCE DE LA FONCTION DE RECYCLAGE DES DECHETS

Comment revenir aux niveaux de la capacité d'assimilation des milieux pour éviter les dommages de chacune des pollutions générées par les transports ? Les moyens envisagés, dans chaque cas, sont assez différents et n'ont pas les mêmes implications économiques.

Dans le cas des émissions de gaz à effet de serre, il faut transformer progressivement le système de transport pour accroître son efficacité énergétique, utiliser plus le rail ou la voie d'eau, et remplacer progressivement le pétrole par le gaz naturel et la biomasse, selon Benjamin DESSUS (1996). **Le coût pour éviter l'externalité négative est interne** au système économique de transport.

Dans le cas des émissions de polluants locaux et régionaux de l'air, les experts s'accordent à dire qu'il faut d'abord généraliser l'utilisation de pots catalytiques et de filtres sur les véhicules pour réduire les émissions à la source. Le coût d'évitement est là aussi interne.

Dans le cas du bruit, selon le Syndicat des Transports Parisiens (STP, 1993) les coûts d'évitement incluent à la fois des mesures internes, sur les moteurs (réduction de 3 à 5 dBA) et les chaussées (enrobé drainant réduisant de 5 dBA), mais surtout des mesures externes : isolations des façades (réduction de 15 à 20 dBA) et constructions d'écrans anti-bruit (réduction de 10 dBA). **L'essentiel des réductions de bruit est produit par des mesures externes au système économique de transport** qui réduisent la pollution sonore à un niveau acceptable pour les êtres humains.

Dans le cas des déchets liquides et solides (eaux, huiles, pneus, carcasses automobiles...), il y a possibilité de **recyclage de façon externe au système économique de transport.**

Ce recyclage produit - après tri - soit la même matière (à partir des huiles usagées, il est possible de fabriquer des huiles recyclées pour moteur, à partir des eaux usées on peut fabriquer des eaux propres) ; **soit reconstitue des matériaux utilisés** pour les véhicules (fer, verre, plastiques), produits par d'autres branches de l'économie ; soit éventuellement, utilise les déchets, après collecte, comme producteurs **d'autres matériaux** (les pneus servent à fabriquer de la poudrette de caoutchouc) ou **d'énergie** (les huiles usagées ou

les vieux pneus peuvent brûler et produire de la chaleur utilisée notamment dans les cimenteries). Les coûts de recyclage des déchets sont, dans ces trois cas, comme dans celui du bruit, externes au système économique de transport.

Nous appellerons **recyclage soutenable l'ensemble des activités externes au système économique de transport qui élimine les déchets en les remettant au niveau des capacités d'assimilation des milieux.**

Ces activités externes peuvent réduire le niveau de déchets (cas du bruit) ou reproduire de la matière ou de l'énergie à partir du déchet.

L'examen concret du processus de traitement des externalités négatives des transports fait apparaître l'importance des activités de recyclage soutenable nécessaires dans le cas des transports.

Car à partir des déchets d'une seule branche économique (la branche transport), le recyclage, pour atteindre la soutenabilité, concerne la production par le recyclage de biens de nombreuses branches de la comptabilité nationale : métallurgie, chimie, caoutchouc, plastiques, combustibles, eau, construction et travaux publics.

5. LA VALORISATION DES DECHETS SELON LE COUT D'EVITEMENT DES DOMMAGES. QUELQUES BASES THEORIQUES PREALABLES

Comment valoriser économiquement ces moyens de retour à la soutenabilité, en cas d'externalités environnementales négatives des transports ?

Nous partirons du processus concret que nous venons de décrire pour en faire une théorie plus générale.

Nous avons vu, dans le cas des transports, qu'une branche de l'économie peut produire des déchets qui seront recyclés de façon soutenable pour produire des biens ou des services dans plusieurs autres branches de l'économie.

Ces opérations de recyclage n'auront pas lieu selon les proportions habituelles (coefficients techniques) de ces branches, car elles utilisent comme matières premières des déchets et ont pour but de traiter ces déchets pour en éviter les dommages jusqu'à atteindre la capacité d'assimilation des milieux.

Nous distinguerons donc deux types d'opérations de production :

- les opérations de production courante de chaque branche de production ;
- les opérations de recyclage soutenable des branches de recyclage des déchets.

Les branches sont définies dans la comptabilité nationale comme produisant

un type de produit homogène et un seul. Nous supposons que les branches de production et les branches de recyclage des déchets produisent un seul type de produit et un seul. Il y aura donc autant de branches de production que de branches de recyclage.

Nous choisissons de valoriser les échanges entre les branches de production et de recyclage selon les prix de production (théorie classique de la valeur travail) et non selon l'équilibre par le marché (théorie néo-classique de la valeur-utilité).

Plusieurs raisons motivent ce choix :

- comme nous l'avons vu dans le cas des transports, les agents concernés par la production de déchets (les branches pollueuses) et par l'évitement des déchets (les pollués et les branches de recyclage) n'interviennent pas le plus souvent à titre individuel comme sur un marché, mais selon des **logiques collectives** (analyse méso-économique avec regroupement des agents en systèmes) ;
- même si une fonction collective d'utilité s'élaborait chez les pollués, pour éviter jusqu'à un certain niveau la pollution, rien ne garantit que ce niveau corresponde à **la capacité d'assimilation des milieux, définie à la fois par des exigences sociales et des exigences de fonctionnement de la biosphère** étudiées dans le cadre des sciences naturelles⁵ ;
- la définition, dans chaque cas de pollution, des normes d'assimilation des milieux répond à la volonté de préserver des actifs naturels critiques. L'air que l'on respire, l'eau que l'on boit, la qualité des sols nécessaire pour l'alimentation humaine sont, en termes économiques, des **biens collectifs de type particulier** : non-exclusion de consommation par les êtres humains qui en ont un besoin vital au sens propre du terme ; non-rivalité de consommation a priori tant qu'ils restent abondants.

Ce caractère de **biens collectifs vitaux des actifs naturels critiques** exclut leur substitution selon leurs prix relatifs avec les autres biens comme cela se passe sur un marché, en fonction d'intérêts privés⁶ et nécessite le **maintien de leur stock par une régulation publique selon l'intérêt général.**

Dès lors, pour atteindre la soutenabilité, la formation de branches de recy-

⁵ On démontre que l'optimum de pollution, résultant de la confrontation sur un marché du coût marginal des dommages subi par les pollués et du coût marginal d'évitement des dommages payé par les pollueurs, est nécessairement supérieur à la capacité d'assimilation des milieux. Voir notamment René PASSET (1996:211-212).

⁶ Etant indispensables à la vie humaine, ils ne peuvent pas être échangés contre d'autres produits utiles certes mais non indispensables.

clage des déchets devient un objectif de la société à partir des normes qu'elle édicte. Même si la gestion de ces branches peut tout à fait se faire selon les normes privées actuellement en vigueur, **l'échange de déchets entre les branches de production et les branches de recyclage est imposé pour des raisons d'intérêt général et non par le jeu du marché.**

Dans ces conditions **le coût unitaire d'un déchet** - qui déterminera ensuite le coût d'évitement des dommages dus à la pollution - **est fixé, non pas par le jeu de l'offre et de la demande sur un marché, mais par les conditions de production et de recyclage dans les autres branches.**

Le fait d'utiliser la théorie de la valeur-travail et de déterminer les prix de chaque produit en fonction des conditions de production des marchandises dans toutes les branches de l'économie renvoie alors nécessairement à la réflexion théorique d'un économiste, Piero SRAFFA (1960)⁷.

6. UN MODELE DE DEVELOPPEMENT SOUTENABLE A PARTIR DE PIERO SRAFFA

Peut-on intégrer les branches de recyclage soutenable dans le cadre du modèle de production de Piero SRAFFA (1960)? Et ce modèle permet-il de calculer le coût des externalités négatives liées aux déchets dépassant la capacité d'assimilation des milieux ?

Nous allons montrer que les réponses sont positives à ces deux questions⁸.

Le modèle de production avec surplus de Piero SRAFFA suppose k branches, produisant k marchandises A, B, \dots, K dont les quantités sont notées A, B, \dots, K . Ces marchandises sont produites au moyen de fractions de ces marchandises : A_a, B_a, \dots, K_a pour produire la marchandise A ; A_b, B_b, \dots, K_b pour produire la marchandise B ; A_k, B_k, \dots, K_k pour produire la marchandise K .

L'existence d'un surplus de production signifie que la somme $A_a + A_b + \dots + A_k$ est inférieure ou au plus égale à A ; la somme $B_a + B_b + \dots + B_k$ inférieure ou au plus égale à B ; la somme $K_a + K_b + \dots + K_k$ inférieure ou au plus égale à K .

Ce surplus de marchandises est affecté au profit r , qui est le même pour toutes les branches et qui est calculé sur les marchandises servant à la production d'autres marchandises. Il est aussi affecté aux salaires qui

⁷ L'idée de relier les prix de reproduction de Piero SRAFFA et le développement soutenable a déjà été avancée par Martin O'CONNOR (1996) mais dans le cadre général d'une économie stationnaire.

⁸ Au risque de paraître à la fois trop mathématique et trop littéraire, nous suivons ici rigoureusement Piero SRAFFA (1960) afin de maintenir le sens économique et social de son raisonnement mathématique et des développements que nous pourrions en déduire.

correspondent à un prix unique w par unité élémentaire de travail. Les quantités de travail sont notées L_a pour la production de la marchandise A , L_b pour la marchandise B , ..., L_k pour la marchandise K .

Les équations de production de SRAFFA prennent alors la forme :

$$(A_a P_a + B_a P_b + \dots + K_a P_k)(1+r) + L_a w = A P_a$$

$$(A_b P_a + B_b P_b + \dots + K_b P_k)(1+r) + L_b w = B P_b$$

$$\dots$$

$$(A_k P_a + B_k P_b + \dots + K_k P_k)(1+r) + L_k w = K P_k$$

où P_a, P_b, \dots, P_k sont les prix unitaires de production, supposés positifs, des produits A, B, \dots, K .

Cette situation de production correspond au cas où les déchets produits par les branches de production sont inférieurs ou égaux aux capacités d'assimilation des milieux naturels. Dans ce cas, les coûts d'évitement des dommages produits par ces déchets sont nuls, la biosphère recyclant gratuitement ces déchets.

Cependant, dans nos économies, la production de déchets dépasse souvent la capacité d'assimilation des milieux naturels et porte atteinte aux actifs naturels critiques, comme on le constate pour les transports.

Supposons qu'il y a k types de **déchets** notés D_1, D_2, \dots, D_k **produits** en même temps que les marchandises A, B, \dots, K **en quantités** D_1, D_2, \dots, D_k **supérieures aux capacités d'assimilation des milieux**.

Appelons $q_{a1}D_1, q_{a2}D_2, \dots, q_{ak}D_k$, les quantités de déchets de type D_1, D_2, \dots, D_k produits en même temps que la marchandise A selon les fractions $q_{a1}, q_{a2}, \dots, q_{ak}$; $q_{b1}D_1, q_{b2}D_2, \dots, q_{bk}D_k$, les quantités de déchets produits en même temps que la marchandise B selon les fractions $q_{b1}, q_{b2}, \dots, q_{bk}$; ...; $q_{k1}D_1, q_{k2}D_2, \dots, q_{kk}D_k$, les quantités de déchets produits en même temps que la marchandise K selon les fractions $q_{k1}, q_{k2}, \dots, q_{kk}$.

Au total, nous retrouvons les déchets D_1, D_2, \dots, D_k . De telle sorte que :

$$(q_{a1} + q_{b1} + \dots + q_{k1}) D_1 = D_1 \quad ; \quad \text{soit } q_{a1} + q_{b1} + \dots + q_{k1} = 1 \quad ;$$

et ainsi de suite jusqu'à D_k .

Notons c_1, c_2, \dots, c_k , les coûts unitaires des déchets D_1, D_2, \dots, D_k .

Ces coûts unitaires multipliés par ces quantités de déchets permettent, selon une première méthode, de valoriser les externalités négatives de ces déchets au moment de la production des marchandises A, B, \dots, K .

Par exemple $q_{a1}D_1c_1$ est le coût total de l'externalité négative de la branche A concernant le déchet D_1 .

Ces coûts unitaires sont a priori négatifs. Si ces coûts étaient positifs, les déchets seraient considérés comme des produits joints de la branche. Et on pourrait dissocier cette production jointe en deux branches distinctes pour en revenir de façon simple aux équations de production précédentes.

Le caractère négatif de ces coûts unitaires des déchets dans une branche traduit le coût pour collecter, trier, répartir les déchets ; et les coûts de transformation des déchets pour atteindre les capacités d'assimilation des milieux. **L'ensemble de ces coûts de recyclage seront diminués de la valeur éventuelle des marchandises produites lors du recyclage.** Ce qui constituera **une seconde méthode de calculer le coût des externalités négatives.**

Ces coûts unitaires des déchets permettent d'intégrer les déchets dans un processus de recyclage soutenable, tel que soit atteint, pour chaque type de déchets, les capacités d'assimilation des milieux.

Les équations de production par branche, selon la notation de SRAFFA, et en intégrant les déchets s'écrivent alors :

$$(AaPa + \dots + KaPk)(1+r) + Law = APa + qa1D1c1 + qa2D2c2 + \dots + qakDkcK$$

$$(AbPa + \dots + KbPk)(1+r) + Lbw = BPb + qb1D1c1 + qb2D2c2 + \dots + qbkDkcK$$

...

$$(AkPa + \dots + KkPk)(1+r) + Lkw = KPk + qk1D1c1 + qk2D2c2 + \dots + qkkDkck.$$

Nous supposons maintenant, pour des raisons de notation, que la branche du produit *A* recycle les déchets de type *D1* en les transformant en quantités *A'* du produit *A* ; que la branche du produit *B* recycle les déchets de type *D2* en les transformant en quantités *B'* du produit *B* ; ... ; que la branche du produit *K* recycle les déchets de type *Dk* en les transformant en quantités *K'* du produit *K*.

Nous notons *A'a*, *B'a*, ..., *K'a* les quantités des produits *A*, *B*, ..., *K* nécessaires pour produire la quantité *A'* du produit *A*, et *L'a* les quantités de travail pour produire les quantités *A'* du produit *A*. Et ainsi de suite jusqu'à la quantité *K'* du produit *K*.

Les équations des branches de recyclage s'écrivent alors de la façon suivante :

$$(qa1D1 + qb1D1 + \dots + qk1D1)c1 + (A'aPa + \dots + K'aPk)(1+r) + L'aw = A'Pa$$

$$(qa2D2 + qb2D2 + \dots + qk2D2)c2 + (A'bPa + \dots + K'bPk)(1+r) + L'bw = B'Pb$$

...

$$(qakDK + qbkDk + \dots + qkkDk)ck + (A'kPa + \dots + K'kPk)(1+r) + L'kw = K'Pk.$$

L'équation du revenu national - qui sera ensuite réparti entre salaires et profits - comprend l'ensemble des productions de marchandises quand on retranche du produit total les consommations intermédiaires.

Nous devons donc retrancher de la partie droite de nos deux systèmes d'équations (les productions premières, les déchets, les productions recyclées) la partie gauche concernant les consommations intermédiaires et les déchets. Les déchets apparaissant de façon équivalente dans les parties droite et gauche des deux systèmes d'équation sont éliminés du calcul du revenu national qui est composé d'une seule équation.

Celui-ci devient un **revenu national soutenable**, les déchets ayant été éliminés par recyclage jusqu'à la capacité d'assimilation des milieux.

Le revenu national soutenable est donc égal à :

$$\begin{aligned} & ((A + A') - (Aa + A'a + Ab + A'b + \dots + Ak + A'k)) Pa + \\ & ((B + B') - (Ba + B'a + Bb + B'b + \dots + Bk + B'k)) Pb + \\ & \dots + \\ & ((K + K') - (Ka + K'a + Kb + K'b + \dots + Kk + K'k)) Pk. \end{aligned}$$

On peut, comme le fait SRAFFA, le poser égal à 1, afin qu'il serve d'étalon en terme duquel sont exprimés les salaires et les prix.

Cela donne $2k + 1$ équations face à $2k + 2$ variables : les k prix de production des branches, les k coûts unitaires des déchets, le salaire w et le taux de profit r .

Le système d'équations dispose d'un degré de liberté. **Si le salaire ou le taux de profit sont fixés, comme dans le modèle de production avec surplus de Piero SRAFFA, les prix de production des marchandises et les coûts unitaires des déchets sont aussi fixés et, par voie de conséquence, les externalités négatives de la branche polluuse concernant ce déchet.**

Ce calcul de l'externalité négative peut mathématiquement se faire de deux manières équivalentes :

- soit en multipliant la quantité de déchet de la branche polluuse (par exemple qa_1D_1) par le coût unitaire du déchet (ici c_1) ;
- soit en retranchant de la valeur du produit recyclé (par exemple $A'Pa$) le coût du recyclage (par exemple $L'aw + (A'aPa + \dots + K'aPk)(1+r)$) ; selon nos équations de recyclage, cette valeur est égale à D_1c_1 , puisque $(qa_1D_1 + qb_1D_1 + \dots + qk_1D_1) = D_1$; nous calculons alors l'externalité négative en proportion de la quantité de déchets D_1 émises par la branche A en multipliant D_1c_1 par qa_1 .

7. L'EVALUATION DES COÛTS D'EVITEMENT DES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES NEGATIVES DES TRANSPORTS DANS LA REGION ÎLE-DE-FRANCE

Les développements théoriques précédents justifient l'existence d'un coût unitaire pour un déchet tel qu'il permette un recyclage atteignant la capacité d'assimilation des milieux.

En théorie, ce coût unitaire pour un type de déchet dépend des équations de production et de recyclage de l'ensemble des branches pour un cycle de production donné. Ce travail de représentation de l'activité économique, qui demande de partir des données de la comptabilité nationale et des conditions techniques concrètes de l'ensemble de la production des marchandises et de recyclage de l'ensemble des déchets, n'a pas été fait ; mais il a déjà été

suggéré à partir des tableaux d'échanges interindustriels (BERTOLINI, 1996).

En pratique, on supposera - hypothèse nécessaire quand on n'étudie que les externalités des transports sans disposer des données sur l'ensemble de l'économie - que les coûts et les prix empiriquement constatés dans des cas partiels de processus de production et de recyclage liés au système de transport reflètent les coûts et les prix unitaires théoriques.

Il est possible alors, dans chaque cas de déchets, de rassembler les données disponibles pour calculer ce coût unitaire et d'évaluer les coûts externes totaux pour chaque type de déchets permettant un recyclage soutenable.

Nous allons donc examiner plusieurs déchets produits par le système de transport. Nous nous intéresserons à la région Ile-de-France, pour laquelle nous disposons de nombreuses données pour 1991, date de la dernière enquête globale transport dans la région⁹.

Ces études de cas nous permettront d'enrichir notre modèle, en testant sa capacité à répondre à des situations économiques différentes de recyclage des déchets.

Dans le cas du CO₂, gaz à effet de serre, il n'existe pas de technique de recyclage de ce gaz pour stabiliser sa concentration dans l'atmosphère de la planète. Par conséquent, il n'y aura pas de création de branche de recyclage du CO₂, mais transformation interne de la branche transport pour réduire ses émissions de CO₂ au niveau de la capacité d'assimilation des milieux.

Le coût de cette transformation définira le coût d'évitement de l'externalité négative, coût qui sera progressivement internalisé dans la branche transport.

La transformation du système de transport, avec pour objectif la stabilisation progressive des concentrations de CO₂ dans l'atmosphère, nécessite une utilisation différente de ses sources d'énergie. Cet objectif de stabilisation est atteint par le scénario énergétique NOE, élaboré par Benjamin DESSUS (1996). Ce scénario stabilise les consommations énergétiques des transports à leur niveau de 1985 et diversifie ses sources d'énergie (part croissante du gaz naturel et des bio-carburants, moins polluants par rapport au pétrole), en tenant compte des augmentations prévisibles des trafics voyageurs et marchandises. Les calculs de ce scénario montrent que, pour des taux d'actualisation variant de 0 à 10 %, **les économies d'énergie financent les coûts de diversification des sources énergétiques.**

Il y a donc substitution de coefficients techniques dans les équations de production d'énergie pour les transports à un coût total supplémentaire interne d'évitement nul par rapport à la situation présente.

⁹ La prochaine enquête globale transport dans la région est prévue seulement en 2002.

Le cas d'un coût interne d'évitement nul est un cas particulier d'un point de vue théorique. Il signifie qu'après modification des techniques de production pour éviter la pollution, le prix du produit de la branche considérée n'a pas augmenté. Il aurait pu le faire : le coût d'évitement de l'externalité négative se calculerait alors, non sur le coût unitaire du déchet mais sur la différence de prix du produit, entre une situation de référence et la situation avec modification des techniques de production pour éviter la pollution.

Dit en termes mathématiques on compare :

- une situation de référence avec une production $AP_a + q_1D_1c_1$;
- une situation modifiée avec une production AP'_a (prix modifié et $q_1D_1c'_1 = 0$ car correspondant à la capacité d'assimilation des milieux).

Il vient, par différence, $q_1D_1c_1 = A(P'_a - P_a)$.

Dans le cas de l'effet de serre, comme P'_a et P_a sont égaux selon Benjamin DESSUS, le coût d'évitement de l'externalité négative est nul.

Dans le cas de la pollution locale et régionale de l'air, il n'existe pas non plus de techniques externes de recyclage justifiant la création d'une branche de recyclage, mais des techniques internes au système de transport installées sur les véhicules (pots catalytiques, système d'injection électronique, filtres à particules).

Le coût de ces techniques a été évalué pour chaque pays européen, en fonction des tonnages de polluants évités par Ger KLAASSEN (1992). Les objectifs de réduction des émissions de SO_2 (dioxydes de soufre), NO_x (oxydes d'azote) et COV (Composés Organiques Volatils) sont basés sur une étude de Per KAGESON (1992). Pour le SO_2 , la réduction proposée est de 75 % par rapport au niveau de 1990 pour atteindre 3 kg/ha/an au lieu de 12 en fonction de la capacité d'assimilation des sols. Pour le NO_x et les COV, la réduction proposée est de 50 % par rapport au niveau de 1990 pour atteindre 5 kg d'azote /ha/an en fonction aussi de la capacité d'assimilation des sols¹⁰.

Nous nous baserons sur les coûts moyens à la tonne évitée, tels qu'ils sont calculés par Ger KLAASSEN, afin d'établir un coût total pour la société d'évitement des polluants. Pour le SO_2 , le coût moyen à la tonne est de 1 333 Deutschmark (DM de l'année 1985) à la tonne, pour une réduction de l'ordre de 80 % proche de l'objectif fixé de 75 %. Pour les NO_x et les COV, le coût unitaire moyen est de 3 815 DM (1985) à la tonne pour une réduction de

¹⁰ Pour atteindre une concentration moyenne annuelle de 40 microgrammes/m³ pour le NO_2 (norme européenne de qualité de l'air en 2010 en fonction de la santé humaine), le Plan Régional de Qualité de l'Air en Ile-de-France prévoit une diminution des émissions de NO_x de 50 % par rapport au niveau de 1998 (FARGETTE, 2000), pourcentage proche de celui calculé par Per KAGESON en fonction de la capacité d'assimilation des sols.

50 % à la fois des NOx et des COV ; car le coût basé sur les NOx inclut pour moitié la réduction des COV dans les mêmes proportions, du fait que les pots catalytiques ont une action sur les deux polluants à la fois.

Sur la base de 1 DM (1985) = 3,10 F. (1985) soit 3,73 F. (1991), et à partir des quantités émises de polluants et des quantités à éviter, nous pouvons calculer le coût total d'évitement de ceux-ci en 1991. Ce coût s'élève à 954,8 millions de F. en région Ile-de-France (tableau 1).

Tableau 1 : Coûts d'évitement de la pollution locale et régionale de l'air en Ile-de-France en 1991

Polluants	Quantités 1990 (tonnes)	Réduction	Quantités à réduire	Coût/tonne (Francs)	Coût total (millions F.)
SO2	18 829	75 %	14 122	4 972	70,2
NOx	124 328	50 %	62 164	14 230	884,6
Total					954,8

Il correspond à la diffusion des techniques d'évitement sur les véhicules. Cette diffusion n'a commencé en France qu'en 1993 pour les véhicules à essence, avec l'essence sans plomb, et en 1996 pour les véhicules diesel, avec le gazole à faible teneur en soufre. Au fur et à mesure de cette diffusion en France, le coût d'évitement sera internalisé par le système de transport¹¹.

Dans le cas du bruit, pour la région Ile-de-France, le Syndicat des Transports Parisiens (STP, 1993) a calculé, dans le cadre du compte transports de voyageurs de la région, un coût d'évitement du bruit, qui combine les meilleures techniques disponibles (amélioration des véhicules, revêtement des chaussées, isolation des façades) pour atteindre des niveaux soutenables de 60-65 dBA.

Ce coût est calculé pour les voitures particulières et les transports collectifs ferrés. Il est annualisé en fonction des durées d'amortissement et d'un taux d'actualisation de 8 %, conforme à celui préconisé par le Commissariat au Plan. Le coût total s'élève, en 1991, à 5 334 millions de F. On doit y ajouter le coût du bruit des avions, l'évitement du bruit des véhicules de transport routier de marchandises et des deux roues pouvant être en gros inclus dans celui de la circulation générale voitures particulières.

Selon l'IFEN (1994), la population gênée par les avions en Ile-de-France est de l'ordre de 350 000 personnes, pour des niveaux supérieurs à 65 dBA. Selon les conclusions du « rapport BOITEUX » (1994) les coûts moyens annuels d'évitement du bruit sont de 900 F. (1992) par personne. Le coût

¹¹ Ce coût n'inclut pas la question des particules fines des moteurs diesel.

supplémentaire d'évitement pour le bruit des aéroports parisiens est donc de : 350 000*900 F. = 315 millions de F. (1992) soit 307,5 millions de F. (1991). **Le coût total d'évitement du bruit des transports en 1991 est donc de 5 641,5 millions de F., soit environ 5,6 milliards de F. en région Ile-de-France.**

Par rapport à notre modèle théorique, le coût d'évitement du bruit s'insère dans deux processus :

- un processus de production du service de transport intégrant un coût plus élevé pour des véhicules moins bruyants et donc augmentant dans ce cas le prix du service de transport ($P'a$ supérieur à P_a pour une quantité A de service de transport)¹² ;

- un processus de recyclage du bruit par une activité relevant de la branche bâtiment et des travaux publics, servant essentiellement à diminuer le bruit pour qu'il atteigne un niveau soutenable (on calcule alors les coûts des revêtements anti-bruit, des murs anti-bruit, du double-vitrage). Cette activité de recyclage ne produit pas a priori autre chose que moins de bruit¹³. Dans ce processus de recyclage nous avons donc, à gauche de l'équation, les déchets bruits + une activité du BTP et à droite de l'équation un niveau nul de déchets bruits (correspondant aux capacités d'assimilation des milieux). Mais pas de produits ou de services nouveaux servant à autre chose qu'à éliminer le déchet bruit. Le coût externe d'évitement est donc égal au coût de production des équipements anti-bruit. Le coût de l'externalité négative par rapport à la situation de référence est égal, comme le calcule le STP, au coût externe à la branche transport des équipements d'évitement et au coût interne d'amélioration des véhicules.

Dans le cas des huiles usagées issues des moteurs des véhicules, il est possible de produire des huiles régénérées de qualité égale ou supérieure à l'huile de base vierge. A partir de 1,6 tonnes d'huiles usagées, 1,2 tonnes d'huiles régénérées sont produites (recyclage donnant 75 % de produits recyclés). Cette régénération est renouvelable. Nous avons donc ici un processus de recyclage complet, avec production du même type de produit.

Pour l'Ile-de-France, 85 % de la collecte des huiles usagées, provenant à plus de 97 % des moteurs de véhicules, sont traités par la société CBL-Eco-Huile de Lillebonne (Seine Maritime). En 1994, d'après son Président Philippe JAMOT (1994), Eco-Huile équilibre son bilan avec 90 millions de F. de

¹² Cette augmentation de coût n'est pas calculée pour le transport routier de marchandises et les deux roues.

¹³ La deuxième vitre peut aussi cependant avoir un deuxième effet positif d'isolation thermique ; le mur anti-bruit peut être renforcé pour servir à un parking. Ces impacts positifs peuvent diminuer les coûts d'évitement.

chiffre d'affaires et 85 000 tonnes d'huiles traitées.

Ces 85 000 tonnes d'huiles traitées correspondent à $85\,000 \cdot 0,75 = 63\,750$ tonnes d'huiles régénérées produites vendues à 1 412 F. la tonne (90 millions de F. / 63 750 tonnes = 1 412 F./tonne). Le prix de production est plus élevé que le prix de vente, puisqu'il faut une subvention par l'ADEME d'un montant de 500 F. par tonne d'huile usagée pour que la société Eco-Huile équilibre ses comptes.

Les 500 F. de subvention par tonne correspondent au coût d'évitement de l'externalité négative (laisser des huiles usagées non collectées polluer les sols et les nappes phréatiques) dans le cadre du processus de recyclage soutenable.

Si l'on se fixe comme objectif le recyclage de l'intégralité des huiles usagées, soit 41 366 tonnes d'huiles usagées selon l'Observatoire Régional des Déchets d'Ile-de-France¹⁴, **le coût d'évitement des dommages des huiles usagées des transports peut être évalué à $500 \cdot 41\,366 \cdot 0,97 = 20,1$ millions de F.**

L'exemple des huiles usagées montre bien l'économie du processus de recyclage : la nécessité de subventionner cette activité au niveau du coût de l'externalité négative. Cette subvention peut être financée par une taxe sur les déchets payée par la branche pollueuse en fonction des quantités de déchets produits (principe pollueur-payeur).

8. L'EVALUATION DES COÛTS DES DOMMAGES SUR L'ENVIRONNEMENT NATUREL SELON LA THEORIE DE LA RENTE DE RICARDO

L'évaluation des externalités environnementales négatives selon leur **coût d'évitement** montre les coûts nécessaires pour **atteindre la soutenabilité en transformant le système de production et en incluant une fonction de recyclage.**

Ces coûts doivent être comparés aux **coûts actuels des dommages en cas de non-soutenabilité** pour différentes pollutions, **si on laisse la situation en l'état.** De cette manière, il sera possible d'évaluer **l'efficacité économique** d'une action pour le développement soutenable par différence entre les coûts des dommages et les coûts d'évitement des dommages.

L'évaluation de ces coûts des dommages doit donc se faire selon les mêmes bases théoriques que celles choisies pour les coûts d'évitement. Les dommages seront évalués lorsque les déchets dépassent la capacité d'assimilation des milieux, **en prenant les mêmes normes** pour déterminer cette capacité que pour les coûts d'évitement.

¹⁴ Ces chiffres correspondent à une étude sur l'année 1989.

Il faudra distinguer les **coûts monétaires des dommages, qui entrent dans le circuit économique de production, des coûts monétarisables des dommages, qui pourraient y entrer mais n'y entrent pas dans les conditions économiques actuelles** ; car les coûts d'évitement ont été calculés selon des hypothèses de changements de processus de production et de recyclage dans le cadre du circuit économique actuel. Ce sont des coûts monétaires, prévisionnels certes, mais bien définis par les conditions de la production économique.

Dès lors, les procédés d'évaluation contingente où l'on demande par enquête combien les acteurs seraient prêts à recevoir pour supporter un dommage font partie des évaluations monétarisables. Ces évaluations sont certes intéressantes mais ne sauraient constituer la base de notre comparaison ; car elles ne s'insèrent pas dans le processus actuel de production.

Ces différents éléments nous amènent donc à privilégier les prix liés à la production et à utiliser là encore la théorie classique de la valeur-travail pour l'évaluation du coût monétaire des dommages.

Cependant, ces dommages concernent tout d'abord des actifs naturels (l'air, l'eau, les sols), qui, selon la théorie économique classique, n'ont pas de valeur d'échange.

RICARDO (1821) en explique fort bien la raison, liée à la perception de ces actifs à son époque : *« on ne paiera pas pour l'usage de l'air, de l'eau ou de tout autre don de la nature existant en quantité illimitée »*.

Cette citation est aujourd'hui datée. Le droit de jouir d'un air pur ou d'une eau non-polluée se paye aujourd'hui dans différentes circonstances de la vie quotidienne (achat d'un logement, location d'une résidence pour les vacances, diminution de frais médicaux...). Comme le note justement René PASSET (2000), *« la nature, qui, aux XVIIIe et XIXe siècles était considérée comme un bien surabondant et « libre » entre aujourd'hui dans le champ de la rareté »*.

Les actifs naturels critiques ont donc un certain prix, lié à leur rareté, même si, n'étant pas produits par du travail humain, ils n'ont pas de valeur travail.

Si donc ces actifs naturels font partie du domaine de la rareté, constituent-ils une marchandise ? La réponse est négative, si l'on se réfère à RICARDO qui écrit par exemple : *« lorsque nous parlons des marchandises, de leur valeur d'échange, et des lois qui gouvernent leur prix relatif, nous entendons toujours des marchandises dont la quantité peut être accrue par l'industrie de l'homme »*.

Les ressources naturelles, dont la quantité est donnée par la nature et que les êtres humains ne produisent pas, ne sont donc pas des marchandises au sens propre du terme.

De façon plus précise, les actifs naturels critiques constituent des biens collectifs, comme nous l'avons déjà mentionné.

Comment fixer le prix de ces biens collectifs, en fonction de la théorie de la valeur travail, et comment mesurer la diminution de prix de ces actifs naturels (coût des dommages) dans le cas des pollutions ?

La réponse peut nous être donnée à partir d'une généralisation de la théorie de la rente foncière de Ricardo, qui raisonnait sur un actif naturel particulier : les sols.

Tant que les sols de bonne qualité sont en grande quantité disponible, nous dit RICARDO, ceux-ci n'ont pas de valeur d'échange. Car « *si la terre présentait partout les mêmes propriétés, si son étendue était illimitée et sa qualité uniforme, rien ne pourrait être exigé pour son usage, à moins que sa localisation n'offre quelque avantage particulier. On ne paie donc toujours une rente pour l'usage de la terre que parce que sa quantité est limitée et sa qualité variable, et parce que le progrès de la population oblige à mettre en culture des terres moins fertiles et moins bien situées* ».

Nous pouvons faire aujourd'hui le même raisonnement pour certains actifs naturels critiques devenus rares comme l'air pur ou l'eau douce. Tant que ces actifs naturels sont abondants et de bonne qualité, avec des quantités libres largement disponibles pour les êtres humains, ces actifs naturels n'ont pas de valeur d'échange. A partir du moment où ils deviennent limités, et où leurs qualités productives se différencient, apparaît, comme pour les sols, une rente et une valeur d'échange possible liée à cette rente.

Car ces actifs naturels participent¹⁵ à la production des marchandises : l'air pour les productions agricoles et industrielles, ou pour la production de la marchandise force de travail ; l'eau douce pour de nombreux produits agricoles ou industriels, pour l'énergie ou l'eau potable. Ces actifs naturels apparaissent comme appropriables, quand on raisonne à l'échelle internationale : ils appartiennent en droit aux Etats¹⁶.

Leurs capacités productives sont altérées et se différencient lorsque ces actifs sont pollués. Nous avons donc, comme dans le cas des capacités productives différentes des sols, **des capacités productives différentes de ces actifs naturels ouvrant la possibilité d'apparition de rentes différentielles.**

Les rentes n'apparaîtront que pour les actifs naturels les moins pollués, les

¹⁵ Au sens où ils sont nécessaires, en plus du travail humain, pour produire des marchandises.

¹⁶ « *Les espaces, ressources et milieux naturels, les sites et paysages, la qualité de l'air, les espèces animales et végétales, la diversité et les équilibres biologiques auxquels ils participent font partie du patrimoine commun de la nation* » (Article L 200-1 du Code rural, article L 110-1 du projet de Code de l'Environnement). La qualité de l'air fait l'objet de permis négociables entre pollueurs aux Etats Unis selon une loi fédérale, le « Clean Air Act ».

actifs naturels les plus pollués ne produiront pas de rente.

Dès lors **le prix d'un actif naturel critique sera, comme dans le cas des sols, la somme actualisée des rentes que percevra son propriétaire** (ABRAHAM-FROIS, 1990).

L'apparition de rentes sur les actifs naturels critiques est liée à une augmentation des prix de production des marchandises que ces actifs contribuent à produire, du fait d'une qualité dégradée de ces actifs.

Cette question avait déjà été évoquée par RICARDO, de façon hypothétique. Il notait que *« si l'air, l'eau, la compressibilité de la vapeur et la pression atmosphérique étaient de qualité variable, s'ils pouvaient être appropriés, et si leurs qualités n'existaient chacune qu'en quantité modérée, alors ils procureraient tout comme la terre une rente à mesure que l'on utiliserait leurs qualités successives. L'utilisation de ces agents dans une qualité chaque fois moindre élèverait la valeur des marchandises dans la fabrication desquelles ils interviennent, car une même quantité de travail deviendrait moins productive »*.

Selon RICARDO, les prix de production vont augmenter dans le cas d'utilisation de capacités productives inférieures. Et ces prix seront basés sur les quantités de travail utilisées avec les actifs ayant les plus faibles capacités productives pour participer à la fabrication d'une marchandise donnée.

Dès lors apparaît une augmentation des rentes sur les actifs naturels les plus productifs ou les moins pollués, si ces actifs appartiennent à des propriétaires identifiés qui peuvent percevoir ces rentes.

Cette rente accrue valorise les actifs naturels les moins pollués par rapport aux actifs naturels les plus pollués ; ou, ce qui est la même chose, dévalorise les actifs naturels les plus pollués par rapport aux actifs naturels les moins pollués.

Cependant, en plus des effets d'augmentation des prix de production et des rentes, les pollutions peuvent **détruire complètement** les capacités productives de marchandises de certains actifs naturels. Dans ce cas, les coûts monétaires des dommages seront évalués selon des pertes nettes de production des marchandises liées à ces actifs naturels ; ou selon la rente perdue, sur une période de temps donnée, la somme des rentes actualisées constituant le prix de cet actif.

En étendant la théorie de la rente différentielle de RICARDO aux actifs naturels critiques, on peut donc mesurer les **coûts monétaires des dommages dus à la pollution de ces actifs naturels**, selon **quatre méthodes** :

1) soit **par l'augmentation des coûts de production des marchandises liées à ces actifs naturels**. On mesurera l'augmentation des prix de production pour maintenir les quantités actuelles, avec des actifs naturels

dégradés par les pollutions. Selon les notations de SRAFFA, on est passé, dans une branche donnée produisant le produit B de P_b (prix dans une situation soutenable) à P'_b (prix dans une situation non-soutenable du fait de l'externalité de la branche A) supérieur à P_b . Le coût des dommages C_d est alors égal à $(P'_b - P_b)B$. Le phénomène de l'externalité dans une branche entraîne une augmentation des prix de production dans une ou plusieurs branches différentes ;

2) soit par **une augmentation des rentes des propriétaires des actifs les moins pollués, qui entraîne une dévalorisation relative des actifs les plus pollués**. Nous raisonnons dans le cas d'actifs naturels, ou d'autres actifs dégradés par les pollutions comme le logement par exemple, pouvant être valorisés par une rente ;

3) soit, si ces actifs naturels sont détruits partiellement, de façon définitive ou temporaire, par **les pertes de production sur une période donnée des marchandises liées à la destruction de ces actifs**. Selon les notations de SRAFFA, on passe de B à B' inférieur à B . Le coût des dommages C_d est alors égal à $(B - B')P_b$ ¹⁷ ;

4) ou encore, toujours dans le cas de destruction de ces actifs naturels, par **la rente** que fournissaient ces actifs naturels sur une période donnée, si cette rente peut être évaluée.

Dans tous les cas, **la situation différentielle comparera une situation soutenable à une situation non soutenable avec la pollution constatée.**

9. LES COÛTS DES DOMMAGES SUR L'ENVIRONNEMENT NATUREL DES TRANSPORTS EN ÎLE-DE-FRANCE

Dans le cas des transports, les actifs naturels critiques concernés sont l'eau douce, l'environnement sonore et l'air.

Dans le cas de l'eau douce, les coûts de production des différentes qualités d'eau douce et des marchandises qui l'utilisent augmentent avec les pollutions des eaux. Les rentes de ceux qui en ont la propriété ou la concession de sources d'eau de bonne qualité augmentent. En cas de destruction de la ressource - destruction temporaire par exemple limitée à une année, car la ressource est renouvelable - on pourra évaluer la perte de production des marchandises produites ou la perte de rente des propriétaires.

Par exemple, le coût des dommages du déversement des huiles usagées automobiles peut se mesurer par la pollution des nappes phréatiques. On peut considérer que cette pollution entraîne l'impossibilité temporaire - par

¹⁷ En toute rigueur, si les quantités produites changent, les prix de production dans les équations de reproduction changent. Mais, sauf pour des changements très importants, on prendra le même prix dans les situations soutenables et non soutenables.

exemple sur une année - de produire de l'eau douce potable à partir des nappes polluées. On utilisera donc la méthode de la perte temporaire des marchandises produites (méthode 3).

Dans le cas de la région Ile-de-France, les nappes phréatiques fournissent le tiers de la marchandise eau potable des habitants de la région (IFEN, 1996), soit 330 millions de m³ par an.

En valorisant cette eau au prix de production de l'eau potable dans le bassin Seine-Normandie, soit 7,3 F. le m³ selon IFEN (1997), le coût annuel des dommages pour l'ensemble des nappes phréatiques serait de 2,2 milliards de F. Si l'on estime que l'on risque, par les huiles usagées, d'endommager 1 % des nappes phréatiques - valeur raisonnable mais qu'il faudrait étayer par des enquêtes¹⁸ - **le coût des dommages serait de 22 millions de F., comparable aux coûts d'évitement des dommages des huiles usagées (20,1 millions de F.).**

Dans le cas du bruit, l'actif naturel « environnement sonore sans bruit » devient rare dans nos sociétés. En cas d'augmentation de la pollution par le bruit des transports, il y a notamment baisse des capacités de l'environnement sonore à participer à la production de services de logements de qualité. Cela augmente les prix de production des services de logements de qualité, ceux-ci n'étant fournis qu'au moyen de matériaux plus chers et de plus de travail pour éviter le bruit. Dans ces conditions, il y a aussi augmentation de la rente foncière des propriétaires de logements¹⁹ dans un environnement sans bruit, ce qui valorise les logements calmes et dévalorise les logements bruyants.

Cette différence de valorisation peut mesurer alors le coût monétaire des dommages de la pollution sonore pour la production de services de logements. Différentes études sur le marché immobilier aux USA, au Canada et en Suisse, montrent que les logements se déprécient en moyenne de 0,67 % par décibel supplémentaire de bruit (PEARCE, 1996). On pourra donc utiliser la méthode d'évaluation de la dévalorisation d'un actif lié à l'actif naturel (méthode 2).

Nous pouvons appliquer cette indice de dévalorisation au cas des logements d'Ile-de-France affectés par le bruit des transports. Nous savons que 50 % des Parisiens subissent un bruit de plus de 65 dB dû aux transports contre 25 % des habitants du reste de la région, d'après le Syndicat des Transports Parisiens (STP, 1993). Comme 12 % des habitants de la petite couronne (départements 92, 93 et 94) subissent un bruit de plus de 70 dB dû aux

¹⁸ Ces calculs sur l'eau ont pour but de donner des ordres de grandeur et de comparaison.

¹⁹ Le bien logement peut être valorisé en partie par la rente foncière, celle-ci provenant des avantages de localisation. Car comme l'explique Jean-Jacques GRANELLE (1998), « *dans le prix du logement, il y a (...) une composante spatiale, tributaire des avantages de localisation* ».

transports, on obtient, grossièrement, 13 % des citoyens subissant un bruit entre 65 et 70 dB. Nous extrapolerons, faute de plus de précisions, ces proportions à l'ensemble de la région hors Paris ; et nous supposerons que ces proportions sont en gros valables pour Paris, en les atténuant un peu : soit 30 % des Parisiens supportant un bruit entre 65 et 70 dB et 20 % entre 70 et 75 dB.

A partir du recensement de la population de 1990, nous connaissons le nombre d'habitants de chaque partie de la région. Le nombre moyen de personnes par ménage et par département nous donne le nombre de logements. L'enquête logement INSEE de 1992 - basée sur les transactions réelles - détermine le prix moyen des logements à Paris et dans le reste de la région.

L'application de l'indice de dépréciation nous donne une dévalorisation totale des logements liée au bruit des transports, soit 71,2 milliards de F. (tableau 2).

Tableau 2 : Coût annuel des dommages pour les logements lié au bruit des transports en Ile-de-France en 1991

Niveau bruit	Lieu	Pop. touchée	Logements (nombre)	Valeur unit.	% déval.	Déval (MF)
65-70 dB	Paris	645 698	336 301	1 403 809	3,35	15 815
65-70 dB	Reste IdF	1 106 249	417 452	862 990	3,35	12 069
70-75 dB	Paris	430 465	224 200	1 403 809	6,7	21 087
70-75 dB	Reste IdF	1 031 153	385 340	862 990	6,7	22 280
Total		3 203 565	1 363 293			71 252
Déval./an						5 826

Cette dévalorisation totale doit être annualisée et actualisée. Nous retiendrons un taux d'actualisation de 8 % (taux du Commissariat Général au Plan) et un amortissement de 50 ans pour le bien logement.

Dans ce cas, le coût annuel actualisé des dommages pour les logements lié au bruit des transports en Ile-de-France est de 5,82 milliards de F. Il est assez proche du coût d'évitement des dommages calculé par le STP, avec ajout du bruit des transports aériens (5,64 milliards de F.).

La qualité de l'air est un élément important à la fois pour les productions agricoles, l'état des bâtiments et la santé humaine. Si les produits agricoles et les bâtiments sont des marchandises dans le système économique actuel, la santé humaine ne l'est pas. Mais la force de travail humain est une marchandise dans le cadre du salariat. On peut donc mesurer économiquement sa dégradation à la fois comme force productive (pertes de produc-

tion) et par les coûts sanitaires nécessaires au maintien de sa qualité.

Il est donc possible de mesurer de façon monétaire le coût des dommages de la pollution de l'air en fonction :

- de pertes de production agricole aux prix actuels liées à la dégradation de la qualité de l'air (méthode 3) ;
- d'augmentation du coût d'entretien des bâtiments du fait de la pollution de l'air (méthode 1) ;
- d'augmentation des coûts sanitaires pour les personnes subissant la pollution de l'air, ces coûts faisant partie de la production et de la reproduction de la marchandise force de travail dans le cadre d'une société salariale. Dans ce cas, la pollution de l'air contribue à l'augmentation des coûts salariaux (méthode 1).

Par ailleurs, la pollution de l'air conduit à une augmentation de la mortalité humaine. On peut mesurer économiquement les pertes de vies humaines selon les pertes de production de marchandises qui lui sont liées (méthode 3), en fonction de l'espérance de vie de la personne décédée. On mesure ainsi la perte productive future comme la somme actualisée des revenus que l'individu aurait gagnés durant la partie restante de la durée de sa vie espérée. Cette mesure n'a rien à voir avec la valeur d'une vie humaine, notion non économique. Elle évalue de façon économique les conséquences d'une augmentation de la mortalité humaine dans une société salariale.

Cette méthode est utilisée dans le cas des accidents de la route, avec des estimations allant de 2 à 17 millions de F. de pertes de production par personne en Europe. Dans le cas de la pollution de l'air en région parisienne, nous nous baserons sur l'estimation d'une étude de l'ADEME et de l'Université de Strasbourg (WILLINGER, MASSON, 1996), soit une perte de 1,2 millions de F. par personne décédée, la pollution de l'air causant la mort d'individus plus âgés que les accidents de la route, ayant donc une espérance de vie plus faible.

Nous partirons de l'objectif de réduction de 50 % des émissions de NOx par rapport à 1994 pour atteindre la norme européenne de qualité de l'air fixée, pour 2010, à 40 microgrammes de NO2 par m³ en moyenne horaire (FARGETTE, 2000). Cet objectif est celui fixé dans le coût d'évitement des dommages (-50 % pour les NOx par rapport au niveau de 1990).

En fonction des résultats de l'étude ERPURS (ORS, 1994), il implique de ramener le niveau moyen de concentration de NO2 de 73,8 microgrammes par m³ en moyenne horaire à près de 38 microgrammes par m³, soit le percentile 5 de la distribution du NO2 en concentration moyenne sur une heure en région parisienne, ce qui correspond à 22 microgrammes par m³ (percentile 5) de la concentration de NO2 mesurée sur 24 heures (GREQAM, 1996).

A partir de l'étude ERPURS, le coût des dommages évités, si la moyenne annuelle était ramenée au percentile 5 pour chaque polluant, sur la période 1987-1992, a été calculée par le GREQAM. Le GREQAM se limite à Paris et à la petite couronne, qui sont les parties de la région où le niveau de pollution par les NOx est le plus élevé. Il applique les résultats de l'étude ERPURS concernant l'augmentation de la mortalité et de la morbidité à court terme en cas d'augmentation des niveaux de pollution à partir du percentile 5.

Pour comparer avec le coût d'évitement des dommages, nous retiendrons les résultats du GREQAM pour le NO2, celui-ci étant pris comme un indicateur du niveau général de pollution de l'air. Mais, afin de prendre en compte les coûts économiques de façon stricte, au lieu de calculer la mortalité humaine sur la base d'une évaluation contingente (5,5 millions de F. comme « valeur du mort » selon le GREQAM), nous nous baserons sur les pertes actualisées de production soit 1,2 million de F.

Les coûts des dommages de la pollution de l'air à partir du percentile 5 pour le NO2 s'établissent alors selon le tableau 3. Le coût total des dommages de la pollution de l'air pour la santé humaine avec l'indicateur NO2 est de 930,2 millions de F. Comme la part des transports dans les émissions de NO2 est de 73 % selon le CITEPA, en région Ile-de-France, **le coût des dommages pour la santé humaine dû à la pollution de l'air par les transports avec l'indicateur NO2 est de 679 millions de F. par an, dans les années 1987-1992.**

Tableau 3 : Coût des dommages pour la santé liés à la pollution de l'air en Ile-de-France en 1991

Dommmages NO2	Valorisation unitaire (F)	Total millions F.
Mortalité (445 décès prématurés)	1 200 000	534
Hospitalisations	43 000	90
Consultations VRS (Voies respiratoires sup.)	500	113,9
Consultations VRI (Voies respiratoires inf.)	600	39,8
Consultations asthme	250	6,8
Consultations maux de tête	140	8,8
Arrêts de travail liés à la morbidité	400	136,9
Total		930,2
Part transport 73 %		679

Par ailleurs, il faut prendre en compte la pollution par **l'ozone, qui est un polluant secondaire**, produit, en présence de rayonnement solaire, par l'existence de NOx et de COV. Les niveaux les plus élevés de pollution se

produisent dans la grande couronne de l'agglomération (Essonne, Yvelines). Selon le Plan Régional de Qualité de l'Air (DRIRE, 1999), les pertes de rendements agricoles et forestiers dues à l'ozone sont de l'ordre de 10 %, ce qui « mène à une perte annuelle de valeur de l'ordre de 300 millions de F. » De façon simple, nous supposons que, comme pour les NOx, les transports sont responsables de 73 % de cette pollution et que les dommages s'établissent à partir du percentile 5 de NO2. **Le coût des dommages pour les rendements agricoles et forestiers dus à la pollution de l'air par les transports est donc de 219 millions de F. par an en région Ile-de-France.**

Enfin, en ce qui concerne le patrimoine bâti, « les polluants les plus actifs dans la dégradation des matériaux sont le SO2 et les pluies acides (liées au SO2 et aux NOx). Les facteurs climatiques comme la température de l'air et son humidité sont aussi très déterminants » (DRIRE, 1999).

Faute de mieux, nous considérerons que la pollution de l'air et les facteurs climatiques sont de même importance. Nous attribuerons aussi la même importance au SO2 et aux NOx dans la dégradation du bâti. Nous supposons que la réduction de 75 % des émissions de SO2 par rapport à 1990 permet d'atteindre la soutenabilité, c'est-à-dire un rôle négligeable pour les émissions de SO2 sur le patrimoine bâti. Nous mesurerons cette dégradation de patrimoine bâti par le coût du ravalement des bâtiments de la région estimé selon le PRQA à 1,5 à 7 milliards de F. par an sur la base d'un ravalement tous les quarante ans. Soit un coût moyen de 4,25 milliards de F. par an dont 2,125 milliards de F. sont attribuables à la pollution de l'air.

Les transports sont responsables en 1990 de 18 % des émissions de SO2 et de 73 % des émissions de NOx en région parisienne selon le CITEPA. Nous leur attribuons donc la moyenne de 45,5 % des émissions du couple SO2-NOx responsable de la dégradation des bâtiments. Selon ces hypothèses, **le coût des dommages pour le patrimoine bâti dus aux transports peut être évalué à 967 millions de F. par an.**

Dans l'état de nos connaissances, et à partir des hypothèses faites, **le coût des dommages de la pollution de l'air dus aux transports peut être évalué à 1 865 millions de F., soit environ 1,86 milliards de F. par an pour la période de l'étude ERPURS (1987-1992).**

Ce coût ne tient pas compte du coût des dommages dus aux particules fines émises par les moteurs diesel, ni des effets à long terme sur la santé (maladies chroniques).

Mais il avait pour but d'être comparé à un coût d'évitement sur les mêmes polluants (SO2, NOx, COV), entre deux mêmes niveaux (-50 % pour les émissions de NOx, -75 % pour les émissions de SO2 par rapport à 1990).

Dans ce cas, **les coûts monétaires d'évitement des dommages (954,5 millions de F. par an), simplement en généralisant les équipements sur**

les véhicules, sont inférieurs aux coûts monétaires des dommages (1 865 millions de F. par an).

Dans le cas de l'effet de serre, Samuel FRANKHAUSER (1995) a évalué de façon assez exhaustive pour le GIEC les dommages prévisibles à l'échelle mondiale et ramenés sur une année.

Même s'il se réfère à la théorie néo-classique, la plupart de ses évaluations monétaires des dommages peuvent se ramener aux quatre méthodes (notées 1, 2, 3 ou 4) que nous avons déduites de l'extension de la théorie ricardienne de la rente différentielle comme nous le montrons dans le tableau des évaluations (tableau 4).

Nous avons assimilé l'augmentation de la demande d'énergie électrique, liée à l'augmentation de la température, valorisée selon le prix de l'électricité sur le marché, à une augmentation des coûts de production de certains services (méthode 1) - notamment de refroidissement - qui utilisent l'électricité. De même, l'augmentation des coûts de protection de certains pays développés qui utiliseront des digues face à la montée du niveau des mers (cas des Pays-Bas par exemple) correspond à une augmentation des prix du service de protection contre les inondations.

Nous avons assimilé les calculs sur les pertes des zones humides et des terres fermes à des calculs de pertes de rentes. Car FRANKHAUSER évalue d'abord un prix de ces actifs et suppose une perte de revenus liée à la possession de ces actifs de 10 % du prix de ces actifs. Nous avons pris ces 10 % pour une rente différentielle ricardienne, mais calculée en moyenne.

Nous ne compterons pas la mortalité humaine due au réchauffement climatique selon une évaluation contingente (propension à payer) qui varie entre pays riches et pays pauvres comme le fait FRANKHAUSER.

Nous partirons de la production mondiale par habitant, 5145 \$ par habitant en 1992 selon l'OCDE. Nous connaissons l'espérance de vie à l'échelle mondiale sur la période 1990-1995, 65 ans. Nous évaluons l'âge moyen de cette population mondiale à 25 ans, ce qui permet de prévoir 35 années de production en moyenne (+ 5 ans de retraite). Avec un taux d'actualisation de 8 %, sur 35 ans, une personne moyenne peut produire 59 963 \$ de marchandises en valeur actualisée, soit environ 360 000 F.²⁰.

Comme Samuel FRANKHAUSER prévoit en fonction d'une étude sur 15 villes américaines une augmentation de la mortalité annuelle du fait de l'augmentation des températures de 27 personnes par million d'habitants, soit 137 727 personnes dans le monde, le coût des productions de marchandises

²⁰ Cette méthode est évidemment très sommaire car elle ne tient pas compte de la croissance possible de la production par tête, qui aurait un effet inverse dans le temps au taux d'actualisation. Mais elle a le mérite de ne proposer qu'une seule valeur pour la vie humaine.

perdues du fait de l'augmentation de la mortalité humaine s'élève à 59 963 \$*137 727 = 8 258,5 millions de \$ (8,2 milliards de \$), soit environ 49,5 milliards de F.

Nous utiliserons aussi cette évaluation des pertes de production pour les pertes en vies humaines (8 000 par an selon FRANKHAUSER), prévues en fonction de l'augmentation des catastrophes naturelles.

Par ailleurs, nous ne tiendrons pas compte des effets sur la pollution régionale de l'air - déjà plus ou moins pris en compte précédemment - ni des pertes d'espèces vivantes et d'écosystèmes que Samuel FRANKHAUSER valorise selon une évaluation contingente à 40,5 milliards de \$ et pour lesquels il nous manque des éléments plus strictement monétaires. Les dommages totaux dus à l'effet de serre au niveau mondial peuvent alors être comptabilisés selon le tableau 4.

Tableau 4 : Coûts des dommages dus à l'effet de serre (évaluation à l'échelle mondiale)

Externalités négatives	Méthode d'évaluation monétaire	Valeur annuelle (milliards de \$)
1. Montée niveau des mers	1. Coûts des digues	0,2
2. Pertes terres fermes	4. Pertes rentes de l'actif	14
3. Pertes zones humides	4. Pertes rentes de l'actif	31,6
4. Pertes agricoles	3. Pertes de production	39,1
5. Pertes de forêts	3. Pertes de production	2
6. Demande d'énergie	1. Augmentation des coûts	23,1
7. Pertes d'eau douce	3. Pertes de production	46,7
8. Migrations	3. Pertes de production	4,3
9. Catastrophes naturelles	3.4. Pertes production	0,6
	3. Pertes production vies humaines	0,5
10. Augmentation mortalité	3. Pertes production vies humaines	8,2
Total		170,3
% PNB mondial		0,88 %

Les coûts monétaires totaux des dommages dus à l'effet de serre s'élèvent à 170,3 milliards de \$ soit 0,88 % du PNB mondial en 1988. Si l'on applique ce ratio au PNB de la région Ile-de-France en 1991, soit 1 989 milliards de F., on obtient 17,5 milliards de F. Comme à cette époque, les transports sont responsables, d'après le CITEPA, de 32,7 % des émissions de CO₂, principal gaz à effet de serre, **les coûts monétaires des dommages dus à l'effet de**

serre en région Ile-de-France peuvent être évalués en 1991 à 5,722 milliards de F. du fait des transports. Le coût d'évitement des dommages est nul d'après Benjamin DESSUS (1996), mais il suppose une profonde réorganisation du système de transport, notamment de ses sources d'énergie et de ses modes.

10. QUELQUES CONCLUSIONS

Une méthode de valorisation, basée autant que possible sur des effets économiques monétaires, certes prévisionnels mais tenant compte au plus près du fonctionnement économique, peut être un bon outil de décision pour comparer les coûts des dommages en cas de dépassement des normes de soutenabilité et les coûts d'évitement des dommages pour revenir à ces normes.

Cette méthode peut être appliquée dans la région Ile-de-France, pour l'année 1991, à partir notamment des données de l'enquête globale transport, comme le montre le tableau 5 qui indique des ordres de grandeur.

Tableau 5 : Coûts d'évitement et coûts des dommages, pour diverses externalités environnementales des transports (Ile-de-France, 1991)

Externalités négatives Transports en IdF	Coûts d'évitement (Millions de F.)	Coût des dommages (Millions de F.)
1. Effet de serre	0	5 722
2. Pollution de l'air	954,8	1 865
3. Bruit	5 641,5	5 826
4. Pollution huiles usagées	20,1	22

Dans le cas de l'effet de serre et de la pollution de l'air, les coûts des dommages apparaissent nettement supérieurs aux coûts d'évitement des dommages, dans l'état actuel des connaissances. Cela montre l'efficacité économique de la recherche de la soutenabilité dans ces deux cas.

Au niveau de précision des évaluations, nous pouvons dire que les coûts sont équivalents pour le bruit. Malgré les conséquences néfastes du bruit pour la santé humaine, on peut y voir un marchandage entre l'utilisation d'un logement moins coûteux en contrepartie de la nuisance bruit.

Pour les huiles usagées, de même que pour les déchets liquides (eaux de pluies lessivant les infrastructures) ou solides (carcasses automobiles, pneus) ou pour les atteintes à la biodiversité (cas de l'effet de serre notamment), les comparaisons demandent des études plus précises non seulement économiques (coûts de recyclage, valeur des actifs naturels) mais aussi écologiques (impacts des transports ou des activités économiques).

Un modèle d'économie soutenable, ajoutant des branches de recyclage aux branches économiques actuelles, émerge à partir de la prise en compte des externalités environnementales négatives.

Ce modèle cependant est lui-même soumis à une contrainte écologique énergétique. Car tout recyclage demande un apport énergétique supplémentaire. Aussi, en fin de compte, faudra-t-il se résoudre à n'utiliser progressivement que les ressources et les énergies renouvelables, qui proviennent en dernière analyse du rayonnement solaire. Ce sont là d'autres contraintes du développement soutenable que nous n'avons pas développées ici dans le cadre d'une étude sur les externalités environnementales. Dans cette hypothèse, comme le propose Nicholas GEORGESCU-ROEGEN (1995) « *le recyclage et la lutte contre la pollution consommeraient encore de la basse entropie, mais celle-ci ne serait alors plus prélevée sur le stock vite épuisable de notre globe* ».

BIBLIOGRAPHIE

- ABRAHAM-FROIS G. (1990) Valeur, coût et prix. In **Encyclopédie Economique**. Paris, Economica, pp. 683-715.
- BERTOLINI G. (1996) **Déchet, mode d'emploi**. Paris, Economica, 168 p.
- BOITEUX M. (1994) **Transports : pour un meilleur choix des investissements**. Paris, La Documentation française, 132 p.
- CEMT (1994) **Internaliser les coûts sociaux des transports**. Paris, OCDE, 212 p.
- DESSUS B. (1996) **Energie un défi planétaire**. Paris, Belin, 160 p.
- DRIRE (1999) **Qualité de l'air en Ile-de-France, le plan régional**. Paris, 126 p.
- IFEN (1994) **L'environnement en France**. Paris, Dunod, 400 p.
- IFEN (1996) **L'environnement en France, approche régionale**. Paris, La Découverte, 352 p.
- IFEN (1997) **Données économiques de l'environnement**. Paris, Economica, 296 p.
- FARGETTE B. (2000) **Propositions de compléments au PRQA**. Rapport à M. le préfet de Région, 42 p.
- FAUCHEUX S., NOËL J-F. (1995) **Economie des ressources naturelles et de l'environnement**. Paris, Armand Colin, 370 p.
- FRANKHAUSER S. (1995) **Valuing climate change, the economics of the greenhouse**. Londres, Earthscan, 180 p.
- GEORGESCU-ROEGEN N. (1995) **La décroissance. Entropie, écologie, économie**. Paris, Sang de la terre, 256 p.

GIEC (1996) **Techniques, politiques et mesures d'atténuation du changement climatique**. 100 p.

GRANELLE J.-J. (1998) **Economie immobilière, analyses et applications**. Paris, Economica, 534 p.

GREQAM (1996) **Evaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé**, application à l'Ile-de-France. UMR CNRS 9990, Université d'Aix-Marseille II et III, 105 p.

JAMOT P. (1994) Régénération des huiles. In **Synergie Environnement** n° 3, pp. 51-55.

KAGESON P. (1992) **External costs of air pollution**. Bruxelles, Fédération Européenne pour le Transport et l'Environnement, 80 p.

KLAASSEN G. (1992) **Marginal and average costs of reducing nitrogen oxides and sulfur dioxide emissions in Europe**. Bruxelles, Fédération Européenne pour le Transport et l'Environnement, 28 p.

O'CONNOR M. (1996) Cherishing the Future, Cherishing the Other : A "Post-Classical" Theory of Value. In S. FAUCHEUX, D. PEARCE, J. PROOPS, **Models of sustainable development**. Cheltenham, Edward Elgar, pp. 321-344.

ORFEUIL J.-P. (1996) **Les coûts externes de la circulation routière**. Arcueil, INRETS, 91 p.

ORS (1994) **Evaluation des risques de la pollution urbaine pour la santé, (ERPURS)**. Paris, 104 p.

PASSET R. (1996) **L'économie et le vivant**. Paris, Economica, 292 p.

PASSET R. (2000) Les impératifs du développement durable. In **Problèmes économiques**, n° 2653.

PEARCE D., TURNER K. (1990) **Economics of natural resources and the environment**. Harvester Wheatsheaf, 376 p.

RICARDO D. (1821) **Des principes de l'économie politique et de l'impôt**. Paris, Garnier Flammarion, 508 p. (Traduction nouvelle, 1992).

SRAFFA P. (1960) **Production de marchandises par des marchandises**. Paris, Dunod, 118 p. (deuxième édition française, 1999).

STP (1993) **Compte transports de voyageurs pour la région Ile-de-France, 1991**. Paris, 40 p.

VIVIEN F.-D. (1994) **Economie et écologie**. Paris, La Découverte, 128 p.

WILLINGER M., MASSON S. (1996) **Evaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile-de-France**. Paris, Conférence ADEME, pp. 4-26.