

Pollution et pertes de bien-être : les méthodes de valorisation des effets externes appliquées au domaine de la santé

Les expositions à des pollutions dans l'atmosphère (en général, ou dans les milieux professionnels), dans la consommation d'eau, dans différentes substances manipulées, etc. sont à l'origine de dommages réversibles ou irréversibles qui affectent la morbidité ainsi que la mortalité humaine, et cela se traduit dans l'évaluation des éventuelles compensations à fournir.

Depuis quelques années, les méthodes de valorisation des effets externes s'appliquent plus particulièrement au domaine de la santé. La demande sociale aux économistes porte justement sur les évaluations des pertes de bien-être associées à ces expositions (dépenses médicales associées aux affections chroniques ou aiguës, pertes de revenus occasionnées par des arrêts maladie, dépenses de protection contre les effets de la pollution, diminution de l'espérance de vie, dégradation de la santé d'autrui...). On fera l'hypothèse qu'il est possible d'estimer la perte de bien-être, et on cherchera alors à déterminer les montants des indemnisations monétaires.

Justement, l'économie de l'environnement a développé des méthodes spécifiques de valorisation des effets externes qui permettent, in fine, d'estimer la valeur de l'environnement dans une unité commune, usuelle, et compréhensible de tous. Ce sont ici des applications de ces méthodes à l'impact économique, direct et/ou indirect, des pollutions sur la santé humaine auquel il est fait référence : ainsi, une comptabilité complète nécessite la prise en compte des coûts marchands et des coûts non marchands, et cela nous conduit à utiliser différentes méthodes d'évaluation.

Autrement dit, nous chercherons à évaluer financièrement les bénéfices liés à une réduction du risque de mortalité et à une réduction de la morbidité grâce à différentes méthodes d'évaluation des effets des différentes formes de pollution sur la santé et sur la vie humaine (méthode des coûts de protection, méthode du coût économique de la maladie, méthode des pertes de production du capital humain, méthode s'appuyant sur des compensations de salaire, méthode d'évaluation contingente...).

Objectifs pédagogiques

- ▶ Approches méthodologiques de la valorisation des effets externes
- ▶ Tentative de définition de la perte de bien-être
- ▶ Démarche de monétarisation : impacts directs/indirects, coûts marchands/non marchands

Pollution et pertes de bien-être : les méthodes de valorisation des effets externes appliquées au domaine de la santé

Les expositions à des pollutions dans l'atmosphère (en général, ou dans les milieux professionnels), dans la consommation d'eau, dans différentes substances manipulées, etc. sont à l'origine de dommages réversibles ou irréversibles qui

affectent la morbidité ainsi que la mortalité humaine, et cela se traduit dans l'évaluation des éventuelles compensations à fournir.

Depuis quelques années, les méthodes de valorisation des effets externes s'appliquent plus particulièrement au domaine de la santé. La demande sociale aux économistes porte justement sur les évaluations des pertes de bien-être associées à ces expositions (dépenses médicales associées aux affections chroniques ou aiguës, pertes de revenus occasionnées par des arrêts maladie, dépenses de protection contre les effets de la pollution, diminution de l'espérance de vie, dégradation de la santé d'autrui...). On fera l'hypothèse qu'il est possible d'estimer la perte de bien-être, et on cherchera alors à déterminer les montants des indemnisations monétaires.

Justement, l'économie de l'environnement a développé des méthodes spécifiques de valorisation des effets externes qui permettent, in fine, d'estimer la valeur de l'environnement dans une unité commune, usuelle, et compréhensible de tous. Ce sont ici des applications de ces méthodes à l'impact économique, direct et/ou indirect, des pollutions sur la santé humaine auquel il est fait référence : ainsi, une comptabilité complète nécessite la prise en compte des coûts marchands et des coûts non marchands, et cela nous conduit à utiliser différentes méthodes d'évaluation.

Autrement dit, nous chercherons à évaluer financièrement les bénéfices liés à une réduction du risque de mortalité et à une réduction de la morbidité grâce à différentes méthodes d'évaluation des effets des différentes formes de pollution sur la santé et sur la vie humaine (méthode des coûts de protection, méthode du coût économique de la maladie, méthode des pertes de production du capital humain, méthode s'appuyant sur des compensations de salaire, méthode d'évaluation contingente...).

Objectifs pédagogiques

- ▶ Approches méthodologiques de la valorisation des effets externes
- ▶ Tentative de définition de la perte de bien-être
- ▶ Démarche de monétarisation : impacts directs/indirects, coûts marchands/non marchands

Thèmes associés à ce cours : optimum collectif en présence de pollution | pollution | politiques environnementales | économie du bien-être | externalités | internalisation des externalités | internalisation en situation d'incertitudes | évaluations "couts-avantages" | consentement à payer et surplus pour évaluation | Méthodes d'évaluation des préférences des individus

Problèmes contemporains d'environnement

La croissance économique reste, malgré les efforts déployés ces dernières années, massivement polluante et destructrice de l'environnement naturel. Les grandes préoccupations actuelles concernent :

- les questions atmosphériques globales avec en particulier l'effet de serre ;
- la pollution de l'air, urbaine et transfrontalière ;
- les ressources en eau tant en qualité qu'en quantité ;
- l'environnement marin et l'exploitation des ressources halieutiques ;
- la dégradation des sols et la diminution de la fertilité ;
- la gestion des risques et des accidents ;
- la gestion des ressources forestières ;
- la gestion de la faune et de la flore sauvages ;
- la gestion des déchets ;
- le bruit et la qualité de la vie.

Une étude de l'OCDE [1] réalisée en 2001 [2] souligne que, parmi ces préoccupations, la pollution des eaux souterraines liée à la pollution agricole, la pollution atmosphérique et le changement climatique constitue des **pressions environnementales** ayant récemment empiré et qui devraient malheureusement continuer à le faire d'ici à 2020.

[1] Organisation de Coopération et de Développement Economiques, <http://www.oecd.org/>

[2] OCDE, Les perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2020. Paris, OCDE, 2001

Pressions sur l'environnement, risques de mortalité et de morbidité

La part des états morbides qui sont imputables aux pressions sur l'environnement diffère fortement selon les catégories de pays : elle est estimée à 6% pour l'ensemble des pays de l'OCDE, et à 13% pour les pays non-membres. Si, pour ces derniers, la pollution de l'eau reste une cause importante de mortalité et de morbidité, la pollution atmosphérique et l'exposition à des polluants chimiques dangereux constitue le risque principal dans les pays développés, exposés en outre à des risques nouveaux (l'ESB [1], par exemple, qui trouve son origine dans les pratiques d'alimentation du bétail).

[1] Encéphalopathie Spongiforme Bovine

Politiques environnementales : raisons et extension du champ d'application à la santé

Si la mise en œuvre des politiques environnementales a pu se trouver justifiée par des raisons éthiques (faisant l'hypothèse implicite que la nature possède réellement une valeur intrinsèque, nécessitant alors de la protéger), un objectif de maintien du bien-être des populations et des raisons économiques, il n'en reste pas moins qu'elle se justifie également surtout par l'observation selon laquelle la dégradation de l'environnement dans le domaine de la pollution de l'eau et de l'air a des effets néfastes sur le bien-être des individus (hépatite A, dysenterie et choléra dans le premier cas ; augmentation de la fréquence des crises d'asthme et des gênes respiratoires, cancers dans le second cas). Les effets de la pollution sur la santé humaine se traduisent par des coûts

importants, auxquels s'ajoutent ceux que nécessite la dépollution des milieux contaminés. De plus, les investissements dans des technologies plus respectueuses de l'environnement peuvent être à l'origine de gains d'efficacité de l'économie.

Les politiques environnementales ont tout d'abord porté sur des milieux spécifiques avec la mise en place de politiques de l'air, de l'eau ou des déchets. Le domaine d'intervention s'est progressivement étendu, et tend à inclure les effets sur la santé. Ce qui conduit à s'intéresser à la régulation des substances toxiques pouvant avoir des effets à long terme en particulier cancérigènes sur la santé humaine. On est donc passé à une approche en situation d'incertitude qui vise à réduire les risques.

Les politiques environnementales et leur niveau d'action

Les questions d'environnement sont par leur nature et leurs conséquences très différentes. Certaines relèvent d'un niveau de concernement local. C'est par exemple le cas du bruit en milieu urbain ou encore des conséquences des politiques d'aménagement sur la qualité des paysages. Mais un nombre croissant de problèmes est de nature nationale et internationale. La pollution des eaux implique fréquemment des bassins hydrographiques de grande dimension, et autre exemple, l'environnement marin intéresse plusieurs pays. Des pollutions radioactives peuvent impliquer des populations nombreuses et les conséquences d'un réchauffement climatique concernent l'ensemble de l'humanité. A quelques exceptions près (tremblements de terre, éruptions volcaniques), les problèmes environnementaux sont d'origine anthropique et les principaux secteurs responsables (agriculture, transports, énergie, industrie et tourisme) bien identifiés. Pour y remédier, il convient donc d'élaborer des politiques économiques adaptées.

Rôle de l'économie dans l'élaboration de politiques environnementales : l'économie de l'environnement

La solution des problèmes environnementaux passe par une approche pluridisciplinaire. La compréhension des relations entre les activités humaines et la biosphère fait appel aux sciences naturelles, à la physique et à la chimie. L'économie de l'environnement doit donc intégrer les acquis de ces disciplines.

Par ailleurs, l'analyse des problèmes, la conception et la mise en œuvre des politiques font appel à l'ensemble des sciences sociales : économie, droit, sciences politiques et administratives. L'économie a pour ambition d'apporter un éclairage spécifique mais qui ne constitue qu'une réponse partielle aux problèmes qui se posent à la société dans le champ qui nous intéresse.

Si l'économie des ressources naturelles a pour objet l'allocation dynamique des ressources, renouvelables ou non, et s'appuie sur les méthodes du contrôle optimal (ce domaine ayant, par exemple, donné lieu à un ensemble considérable de travaux sur la gestion des pêcheries, des forêts, des mines), l'économie de l'environnement, de son côté, s'intéresse à deux questions centrales :

- ▶ le processus selon lequel les agents économiques prennent des décisions qui ont des effets sur l'environnement, question qui privilégie l'étude du comportement des agents (objectif positif) ;
- ▶ l'étude des politiques et des institutions à mettre en place pour que les

effets environnementaux de l'activité économique procurent aux individus le bien-être le plus élevé sans réduire celui de leurs enfants en dégradant les écosystèmes (objectif normatif).

Économie de l'environnement et économie du bien-être

Sur le plan disciplinaire, **l'économie de l'environnement** n'est pas une discipline autonome, car elle s'appuie principalement sur les concepts et les méthodes de la microéconomie, constituant de fait un domaine spécifique d'application de l'économie publique, elle-même basée sur les principes de **l'économie du bien-être**. Ainsi, les concepts et les méthodes de l'économie publique se révèlent-ils particulièrement pertinents pour résoudre les problèmes que pose la régulation d'une économie avec pollution.

La théorie des effets externes (ou des externalités) fournit alors un cadre d'analyse adéquat, et on peut montrer qu'en présence de pollution, il est possible de faire coïncider « **équilibre de marché** » et « **optimum social** » (ou « optimum collectif »), comme cela était possible en son absence. Le concept d'« **externalité** », provoquant une **divergence entre « coûts sociaux » et « coûts privés »**, joue alors un rôle fondamental en **économie de l'environnement**.

L'imbrication de ce concept, des **biens collectifs** et de **droits de propriétés mal définis** constitue le fondement de l'analyse économique de la pollution.

Le système de prix dans une économie marchande

Le système de prix joue le rôle d'information pour les agents économiques. Sur un marché parfait, les prix sont des indicateurs reflétant correctement la rareté et l'utilité relatives des biens, et ils orientent les décisions des agents de telle sorte qu'ils maximisent leur satisfaction (les consommateurs) ou leur profit (les producteurs). Alors, même si toute activité économique impose un sacrifice à la collectivité, elle produit de l'utilité et du profit, et est donc socialement justifiée. La comparaison entre les coûts et les avantages de toute décision constitue la base du calcul économique.

Si le marché fonctionne parfaitement, et qu'il n'y a pas d'**externalités**, tous les coûts et tous les avantages sont pris en compte par le mécanisme des prix. Prenons l'exemple d'une entreprise qui produit un bien X et cherche à maximiser son profit : pour déterminer son volume optimal de production, elle prend en compte le coût de production de ce bien. Les détenteurs de facteurs de production (travail, capital, matières premières) reçoivent une rémunération en contrepartie des sacrifices qu'ils consentent à les céder pour cette activité productive. On peut considérer que ces rémunérations (« **coûts internes** ») représentent une compensation monétaire de ces sacrifices, que l'on retrouvera par conséquent dans le prix de vente du bien X produit.

Toute appropriation des ressources, utilisées en tant que matières premières, devrait permettre l'instauration de marchés, et donc d'un système de prix qui va assurer une coordination des activités des exploitants et des utilisateurs des ressources : en effet, la rareté croissante d'une ressource devrait entraîner une augmentation de son prix (son possesseur renâclera à la vendre, si ce n'est à un prix de plus en plus élevé), dont le rôle incitateur se traduira par une correction (baisse de sa demande) et par conséquent et en corollaire, par une diminution de

sa rareté. Les marchés seront en équilibre, l'allocation des ressources étant optimale.

Les deux théorèmes de l'économie du bien-être : équilibre concurrentiel et optimum de Pareto

Le premier théorème de l'économie du bien-être établit alors, qu'en l'absence d'**externalités**, si les préférences et les ensembles de production sont convexes (l'utilité d'un bien consommé décroît au fur et à mesure de sa consommation pour les premiers ; absence notamment de rendements d'échelle croissants et de coûts fixes pour les seconds), alors tout équilibre concurrentiel est un optimum de Pareto (encore appelé « optimum de premier rang »). Ainsi, le **système de marché** réalise une allocation efficace des ressources au sens du critère de Pareto, c'est-à-dire telle qu'il n'existe pas de réallocation des ressources qui permette d'augmenter l'utilité d'un agent sans diminuer celle d'un autre. L'efficacité correspond à la maximisation du surplus social (ou collectif) qui est égal à la somme des surplus (profits) des producteurs et des consommateurs (le « surplus social »). On dispose donc d'un critère technique pour caractériser un optimum de Pareto. Le prix, qui joue donc un rôle d'information, donne le « bon » signal aux agents de l'économie marchande. Le deuxième théorème constitue également un résultat fondamental. C'est la réciproque du premier puisqu'il énonce, qu'un équilibre concurrentiel (c'est-à-dire un **système de prix**) peut être associé à tout optimum de Pareto.

Mais, justement, la pollution est ce qu'on appelle une **externalité**, et elle échappe précisément au marché ; ces deux théorèmes de l'économie du bien-être peuvent-ils encore alors se vérifier ?

Les externalités

Une externalité désigne toute influence directe (positive ou négative) - c'est-à-dire ne faisant pas l'objet de transaction sur un marché - des actions (« consommation » ou « production » d'un bien) d'un agent économique (respectivement, donc, « consommateur » ou « firme ») sur les fonctions d'objectif d'autres agents : utilité (et, par conséquent, satisfaction) d'un consommateur, possibilités de production et, donc, profit d'une firme, et qui fera ainsi obstacle à **l'allocation optimale des ressources** entre les agents d'une économie. On n'a alors pas de signal en forme de prix qui pourrait réguler l'usage des ressources utilisées.

On conçoit que dans ce nouveau mode d'organisation, les intérêts des victimes d'une externalité négative puissent être pris en compte, entraînant une modification des plans des sources de pollution, et aboutissant à une augmentation du surplus social. Une amélioration de l'allocation des ressources dans l'économie serait donc potentiellement réalisable. Dans cette logique, notre problématique va consister à définir une **allocation efficace des ressources** en présence d'une **externalité négative**, comme la pollution, ce qui nous conduira à une extension du **premier théorème de l'économie du bien-être**.

Externalité négative : la pollution

La pollution est un exemple classique d'**externalité** négative, spécifique en ce sens qu'elle va, plus précisément, faire intervenir un processus biologique, chimique ou

physique dégradant l'environnement de telle manière qu'il crée une nuisance pour l'homme. A défaut d'incitations à corriger les comportements à l'origine de ces [externalités](#), la pollution peut donc conduire à une saturation des capacités d'épurations du milieu naturel en le rendant ensuite inapte à supporter toute activité humaine, ce qui réduira le surplus collectif (conséquence d'une baisse des consommations et/ou des productions).

Quand le dommage, consécutif à l'émission d'une pollution, subi par un agent ne diminue pas celui supporté par les autres agents, c'est-à-dire quand il est le même pour tous les agents, l'[externalité](#) est considérée comme « publique » ou « non-rivale » : le fait qu'un individu, par exemple, respire un air pollué ne réduit pas les dommages infligés à un autre individu situé dans le même espace. Dans le cas contraire, on parlera d'[externalités privées](#) » ou « rivales », comme dans le cas de pluies acides (qui concentrent des polluants dans des lieux précis), la pollution subie par les individus qui s'y trouvent ayant pour contrepartie une baisse des dommages subis par les habitants de zones moins exposées. Les [externalités](#) sont toujours liées à l'utilisation d'un [bien d'environnement](#) que l'on qualifiera de « collectif ».

Environnement naturel et biens collectifs

Les « biens privés purs » (tels que les aliments, les vêtements, etc.) font l'objet d'une consommation individuelle privant les autres consommateurs de la possibilité de les consommer : ils sont par conséquent considérés comme « exclusifs » et « rivaux ». A l'opposé, les « biens collectifs (purs) » doivent être considérés comme « non exclusifs » et « non rivaux », en ce sens qu'ils peuvent être consommés en quantité, et qualité, égales par une communauté d'individus plus ou moins étendue.

Si les biens d'environnement ne peuvent pas être assimilés à des biens privés purs, ils ne sont pas tous des « biens collectifs (purs) », mais relèvent également soit de la catégorie des « biens de club » (un droit d'entrée dans un parc national va exclure certains consommateurs sans qu'il y ait pour autant rivalité), soit de la catégorie des « biens communs » (personne ne se trouve exclu d'une cueillette de champignons dans une forêt à accès public, mais, comme tout bien privé, les derniers des cueilleurs risquent de ne plus trouver de champignons...). Dans ce dernier cas, et en l'absence de mesures spécifiques telles que l'[attribution de droits de propriété](#) sur ces ressources ou l'aménagement des conditions de leur usage collectif, le risque lié aux caractéristiques de ces biens est leur surexploitation et leur épuisement possible.

Externalités et droits de propriété de la ressource mal définis (la Tragédie des Biens Communs)

L'une des caractéristiques essentielles des biens d'environnement, longtemps considérés comme des biens libres, est que leur propriété n'est pas, ou mal, définie. « La Tragédie des Biens Communs » (« The Tragedy of the Commons »), titre de l'article d'un écologiste, G. Hardin, paru dans la revue Science en 1968 [1], décrit les conséquences dramatiques de la pratique des vaines pâtures en Angleterre au Moyen Âge. Dans ces pâturages accessibles librement à tous - il s'agit d'une communauté de droit - chaque berger a intérêt à accroître son troupeau. Il s'en suit une surexploitation conduisant à l'épuisement de la ressource et à sa perte pour l'ensemble des utilisateurs. Le même phénomène se produit lors de l'utilisation des [biens d'environnement collectifs](#) dont la quantité et

la qualité se sont raréfiées ; la surexploitation de la fonction de réservoir de résidus des écosystèmes est à l'origine des pollutions.

Dans une **économie marchande**, cette absence de droits de propriété sur des ressources devenues rares est une source inévitable de gaspillage, et pour certains, elle est la cause fondamentale de leur dégradation. En puisant dans la ressource, chaque utilisateur crée un dommage aux autres et à lui-même. Le dommage, ou **effet externe négatif**, est le même pour tous - c'est une externalité publique, chacun en est la cause et la victime. La pollution, comme la plupart des **questions environnementales**, est donc due à des **externalités** qui résultent de l'absence de droits de propriété établis, reconnus et appliqués, sur l'environnement.

C'est en tenant compte de ces caractéristiques qu'une action peut être le plus efficacement définie. Un des choix fondamentaux dans une économie de marché, où secteurs public et privé se partagent la tâche de maximiser le bien-être de la collectivité (**optimum collectif**), est de déterminer ce qui relève de l'offre publique et de l'offre privée. L'offre de qualité d'environnement soulève aussi ce problème de choix, l'arbitrage devra tenir compte des deux principaux critères que sont l'efficacité et l'équité. On n'oubliera également pas que cette recherche de qualité peut être coûteuse.

[1] Garrett Hardin, "The Tragedy of the Commons", Science, 162(1968):1243-1248.

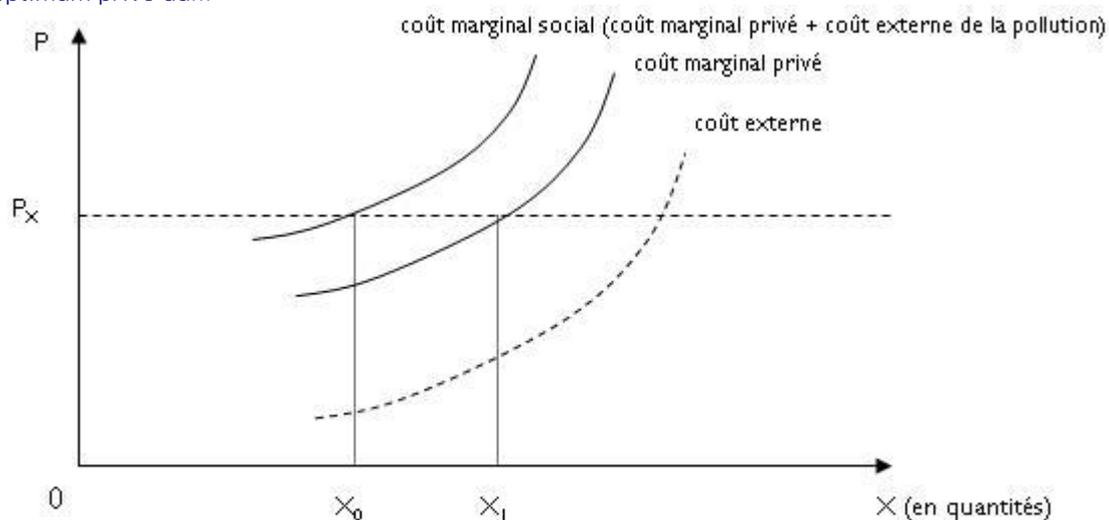
Effets externes de la pollution et coûts externes dans un système marchand

Si une entreprise utilise gratuitement la fonction de réservoir de résidus de l'environnement naturel, elle va alors créer des dommages du fait de la pollution engendrée par son processus de production. C'est le cas, par exemple, si une pêcherie subit un déversement de produits toxiques. Ces dommages se traduiront par une augmentation de la mortalité des poissons, puis de l'effort de pêche, et, par conséquent, par une diminution du revenu des pêcheurs qui n'est pas compensé pécuniairement. Le pollueur responsable de cette **externalité** impose à la collectivité des coûts non compensés, appelés **coûts externes**, ou **déséconomies externes**, par opposition aux coûts internes qui font l'objet d'une compensation monétaire. On dit alors que le coût social de cette activité est supérieur à son coût privé. Sidgwick, en 1887, avait déjà introduit le terme d'« externalités » pour caractériser ces **divergences entre l'intérêt privé et l'intérêt public**.

La divergence entre coûts sociaux et coûts privés reflète l'existence d'un effet externe négatif échappant à l'échange marchand. Cet effet externe est lié à l'utilisation d'une ressource non marchande, l'eau ou l'air par exemple, qui rend au producteur un service d'évacuation de ses résidus. Or, la gratuité de ce service indispensable est trompeuse, puisque la capacité d'assimilation des résidus par l'environnement naturel est limitée. Le phénomène de pollution, et les pertes de bien-être qui en résulteront, traduisent la pression excessive exercée par cette activité de production sur l'écosystème qu'utilisent les agents qui ne sont pas directement impliqués dans l'activité polluante.

Externalités de pollution : « profit privé » contre « optimum collectif »

optimum privé du...



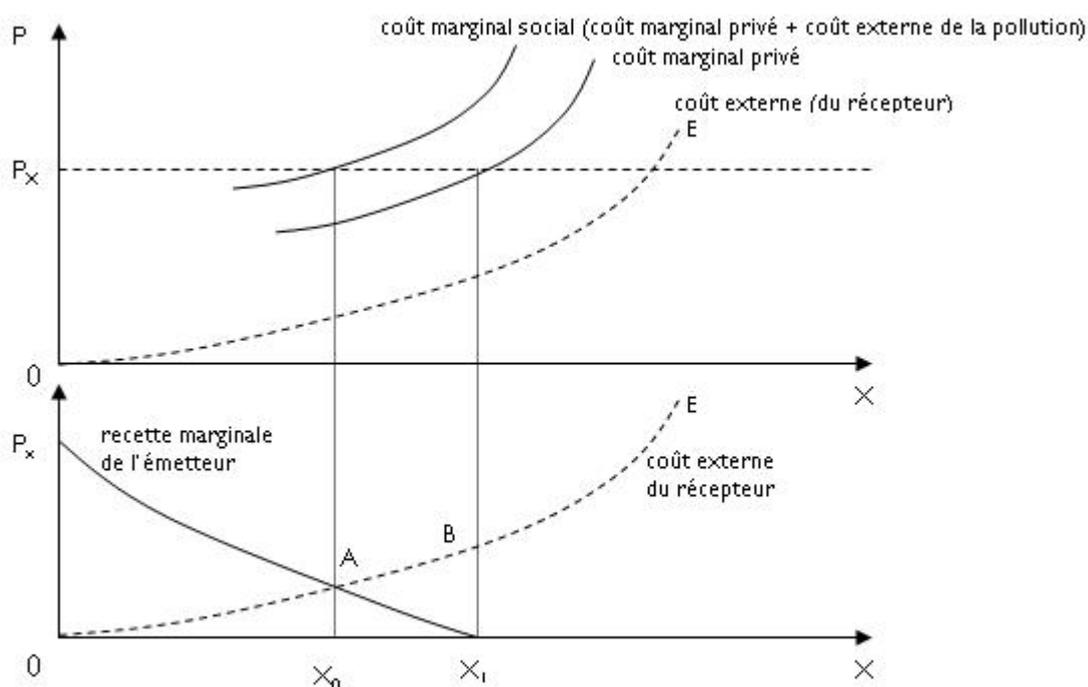
Le calcul économique du producteur ignore alors cette partie du coût social (l'**externalité de pollution**) qu'il inflige à la collectivité (le **coût externe**), puisqu'il n'est pas tenu de payer pour obtenir le **service - gratuit - que lui rend l'environnement**. Le calcul économique ne prenant en compte que ce qui a un prix, et comme la ressource utilisée est utile et rare, l'absence de prix constitue alors un défaut d'information, un échec du marché faisant obstacle à l'allocation optimale des ressources. En effet, puisque le coût social est supérieur au coût privé, le volume de production qui maximise le profit privé du producteur est supérieur à celui qui correspondrait à l'**optimum collectif**.

En situation concurrentielle, le prix est considéré comme une donnée pour l'entreprise (sur l'axe des ordonnées, P_x) ; celle-ci a intérêt à augmenter sa production du bien ou service X (axe des abscisses) tant que chaque unité lui rapporte plus qu'elle ne lui coûte, c'est-à-dire jusqu'au point d'égalisation du prix et du coût marginal de production (c'est l'optimum privé du producteur, c'est-à-dire la quantité optimale qu'il va produire pour maximiser son profit). Si l'entreprise ne prend en compte que son coût privé (le coût social compensé), elle produit le volume de production OX_1 . Or, le coût social est plus élevé que le coût privé en raison de l'effet externe, et le volume de production correspondant à l'**optimum social** est OX_0 , inférieur à OX_1 , correspondant à l'optimum privé du producteur.

Intuitivement, cet écart est aisé à comprendre : on fait désormais un arbitrage entre les gains de l'émetteur et les pertes infligées au récepteur de la pollution. La pollution étant fonction de la production, on devrait donc avoir, en conséquence, une baisse de la pollution. L'écart entre le coût social et le coût privé, qui représente l'effet externe, reflète l'absence de coïncidence entre l'intérêt privé et l'intérêt collectif. Mais la question qui se pose désormais est de savoir comment trouver X_0 en l'absence, justement, d'informations précises sur le coût externe.

Détermination de l'optimum collectif de production en présence de pollution

optimum collectif...



Soit une économie schématisée par un « pollueur » (producteur ou consommateur qu'on nommera « émetteur »), et un autre agent (également producteur ou consommateur), qui est victime de la pollution émise par le premier agent (on le nommera « récepteur », ou encore, quelquefois, le « pollué »). On supposera que l'émetteur est ici, par souci de simplification, un producteur, situé sur un marché concurrentiel, dont les rendements sont décroissants (la productivité des facteurs de production baisse au fur et à mesure de leur usage dans la production) et ses coûts croissants (les coûts unitaires augmentent quand la production croît). Son profit marginal (ou encore sa recette marginale, recette supplémentaire engendrée par chaque unité supplémentaire produite) est égal à l'écart entre le prix de marché et le coût marginal privé de production de X, et qui décroît donc avec l'accroissement de cette dernière. On suppose qu'il est rationnel : quand le prix de marché et le coût marginal privé de production de X s'égalisent donc, sa recette marginale s'annule, et cela l'amène à trouver le **niveau de production optimal X_1** (partie basse du graphique), il maximise son profit. Sur le graphique, OP_xX_1 représente le profit total de l'entreprise.

Le calcul économique de l'émetteur prend en compte les coûts et les avantages marchands engendrés par son activité, mais n'intègre pas le **coût externe** imposé au récepteur, le coût que doit supporter le récepteur du fait de la pollution causée par l'activité de l'émetteur (coûts de dépollution par exemple, mais également dommage consécutif à la pollution si aucune action de dépollution n'est possible - ou entreprise ex ante). Le coût marginal externe (le coût marginal de pollution, c'est-à-dire le coût de la pollution engendré par chaque unité

supplémentaire produite, ou encore dommage marginal) est représenté par la courbe OE, et il augmente donc avec l'accroissement de la quantité produite X. La quantité optimale (pour le pollueur) produite OX1 impose au récepteur un coût maximal représenté par la surface OBX1.

Si l'on ne considère plus seulement l'intérêt privé de l'émetteur, mais l'intérêt de la collectivité, limitée ici aux deux agents en question, le gain (ou surplus) collectif, ou gain social , est égal au profit réalisé par l'émetteur, diminué du coût supporté par le récepteur ($OPxX1 - OBX1 = OPxA - BAX1$). Ce gain est maximal pour la collectivité des deux agents quand la partie du coût supporté par le récepteur, du fait de la pollution émise par l'émetteur (BAX1), est réduite à zéro. Cette situation optimale intervient quand le volume de production X est justement égal à OX_0 , c'est-à-dire quand le pollueur a intégré dans son calcul économique le dommage qu'il a engendré par sa production (partie haute du graphique). Cet **optimum collectif** peut également être déduit d'un raisonnement à la marge : pour la quantité produite comprise entre 0 et X_0 , chaque unité additionnelle de X engendre un profit marginal supérieur à son coût marginal ; le gain social marginal est alors positif. Au-delà de X_0 , chaque unité supplémentaire produite engendre un coût marginal supérieur à son profit marginal ; le gain social marginal est donc négatif. Le gain social est maximal pour le niveau de production OX_0 .

Optimum collectif en présence de pollution et niveau de production
« socialement souhaitable »

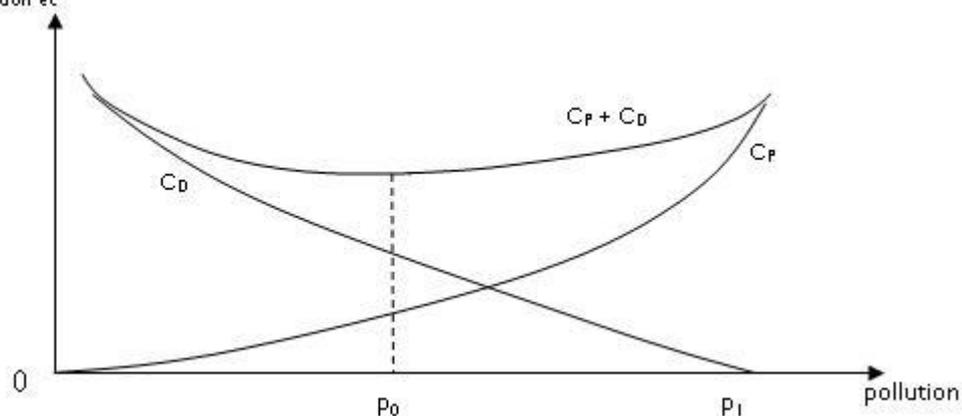
La réalisation de **l'optimum collectif** ne signifie pas la disparition totale de l'externalité. Une partie du **coût externe**, représentée par la surface $XOABX1$, a été supprimée, engendrant un **gain social** : l'**externalité** est dite dans ce cas Pareto relevant. En revanche, faire en sorte que l'émetteur diminue sa production au-delà de X_0 , et donc réduise le coût externe OAX_0 n'engendre pas un gain social, mais une perte, puisque l'on se prive d'un profit supérieur au coût externe subi. L'externalité est dite, dans ce cas, Pareto irrelevant. L'optimum collectif ne correspond pas à une pollution ou un dommage nuls qui, dans les hypothèses présentes, aboutirait à un niveau de production nul et empêcherait toute activité de l'émetteur (la pollution étant, par hypothèse, consécutive et proportionnelle à la production de X). Il est le résultat d'un compromis entre les avantages tirés de cette activité et les dommages qu'elle fait subir.

Le gain privé $OPXAX_0$ reste supérieur au gain social $OPXA$. Donc, il n'est pas socialement justifié de diminuer la production en deçà de X_0 car le profit diminuerait davantage que les coûts externes, et le bilan global serait négatif. Ainsi la pollution nulle n'est pas socialement souhaitable. C'est en ce sens que la pollution attachée à la production X_0 est considérée comme « socialement souhaitable ».

Détermination de l'optimum collectif de pollution : coût de pollution et coût de dépollution

niveau optimal de...

Coûts totaux de la pollution et de dépollution



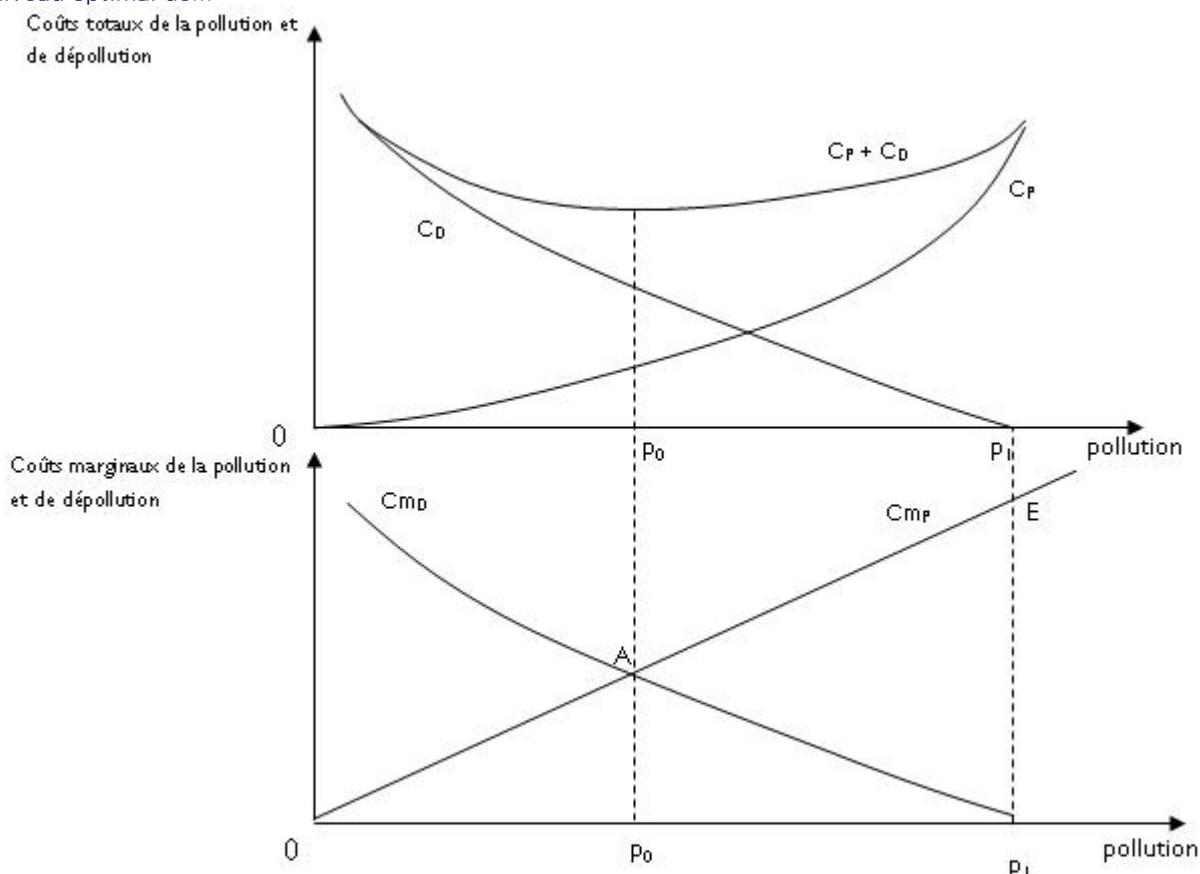
La pollution crée des dommages, mais la dépollution a également un coût, qu'il soit à la charge du pollueur ou du pollué. Choisir un niveau de pollution, c'est aussi choisir un niveau de dépollution et accepter de supporter le coût correspondant. Or, les ressources sont rares et celles qui seront consacrées à la protection ou à la restauration de l'environnement ne pourront l'être à la production d'autres biens et services. Le calcul économique visant à maximiser le [surplus social](#) en présence de pollution doit les prendre en compte. Il s'agit donc encore d'un [problème d'allocation de ressources rares](#) résolu en économie par une comparaison des coûts et des avantages. On fait l'hypothèse fondamentale dans notre analyse que les coûts de la pollution et de la dépollution sont mesurables et comparables. Ils varient avec les niveaux de pollution engendrés par une activité, celle de l'émetteur de la pollution. Le modèle de choix proposé par l'économiste a pour objectif la minimisation de la somme de ces deux coûts, de pollution et de dépollution.

Op1 représente le niveau maximal de pollution correspondant à l'optimum privé (précédemment X1) de l'émetteur (par souci de clarté, on suppose que c'est toujours ici un producteur qui pollue). Le coût total de la pollution (courbe CP), ou dommage total, s'accroît cette fois non plus avec les quantités de biens produits (responsables de la pollution), mais directement avec le niveau de la pollution émise de 0 à p_1 . Le coût total de la dépollution (courbe CD) visant à réduire la pollution, ou de l'antipollution, augmente avec le niveau de la dépollution, de p_1 à 0. La minimisation de la somme de ces deux coûts totaux (représentée par la courbe obtenue par sommation verticale des niveaux de CP et de CD pour chaque niveau de pollution) intervient au niveau de pollution P_0 . p_0 représente le niveau optimal de pollution ou de dépollution.

Détermination du niveau optimal de pollution : raisonnement à la marge.

niveau optimal de...

Coûts totaux de la pollution et de dépollution



Si l'on raisonne maintenant encore une fois **à la marge**, le coût marginal de la pollution (C_{mP}), ou dommage marginal, représente le supplément de dommage engendré par chaque unité additionnelle de pollution, et le coût marginal de la dépollution (C_{mD}) représente le supplément de coût total engendré par la suppression de chaque unité additionnelle de pollution.

Partant de p_1 , situation où le dommage total est maximal (représenté par la surface OEp_1) et le coût de dépollution nul (puisque aucune action de dépollution n'est mise en place), la suppression de chaque unité de pollution existante entre p_1 et p_0 fait disparaître un dommage supérieur au coût supporté pour obtenir ce résultat. Tant que le coût marginal de la pollution est supérieur au coût marginal de la lutte antipollution, il y a **gain social net**.

En revanche, continuer à réduire la pollution au-delà de p_0 diminuerait le bien-être de la collectivité puisque, dans ce cas, le coût de la suppression de chaque unité de pollution est supérieur à l'avantage que l'on en retire sous la forme de l'élimination d'un dommage. Le coût marginal de la lutte antipollution est dans cette zone supérieur au coût marginal de la pollution. Le niveau de la pollution, ou de la dépollution, optimale est bien P_0 , se trouvant à l'intersection des deux courbes de coût marginal de dépollution et de coût marginal de pollution.

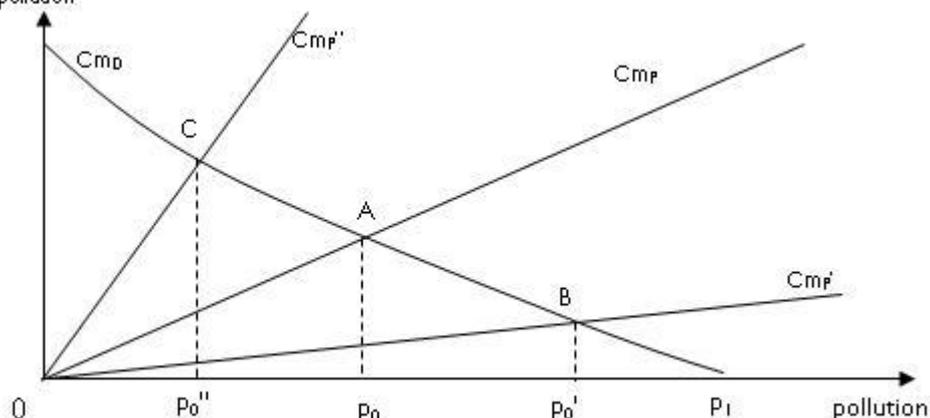
Détermination du niveau optimal de pollution : généralisation du raisonnement à une économie

Si l'on généralise ce modèle à n agents dans une économie, les entreprises sont les pollueurs, et les pollués les consommateurs. On fait alors l'hypothèse que les fonctions de production des premières sont sources d'émission d'externalité (considérée comme un produit-joint) et que les fonctions d'utilité des seconds intègrent l'effet externe (l'utilité décroît quand l'externalité s'accroît). Maximiser l'optimum social revient à maximiser l'utilité d'un consommateur sous la contrainte que les autres consommateurs ne subissent pas de pertes de bien-être (ce qu'on appelle un « optimum de Pareto ») et sous les contraintes relatives à la technologie et à la disponibilité des ressources. Cet optimum est réalisé si le dommage marginal social - on fait l'hypothèse ici qu'il correspond à la somme des dommages engendrés par une unité de pollution et donc supportés par l'ensemble des consommateurs - est égal, pour chaque firme, à son coût marginal de réduction de la pollution. À ce point d'égalisation, la pollution est optimale. C'est un résultat fondamental, auquel il faut en ajouter le fait qu'il existe un niveau de pollution optimale tel que les coûts marginaux de dépollution sont identiques pour toutes les firmes.

L'optimum économique de pollution peut évoluer sous l'influence de multiples facteurs. Il dépend surtout, ici, de l'allure des fonctions de coûts de pollution et de dépollution. Toute modification de l'une de ces fonctions engendre donc une variation du niveau de la pollution optimale.

Variation de l'optimum économique de pollution en fonction des dommages et avec coûts de dépollution connus (première hypothèse)
optima économiques...

Coûts marginaux de pollution
et de dépollution



Supposons que les coûts de dépollution soient connus. L'optimum de pollution dépend de l'évolution des dommages, qui peut être illustrée par une infinité de droites possibles situées entre l'axe des abscisses et celui des ordonnées. Les variables susceptibles d'influencer les fonctions de dommages ou de coûts de la pollution se rapportent à l'état des connaissances scientifiques relatives aux perturbations des milieux naturels et à leurs conséquences, ou à la perception des dommages, à l'importance qui leur est accordée et dont la traduction

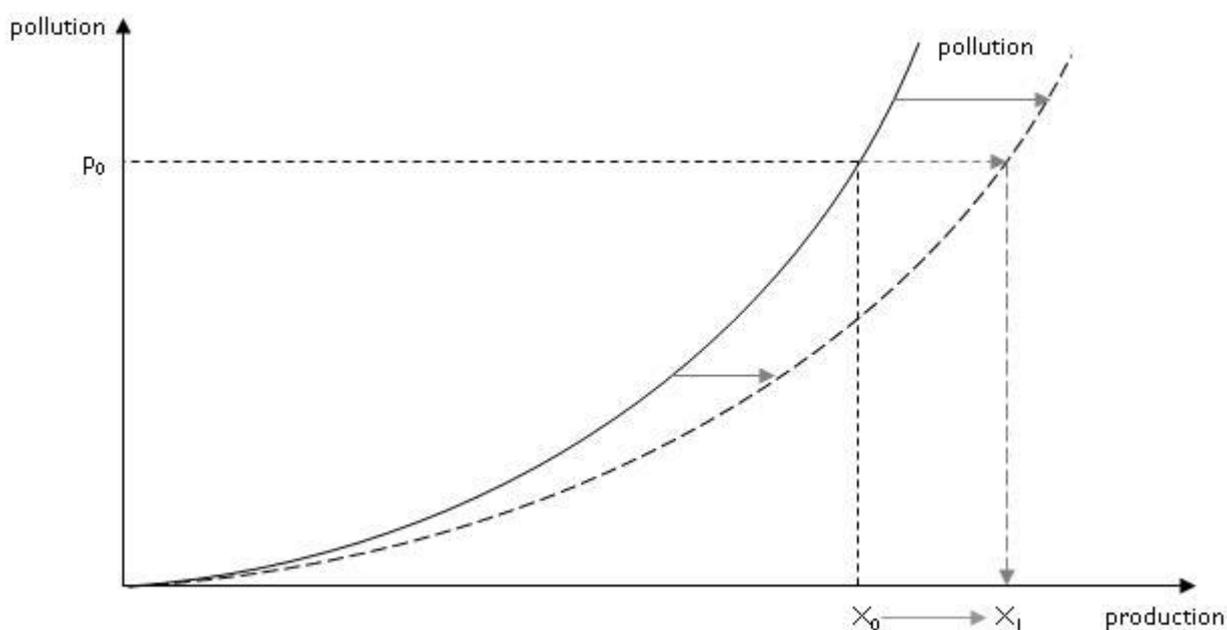
monétaire n'est que l'un des aspects. En fonction de ces divers éléments, l'optimum varie dans le temps et dans l'espace.

On considèrera donc ici les dommages sont mal connus, mal perçus, faiblement valorisés : la pente de la fonction de dommages est par conséquent faible (CmD'), et le niveau de pollution optimale est élevé (Po'). Inversement, plus les dommages sont valorisés, plus la pente de la fonction est forte (CmD''), et plus le niveau de pollution optimale est faible (po''). Aux deux extrêmes, on a :

- ▶ la situation 0, où les dommages sont tels que l'optimum correspond à un niveau de pollution nulle (la fonction de coût marginal de la pollution se confond en fait avec l'axe des ordonnées) : dans ce dernier cas limite, le point 0 de pollution nulle peut correspondre à un coût de dépollution si élevé que la collectivité n'est pas disposée à le supporter ;
- ▶ la situation $p1$, où les dommages ne sont pas pris en compte et sont donc considérés implicitement comme nuls et où, donc, on ne dépollue pas ($CmD = 0$). La fonction de coût marginal de la pollution se confond en fait avec l'axe des abscisses : dès la première unité de pollution émise, le dommage est infini, ou si élevé qu'il est considéré comme insupportable, tel celui causé par la mort d'individus. Heureusement, ces cas de pollution sont exceptionnels mais l'expérience montre qu'on en prend souvent conscience avec retard en raison de l'ignorance, de l'incertitude, que la volonté politique d'agir fait souvent défaut et que, pour une collectivité, la mort humaine n'est pas considérée comme un dommage à éviter à tout prix, c'est-à-dire à n'importe quel coût.

Variation de l'optimum économique de pollution en fonction des coûts de dépollution et avec dommages connus (seconde hypothèse)

[optima économiques...](#)



Supposons maintenant que la fonction de dommage soit connue : on va s'intéresser alors ici aux fonctions de coût de dépollution. Premièrement, elles sont le plus souvent discontinues et exponentielles, car les dispositifs antipollution sont indivisibles. Ensuite, il faut distinguer deux types de coûts de dépollution très différents :

- ▶ ceux résultant de la réduction de la pollution dans les usines existantes, par investissement dans des équipements de dépollution ne visant qu'à traiter et éliminer des résidus ; si ces activités de dépollution peuvent effectivement

réduire les atteintes à la qualité de l'environnement, elles ne représentent qu'une approche curative, et non préventive, de la pollution, et ne s'inscrivent pas dans une **logique de développement durable** ;

► ceux résultant de la modification de la nature d'un bien ou d'un processus de production, accompagnent le renouvellement du stock de capital productif et l'innovation technologique ; la baisse de la pollution est alors prévue dès la conception du bien (voiture propre, avion moins bruyant). Ces derniers types de coûts sont en général inférieurs aux premiers, et s'accompagnent en outre d'avancées technologiques bénéfiques. En conséquence de quoi ces coûts de dépollution varient avec chaque type de pollution, car ils dépendent étroitement des technologies de dépollution. La découverte de nouvelles technologies permet la mise en œuvre de processus de production et de consommation moins polluants, réduit les coûts de dépollution a posteriori (en diminuant, voire éliminant même les actions de type curatif), et contribue donc efficacement à la diminution du **niveau optimal de pollution** en abaissant, graphiquement, la courbe de pollution (la pollution étant moindre pour chaque niveau de production), l'optimum écologique (p_0) devenant alors compatible avec un niveau de production plus élevé ($X_1 < X_0$). À un état donné de la technologie, correspond donc un optimum de pollution.

Critique des fondements du calcul de l'optimum avec pollution optimale : analyse statique vs. développement durable

Les effets externes pris en compte par l'analyse économique n'apparaissent que lorsque la capacité d'assimilation du milieu est dépassée. De plus, la détermination du niveau optimal de pollution par égalisation du coût marginal d'épuration et de celui des dommages conduit presque toujours fixer cet objectif à un niveau excédant plus ou moins largement celui compatible avec cette capacité d'assimilation. Celle-ci va donc se dégrader ; si l'on passe d'une perspective statique à une perspective dynamique, cette dégradation peut aller plus ou moins rapidement jusqu'à l'épuisement.

La capacité d'assimilation des milieux naturels est un plafond en écologie, un plancher en économie. **L'optimum économique du producteur**, atteint au point d'égalisation du profit marginal et du coût marginal social, peut donc engendrer un niveau de pollution incompatible avec le maintien de l'équilibre des écosystèmes, car il aura alors été économiquement rentable de continuer à polluer au-delà de la capacité d'assimilation du milieu naturel (l'avantage retiré de chaque unité de production supplémentaire, mesuré par le profit marginal, étant, avant d'atteindre l'optimum, supérieur au dommage causé mesuré par le coût marginal social). De plus, le progrès technologique est en général insuffisant, et l'effet quantité dû à la croissance de la production l'emportant sur l'effet qualité ; la masse de polluants continue à croître. Même un niveau d'activité constant signifiant une croissance nulle suscite un processus d'accumulation de résidus puisqu'il s'accompagne d'une pollution non nulle. La tendance à l'épuisement de la capacité d'assimilation naturelle n'en est que ralentie, et le stock de résidus continue à s'accroître.

La détermination d'une capacité limite d'assimilation, la perception des nuisances, l'évaluation du coût social, sont très problématiques. Mais elles mettent l'accent sur les effets futurs de décisions présentes ayant un impact sur l'environnement, effets qui ne peuvent plus être ignorés dans le cadre d'un objectif de développement durable. Les économistes tentent d'intégrer ces **externalités** intergénérationnelles dans les modèles de croissance - modèles de croissance endogène et modèles à générations imbriquées, afin d'analyser les

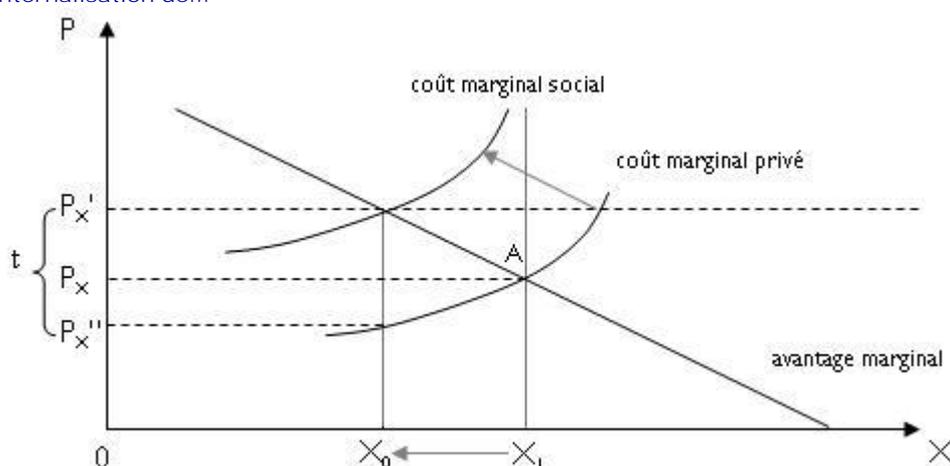
conditions sous lesquelles la croissance économique peut être compatible avec la préservation de la qualité de l'environnement.

Politiques d'environnement et analyse économique : l'internalisation des effets externes

Au final, l'avancée des connaissances scientifiques peut conduire de la précaution à la prévention, mais de nombreux facteurs sociopolitiques interviennent aussi dans la mise en œuvre de ces principes qui devraient inspirer la définition des politiques d'environnement. La définition de ces politiques repose aussi sur l'analyse économique. Face aux problèmes d'environnement envisagés sous l'aspect d'**externalités** issues de la production ou de la consommation faisant obstacle à l'allocation optimale des ressources, l'analyse économique propose des solutions pour rétablir l'optimum. L'objectif est d'internaliser les effets externes.

La taxe pour rectifier le signal-prix.

internalisation de...



Dans une économie avec pollution, le système de prix ne reflète donc plus la valeur sociale des biens, puisqu'en présence d'un effet externe négatif lié à la pollution engendrée par la production du bien X, **le coût marginal social de cette production étant supérieur à son coût marginal privé**, la quantité produite (et consommée) de X se fixera à un niveau supérieur à celui correspondant à l'optimum collectif, et ce au prix P_x , avec, comme conséquences, une perte de bien-être social (au point A, l'avantage marginal que retire la société de la consommation de ce bien X est inférieur à son coût social marginal). La maximisation du **surplus social** ne conduisant alors pas à l'élimination complète de la pollution (elle n'aboutit qu'à retenir un niveau de nuisances « optimal » inférieur à celui qui résulte du comportement décentralisé des agents économiques), on va donc, en se plaçant dans la **logique du deuxième théorème de l'économie du bien-être**, rechercher une modification des signaux adressés aux agents de telle sorte que le système de prix intègre le coût social de la pollution.

Cette logique débouche sur la taxation de la pollution à un taux unitaire égal à t , tel qu'il comble en totalité l'écart entre le coût social et le coût privé, et ce afin que l'équilibre concurrentiel qui en résulte corresponde à une **allocation efficace des ressources**. Cette solution a été proposée par A. C. Pigou en 1920 [1]. Au prix P_x' , supérieur à P_x , les consommateurs ont réduit leur quantité

demandée de X_1 à X_0 ; les producteurs qui perçoivent maintenant un prix P_x'' inférieur à P_x , ont, eux également, réduit leur quantité offerte (également de X_1 à X_0). La taxe, payée par le producteur-pollueur et répercutée dans ses coûts de manière à ce que son coût marginal privé égale le coût marginal social, permet de rétablir la vérité des prix ; elle pallie donc l'information manquante.

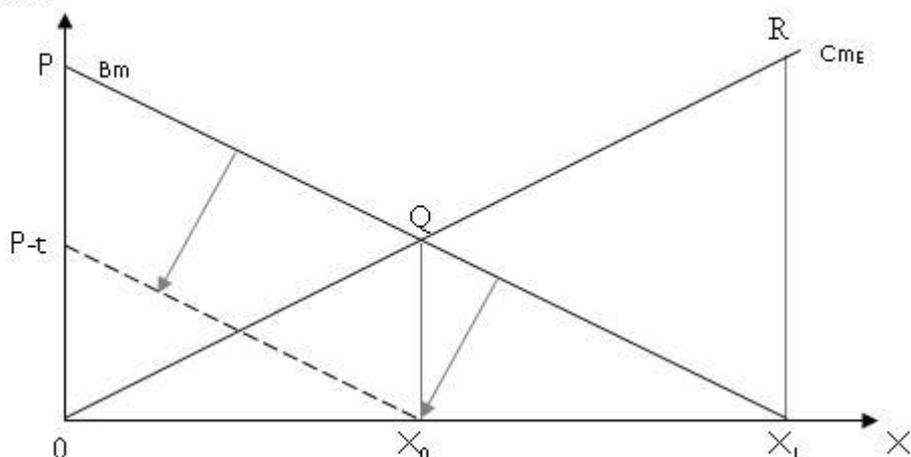
[1] Arthur Cecil Pigou, 1920, The Economics of Welfare. London : Macmillan

Le niveau de taxe optimale (équilibre partiel)

détermination du...

bénéfice marginal,

coût marginal externe



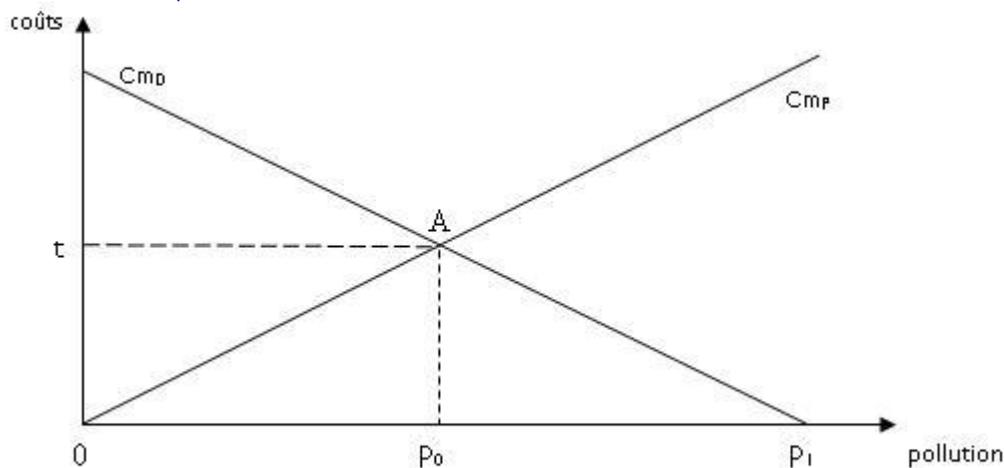
Pour obtenir le résultat souhaité, c'est-à-dire la réalisation de l'optimum, la **taxe doit être optimale**, c'est-à-dire équivalente au dommage social marginal (le **coût externe**). On peut exprimer ce raisonnement d'une autre manière : faisons ici l'hypothèse que la quantité de pollution varie proportionnellement à la quantité de bien X produite et que le récepteur engage des coûts de dépollution (traitement de l'eau, par exemple) variant en fonction de la quantité de pollution émise par le pollueur. La droite Bm du graphique dit de « Turvey » représente le profit marginal du pollueur ; la droite CmE, le coût marginal externe (le préjudice que subit le récepteur), égal au coût marginal de dépollution, dont on suppose qu'il augmente linéairement avec la quantité X produite (représentée en abscisse).

Cherchant à maximiser son profit, l'émetteur produit jusqu'au point où son profit marginal devient nul. Elle produira la quantité X_1 et son profit total sera égal à la surface OPX_1 . Cette situation correspond au préjudice le plus élevé que subit le pollué. Le coût total de dépollution (qu'elle soit entreprise par l'émetteur ou le récepteur) correspond en effet à l'aire du triangle ORX_1 . Du point de vue de l'intérêt général, qui se réduit ici au bien-être de deux agents, cette situation n'est pas optimale, car la richesse totale n'est pas maximisée au point X_1 mais au point X_0 : la richesse totale étant égale au profit du pollueur moins le coût de dépollution du récepteur (soit l'aire $OPX_1 - ORX_1$, soit encore l'aire $OPQ - QRX_0$), on obtient le gain le plus élevé en X_0 , car QRX_0 est alors égal à 0. Pour que la poursuite de l'intérêt privé du pollueur conduise spontanément au niveau optimal X_0 , celui-ci doit prendre en compte le coût externe engendré par sa production de X, et doit donc être soustrait à son bénéfice marginal. La taxe collectée, d'un montant t égal ici à X_0Q , sur chaque unité de pollution émise, sera payée par l'agent à l'origine de **l'externalité négative**.

Une nouvelle fois, on voit bien que l'analyse économique de la pollution ne préconise pas de supprimer la totalité de la nuisance, autrement dit de tendre vers la **pollution zéro**, mais vers le **niveau économiquement optimal de pollution**, qui égalise le bénéfice marginal privé du pollueur au coût marginal externe que subit le pollué.

Le niveau de taxe optimale (équilibre général)

niveau de taxe optimal...



Si l'on raisonne en termes d'équilibre général, en l'absence de prélèvements créateurs de distorsions, la taxation « **internalisante** » implique que tous les pollueurs paient une **taxe t égale au dommage social marginal** engendré par une unité supplémentaire de production et de consommation.

À l'optimum, le taux de cette taxe uniforme est également égal au coût marginal de dépollution (CmD), c'est-à-dire équivalent au dommage social marginal (CmP), ce qui suppose, si l'on ne connaît pas le coût de dépollution, que l'on puisse évaluer ce dommage en termes physiques et monétaires.

Si, justement, la mesure en termes physiques des dommages peut être réalisée (même si cela ne paraît pas être toujours très évident), la mesure en termes monétaires est justement celle qui intéresse les économistes et qui va poser un certain nombre de problèmes.

signal-prix et principe pollueur payeur (PPP)

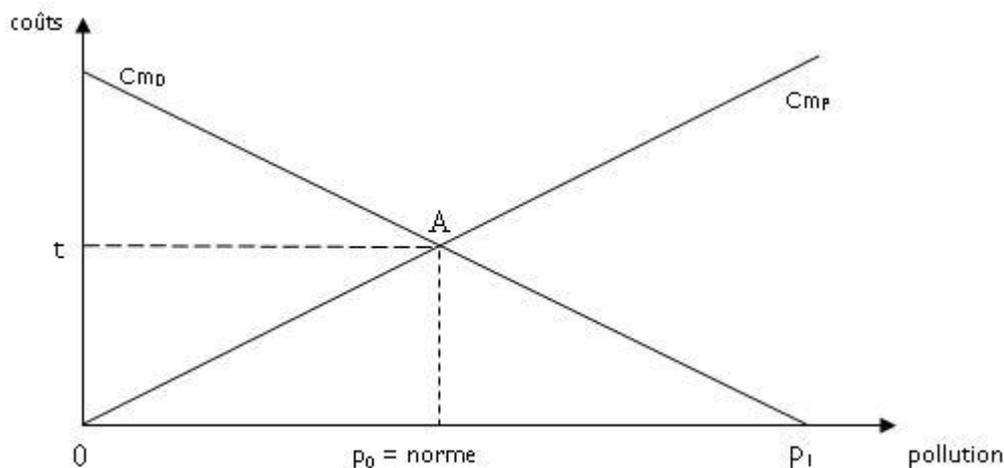
L'**internalisation des effets externes** dus à la pollution a mis en évidence le Principe Pollueur Payeur (PPP), où la **gratuité des ressources naturelles** utilisées par un agent qui les pollue est abandonnée, en le forçant à prendre en compte les coûts liés à leur utilisation (et de leur détérioration). Mais si le terme « internalisation » veut dire « prise en compte », il ne signifie donc pas « prise en charge » : en effet, le pollueur, s'il est, comme on a pu le voir, un producteur, peut fort bien, sans déroger alors au PPP, répercuter dans ses prix de vente du bien produit X le coût des mesures de lutte contre la pollution, sans les assumer véritablement (ce qui réduirait d'autant ses profits), surtout du moment

où des relations entre PPP et responsabilité juridique ne sont pas formellement établies. Cette répercussion dans les prix résulte alors du jeu normal du marché, qui s'adapte en conséquence, à partir du **signal-prix** apporté par l'internalisation des coûts externes.

Les agents, s'ils sont à la fois consommateurs du bien X, et victimes de la pollution (« pollués »), vont donc payer plus cher X, qui sera, en outre, devenu plus rare, tout en étant toujours victimes de la pollution qu'une telle production engendre. Le pollueur, lui, verra son profit décroître, et mais ne supportera pas le coût de la taxe, celle-ci étant répercutée dans le prix de vente du bien X. Indirectement, ainsi, c'est le consommateur-pollué qui en supporte la charge à travers l'augmentation du prix (et la baisse, en corolaire, des quantités disponibles). Il « paye » en quelque sorte sa responsabilité informelle de « donneur d'ordre », le pollueur produisant à sa place le bien X.

Internalisation au moyen d'une norme (ou d'un quota)

Internalisation au...



On notera cependant qu'il est possible **d'internaliser l'effet externe** de pollution non pas au moyen d'instruments économiques en fixant **une taxe t** , mais au moyen d'instruments réglementaires, en imposant aux pollueurs une norme égale à p_0 , visant à imposer à l'émetteur une limitation quantitative (quota) de ses rejets de polluants, norme couplée à un système de sanctions en cas de violation de la règle (dépassement des taux).

Mais si la longue expérience acquise avec les normes dans des secteurs comme la santé et l'urbanisme explique leur succès dans le domaine de l'environnement, ces normes ne sont que rarement fixées ni en fonction d'objectifs de qualité (qui visent à déterminer le niveau permettant de ne pas saturer la capacité de renouvellement de l'écosystème), ni suivant le calcul économique (qui permet de polluer jusqu'au point où **l'optimum de pollution** pour la collectivité est atteint), mais selon ce qui est acceptable par les groupes de pression. L'incertitude sur les coûts de dommages peut expliquer cet état de fait.

Incertain sur les dommages marginaux (coûts de pollution connus)

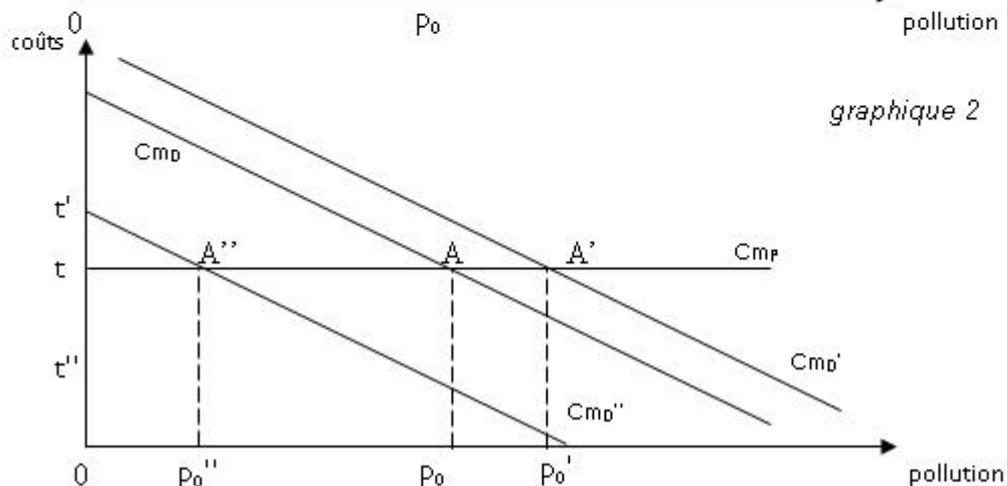
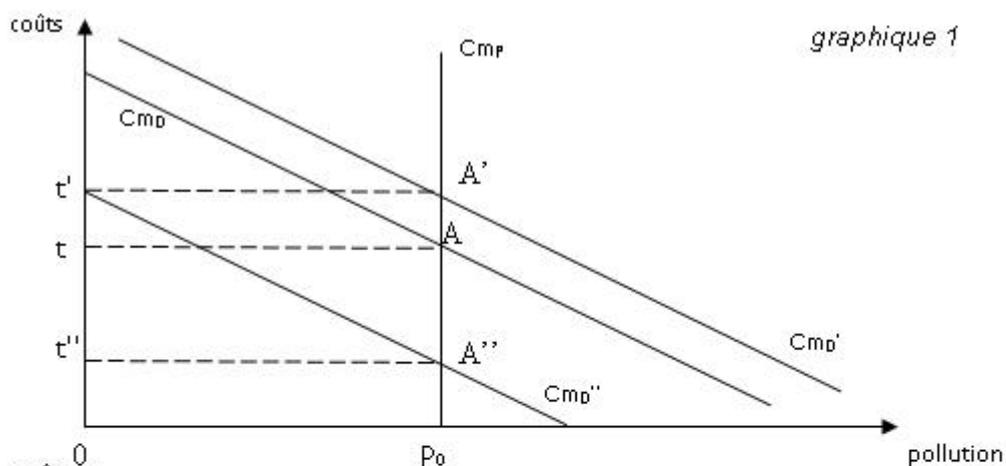
Dans l'un ou l'autre cas (**taxation** ou **normes**), la connaissance des fonctions de dommage et de dépollution constitue un élément essentiel du choix entre la

mise en place d'une politique visant à imposer une taxe ou d'une politique plutôt réglementaire.

Dans le cas où les dommages marginaux ne peuvent être estimés, l'incertitude concernant ces derniers (à partir du moment où les coûts dépollution sont parfaitement connus) va engendrer une certaine perte de **surplus social**, entraînant le fait que ni la taxe, ni la norme ne permettront d'atteindre une internalisation parfaite, et donc d'obtenir **l'optimum de pollution socialement acceptable**, et ce quel que soit le mode de régulation choisi.

Néanmoins, si les dommages sont surestimés, ce seront les pollueurs qui supporteront les coûts liés à une dépollution excessive, et s'ils sont surestimés, alors ce seront les pollués qui subiront la perte de bien-être engendrées par l'insuffisante dépollution. En conséquence de quoi, il est utile de se demander, alors, si ce n'est pas pour cette raison que la préférence des pollueurs va plutôt vers une politique réglementaire plutôt qu'en faveur d'une politique fiscale, la sous-estimation des coûts de pollution étant effectivement plus fréquente dans la réalité.

Taxe vs. norme en situation d'incertitude sur le type de dommages marginaux et sur les coûts de dépollution
 effet de l'imposition...



Toutefois, et de manière schématique, on peut dire que la **norme**, fixant en fait des quotas d'émission, est préférable à la mise en œuvre d'une taxe dans le cas

où les dommages augmentent fortement avec la pollution émise - on observerait donc un « effet de seuil ».

La droite de dommages marginaux (CmP) étant alors voisine de la verticale (graphique 1), il serait alors préférable de plutôt contrôler les émissions, la marge d'incertitude sur les coûts marginaux de dépollution (CmD) devenant alors limitée.

Inversement à la situation précédente, c'est par contre la solution de la **taxe** qui sera préférée si les dommages n'augmentent que faiblement avec la pollution (droite des dommages marginaux quasi horizontale), en cas d'incertitudes sur les coûts marginaux de dépollution (graphique 2).

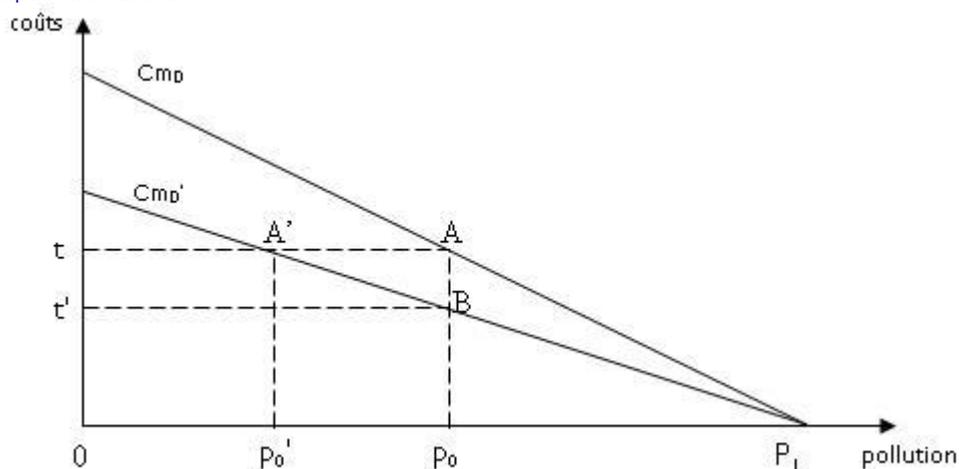
Combinaison taxe/norme en situation d'incertitude : la solution du marché négociable de droits d'émission

Dans des situations d'incertitude sur les coûts à la fois de pollution et de dépollution, et de manière à trancher entre l'usage d'un instrument de nature économique (la **taxe**) ou réglementaire (la **norme/le quota**), on peut alors concevoir des systèmes mixtes de régulation visant à atténuer les conséquences générées par l'erreur d'estimation commise sur les coûts de dépollution ou la nature des dommages, et qui combinent les avantages de la régulation par les quantités et de la régulation par les prix : il suffit alors de coupler contrôle direct de la pollution par application d'un quota avec l'application d'une taxe perçue si les émissions dépassent le niveau autorisé, et d'une subvention versée si, au contraire, elles sont plus faibles que celui-ci. Ceci revient en fait à l'échange de permis négociables : un décideur (une agence de régulation) va émettre une certaine quantité de permis négociables correspondant au plafond d'émission (égal à la norme). Si le pollueur émet un nombre d'unités de pollution supérieur au nombre de droits qu'ils possèdent, ils devront payer cette taxe unitaire sur ces unités supplémentaires. Inversement, s'ils n'utilisent pas la totalité de ces permis, ils percevront la subvention (ou prime) pour chaque unité de pollution non émise (en-dessous de la norme, donc).

Il en résulte que si les coûts de dépollution ont été surestimés lors de la détermination du plafond d'émission, la prime unitaire de dépollution fournit une incitation à faire mieux que la norme. Et inversement, si ces coûts ont été sous-estimés, les pollueurs peuvent échapper à une norme trop rigide en polluant contre le paiement d'une taxe.

Effet incitatif de la taxe sur la baisse de la pollution

aspect incitatif de...



La **taxe** peut être plus pratique, et même plus efficace, que la **norme** en termes de lutte préventive contre les pollutions, par le biais de l'adoption de techniques moins polluantes : en effet, la taxation incite plus les pollueurs à se tourner vers des techniques moins polluantes. Supposons qu'une innovation permette la mise en œuvre d'une telle technique, modifiant la droite de coûts de dépollution ($C_{mD''}$).

Si la régulation s'appuie sur la taxation pour **internaliser les effets externes**, l'émetteur sera incité à l'adopter et à dépolluer davantage, jusqu'au point p_0' , ce qui se traduira par un gain de coût de dépollution donné par l'aire $p_0'AA'$, sachant que le taux de la taxe (t) sera alors supérieur au coût marginal de dépollution. Ce n'est pas le cas dans le cas de la norme fixée ex ante, puisque si son coût marginal de dépollution diminue, il bénéficiera d'une réduction de son coût total de dépollution (qui passe de $p_0p_0'1A$ à $p_0p_0'1B$). Au contraire, en présence d'une taxe, le pollueur est incité à ajuster ses émissions polluantes aux nouvelles données qu'il intègre dans son calcul économique. Ce résultat sera acquis sans modification du taux de la taxe, alors que l'approche réglementaire (établissement d'une norme au niveau p_0) imposerait un ajustement à la baisse de la norme pour favoriser l'adoption de la technique moins polluante.

On peut également observer qu'un même résultat pourrait être obtenu par une subvention des nouveaux équipements par exemple, mais au prix d'un transfert de l'agence de régulation à l'émetteur.

Surestimation intentionnelle des coûts de dépollution par les pollueurs

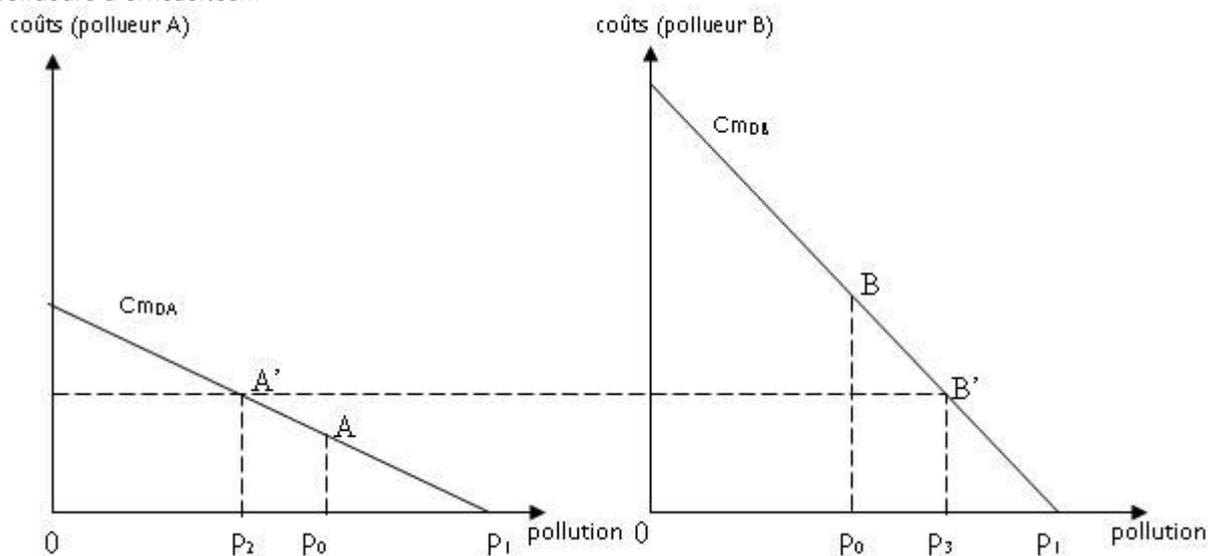
Bien que, puisque les **dispositifs antipollution et les technologies moins polluantes** sont des biens marchands, les coûts de dépollution soient plus aisément évaluable en termes monétaires que les dommages infligés, ils sont souvent difficilement prévisibles. Les producteurs pollueurs tendent à les surestimer pour éviter de se voir imposer des efforts de dépollution trop importants. Il existe une asymétrie d'information entre l'administration, qui décide des politiques à

mettre en œuvre, et qui ne connaît pas, ou mal, les coûts de dépollution, et les pollueurs qui ont intérêt à ne pas révéler les informations dont ils disposent.

Une autre raison pour laquelle ces coûts sont souvent surestimés vient de la sous-estimation de l'impact du progrès technologique en matière de dépollution. Il a pour effet d'abaisser ces coûts et son évolution peut être très rapide.

Limites de l'imposition de normes dans le cas de pollueurs à coûts de dépollutions différents

[pollueurs à efficacités...](#)



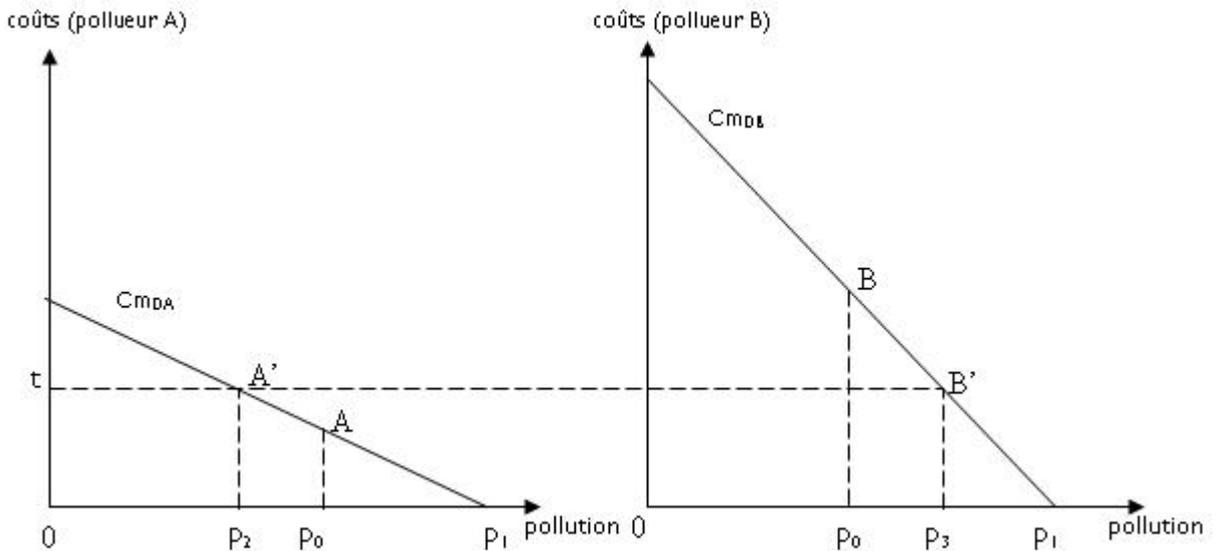
Si nous représentons deux entreprises émettant chacune la même quantité de polluants sur un même schéma, l'émetteur A bénéficiant de coûts de dépollution plus faibles que l'émetteur B, on peut observer que l'imposition d'une **norme** d'émission uniforme obligeant A et B à réduire leur niveau d'émissions polluantes de moitié (p_1 à p_0) atteint son objectif de baisse de la pollution globale, mais que le coût marginal de dépollution de B sera supérieur à celui de A.

Pour minimiser le coût total de dépollution, il aurait été plus rationnel d'exiger un effort plus important de A (à p_2 , plutôt qu'à p_0 , car il est plus efficace dans son action de dépollution) et un effort moindre de B (à p_3 , plutôt également qu'à p_0). Seule l'application de normes différenciées pour le pollueur A et le pollueur B (à des niveaux respectifs de p_2 et p_3), et tenant compte de leur fonction de coûts de dépollution respectives, aurait permis de minimiser le coût total.

Pourtant, si l'individualisation de la norme (selon les coûts de dépollution de chacun) permettrait de minimiser le coût total de dépollution, elle est toutefois difficile à mettre en œuvre car, d'une part, on concevrait difficilement que les agents émettant la même quantité de pollution soient soumis à des normes différentes, et, d'autre part, il faudrait que le régulateur connaisse effectivement parfaitement ces coûts individuels (au moins pour les comparer), ce qui réclame de mettre en œuvre des moyens d'investigation qui deviendraient rapidement coûteux, partant du fait qu'on l'a vu, les agents pollueurs n'ont pas intérêt à spontanément révéler leur vrai coût de dépollution en ayant, justement, plutôt intérêt à les surestimer.

Politique de lutte contre la pollution efficace et au moindre coût : la taxation plutôt que la norme

pollueurs à efficacités...



En revanche, l'application d'une **taxe** à un taux uniforme (t) à l'ensemble des pollueurs (ici, dans notre exemple, A et B), permet de minimiser le coût total de dépollution, puisqu'elle assure l'égalisation automatique de leurs coûts marginaux, chacun ayant intérêt à ajuster ses émissions en comparant $0t$ à son propre coût marginal. A diminuera sa pollution jusqu'à p_2 et B jusqu'à p_3 , de telle sorte que $Op_2 + Op_3 = 2 \times Op_0$. Ainsi, les coûts marginaux $A'p_2$ et $B'p_3$ seront égaux.

Pour autant, si l'**internalisation des effets externes** dus à la pollution par le biais de la taxation constitue donc bien une politique à la fois efficace et moins coûteuse, notamment dans les cas, fréquents, où l'on ne connaît pas, ou mal, les coûts de dépollution des pollueurs, subsiste toujours un problème : la connaissance des dommages infligés aux victimes, qui est pourtant nécessaire à la fixation de cette taxe.

L'évaluation « coûts-avantages », composante essentielle de l'économie de l'environnement

L'évaluation monétaire des dommages, ou des bénéfices, constitue une composante essentielle de l'**économie de l'environnement**. En l'absence de telles évaluations, la référence à **l'efficacité économique** et à **l'optimum** demeure un idéal théorique.

Le modèle théorique de détermination de l'objectif de pollution ou de dépollution, qui fournit donc des éclairages et des éléments de réflexion sur les différentes variables capables de l'influencer (**taxes, normes, droits**), suppose donc que l'on connaisse donc assez précisément les fonctions de coût de la pollution et/ou de dommages ; autrement dit, cela suppose donc que, conformément à la rationalité économique, la production de qualité d'environnement ne soit justifiée que si les avantages engendrés (ou les dommages évités) soient supérieurs aux coûts (de dépollution) supportés pour l'obtenir ; c'est le calcul « coût-avantage » ou « coût-bénéfice », par lequel sont comparés les

coûts d'une opération, ou d'un projet (en l'occurrence des mesures de protection de l'environnement), et les avantages correspondants (ici, les dommages évités) en une unité monétaire commune. Réduire la pollution au-delà de p_0 , par exemple jusqu'au point p_1 , impliquerait que le coût des mesures antipollution excède le coût des dommages (c'est-à-dire les avantages, ou bénéfiques, procurés par ces mesures) ; au point p_2 les dommages sont supérieurs aux coûts, de sorte que la collectivité perd les avantages qui seraient obtenus par un passage de p_2 à p_0 . Le minimum satisfaisant, qui nous permet donc ici de déterminer l'optimum de pollution pour la collectivité, se trouve au point minimum de la courbe de coût total (CP + CD).

Or l'évaluation en termes monétaires de toutes les données relatives aux coûts de pollution et de dépollution soulève des difficultés considérables. Les dispositifs antipollution et les technologies moins polluantes sont toutefois des biens marchands, ce qui entraîne le fait que les coûts de dépollution soient plus aisément évaluables en termes monétaires que les dommages infligés, même s'ils sont souvent difficilement prévisibles ou parfaitement observables par une autorité régulatrice. Partant de cette constatation, on s'attachera en priorité ici à l'évaluation monétaire des coûts (ou dommage) de la pollution, que de manière ambivalente on considèrera comme un avantage pour la collectivité : en effet, si la dépollution est mise en œuvre, et que les coûts inhérents sont mesurables monétairement, le dommage disparaissant est remplacé par un avantage qui en est retiré par la société, passant d'une situation de pollution à une situation avec une pollution moindre.

Mesure du coût de pollution

Les dommages environnementaux recouvrent les atteintes aux écosystèmes, à l'homme, aux biens et aux activités, découlant d'une altération des fonctions des milieux naturels. Ils sont innombrables, très divers et de gravité très variée.

Parmi les dommages aux personnes, on peut citer :

- les atteintes à la vie humaine : pollutions de l'eau, de l'air, par le mercure, le cadmium ;
- les atteintes à la santé : affections des voies respiratoires liées à la pollution de l'air, affections gastro-intestinales liées à la pollution de l'eau, certains cancers, perte d'audition ou stress lié au bruit ;
- les atteintes à la survie de l'espèce humaine : mutations génétiques, effet de serre ;
- les atteintes au bien-être par dégradation des ressources d'aménités qui peuvent plus ou moins rapidement nuire à la santé : par exemple, le bruit, des nuisances esthétiques, des poussières, les eaux sales et malodorantes...

La difficulté d'établir des fonctions de coût de la pollution est accrue par le fait que les dommages dépendent, non seulement du niveau de la pollution, mais aussi de la durée d'exposition, d'effets de seuil, et qu'ils ont un caractère probabiliste.

En l'absence d'évaluation monétaire des bénéfices et des dommages liés à l'environnement, la définition des objectifs des politiques d'environnement se fait selon un processus politique soumis à de multiples contraintes, économiques certes, mais aussi politiques, sociales et écologiques, qui aboutit à des compromis dépendant des rapports de force en présence. Le modèle économique de détermination de la pollution optimale simplifie ce processus, mais en illustrant le conflit d'intérêts antagonistes, il reflète la réalité. Centré sur

l'efficacité économique, il néglige toutefois les contraintes sociales et écologiques.

Agrégation de l'ensemble des dommages

La deuxième justification de l'évaluation monétaire des dommages réside en ce que, non seulement, il faut pouvoir comparer en une unité monétaire commune les coûts et les avantages, mais également, l'ensemble des avantages ou dommages. En effet, la détérioration de l'environnement comporte hélas de multiples facettes, de sorte qu'une forme donnée de pollution, par exemple la pollution de l'air par les oxydes de soufre (SOx) et les oxydes d'azote (NOx), entraîne une série complexe de dommages hétérogènes : effets sur la santé (morbidité et mortalité), effets sur les matériaux (corrosion, salissures...), détérioration de la flore (récoltes, forêts ...) et de la faune (acidification des lacs...), sans oublier la pollution esthétique (visibilité réduite par le smog photochimique) et autres pertes de bien-être liées à une mauvaise qualité de vie. Chacune de ces grandes catégories de dommage comporte elle-même des composantes multiples : ainsi, les effets sur la santé incluent le coût des soins médicaux, les journées de travail perdues, la gêne et la souffrance. On pourrait multiplier les exemples dans les domaines de la pollution des eaux, des déchets, du bruit, etc. Comment mesurer puis agréger l'ensemble de ces dommages dans une unité commune ? La monnaie constitue un instrument commode, même s'il n'est pas idéal, permettant de traduire en termes économiques cette multiplicité d'éléments hétérogènes.

L'évaluation monétaire des dommages varie, en outre, dans le temps et dans l'espace. L'avancée des connaissances scientifiques et l'amélioration de l'information engendrent une meilleure prise de conscience des nuisances et de leurs conséquences. Il reste maintenant à savoir comment procéder à cette évaluation monétaire des dommages et ressources environnementaux. Pour ce faire, il faut d'abord analyser la nature économique du dommage.

Externalités négatives et défaut de valorisation d'un actif naturel

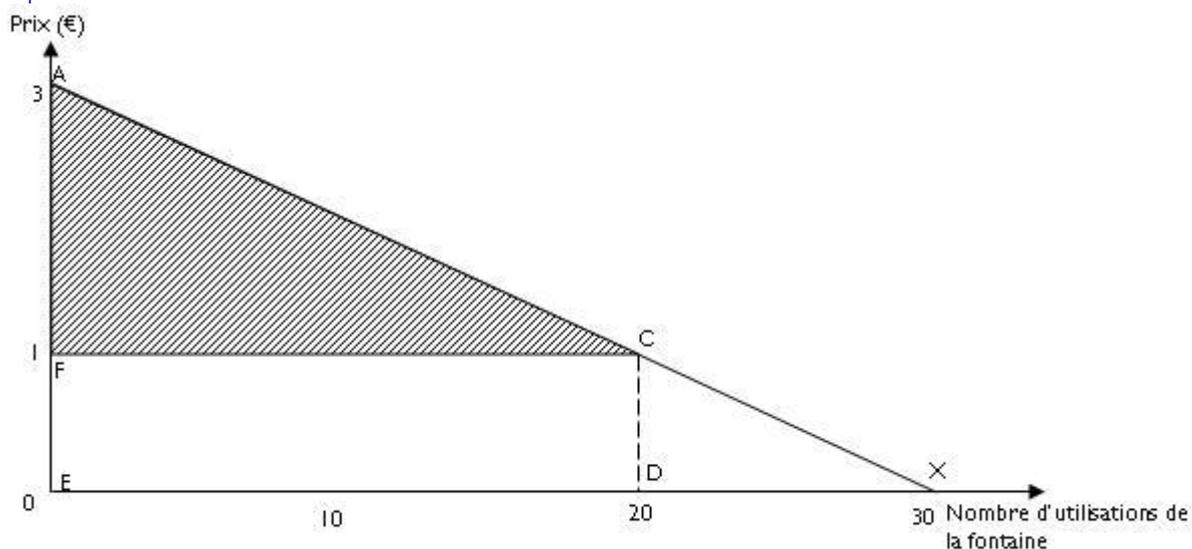
Les attributs environnementaux comme la qualité de l'air, fournissent des flux de biens et de services qui présentent une valeur pour les individus, au même titre que les ressources naturelles, comme la forêt. Les politiques publiques, les actions des consommateurs et des entreprises peuvent modifier ces flux, ce qui engendre ainsi des coûts et des bénéfices pour la société. Etant donné le caractère de ressource commune et de biens publics de la plupart des actifs naturels, leur usage ne peut donc être régulé par le marché. Pour les économistes, il convient donc de trouver une mesure économique de la valeur de ces actifs pour guider les politiques publiques chargées de leur allocation entre différents usages concurrents.

Si l'on prend comme exemple d'actif naturel celui des zones humides, on constate que les politiques d'assèchement ayant pour but d'augmenter la production agricole, notamment après la deuxième guerre mondiale, ont non seulement provoqué la disparition de nombreuses espèces animales et végétales, et donc une diminution de la biodiversité mais également une réduction de la diversité paysagère, et, surtout, en conséquence directe sur l'homme et ses activités économiques, la disparition de certaines fonctions telles que la protection contre les inondations, l'alimentation de la nappe phréatique, ou la dépollution naturelle.

Cet usage inefficace de l'actif naturel est explicable par l'absence de valeur placée par la société sur un certain nombre de services produits.

Demande d'un consommateur, consentement à payer (CAP) et surplus

surplus et CAP du...



Les préférences d'un consommateur se manifestent sur le marché, et la souveraineté du consommateur s'exprime sous la forme de son « consentement à payer » (CAP), c'est-à-dire en monnaie, autrement dit, par sa demande pour un bien ou service donné.

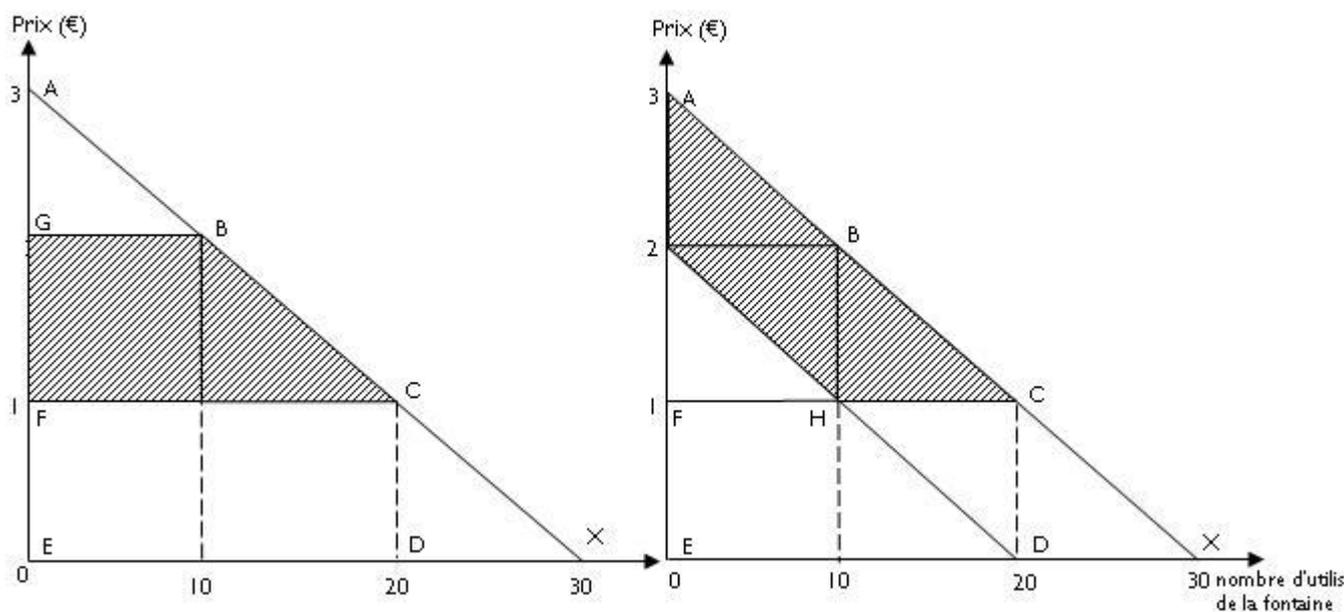
Prenons le cas d'un randonneur en ballade dans une contrée aride, l'été, et qui cherche à se désaltérer. Il trouve sur son chemin une fontaine qu'il faut manuellement actionner, dans une propriété privée : la première fois qu'il l'actionnera pour y boire l'eau remontée lui procurera une grande satisfaction (on parlera d'utilité) qui consentira à lui faire payer au propriétaire du terrain où se situe la fontaine un prix élevé pour pouvoir boire une gorgée d'eau fraîche. Mais plus le nombre d'utilisations de la fontaine augmente, plus faible sera la satisfaction procurée par la dernière gorgée d'eau (notion d'utilité marginale décroissante). Avec, par exemple, trente utilisations de la fontaine, le randonneur, saturé, ne retire plus aucune satisfaction : son CAP sera égal à zéro.

Si l'on représente graphiquement la demande de notre randonneur pour actionner la fontaine, celle-ci sera décroissante, parce que l'utilité marginale des gorgées d'eau décroît avec leur nombre. Le CAP total est représenté par la surface sous la courbe de demande (AX). Si le prix d'utilisation de la fontaine est d'un euro, notre randonneur ne pourra s'en offrir que vingt. Son CAP est égal à la surface ACDE, soit $20 \times 1 + (20 \times 2)/2 = 40$ €. A ce prix de 1€, le randonneur bénéficie d'un « surplus », puisqu'il était prêt à payer un prix plus élevé pour un nombre moindre d'utilisations de la fontaine (portion AC de la droite de demande). On définit ainsi le surplus du consommateur, qui est dans cet exemple égal à la différence entre la dépense effectivement payée ($20 \times 1 = 20$ €) et le CAP total (40€), soit 20€, représenté par la surface hachurée ACF. Ce surplus du consommateur est donc la valeur nette de la ressource (en l'occurrence l'eau qui arrive à la fontaine) dont jouit notre randonneur.

En économie, la notion de dommage, ou d'avantage, repose sur l'expression des préférences des individus : préférence pour éviter une perte (dommage) ou pour obtenir un bien (avantage). Si la ressource est tarie, ou devient impropre à la consommation, le randonneur pourra toujours essayer d'aller dépenser ses 20 € ailleurs (à une autre fontaine), mais il aura perdu son surplus de 20€, qui était lié précisément à l'existence et à la jouissance de cette fontaine située à cet endroit particulier (il sera obligé de marcher plus longtemps pour aller en trouver une autre plus loin, ce qui lui occasionnera une gêne, un dommage). Par conséquent, le **dommage à l'environnement se définit, en termes économiques**, par la perte de surplus du consommateur.

Evaluation monétaire du dommage via la perte de surplus du consommateur

perte de surplus du...



Imaginons que, à cause de la pollution, ou de la sécheresse, le nombre de gorgées d'eau potable qui lui permettait de calmer sa soif, qui était initialement de deux à chaque fois qu'il actionnait la fontaine, se trouve réduit à une seule. S'il veut donc pouvoir calmer sa soif, le randonneur devra actionner plus souvent la fontaine, donc dépenser plus.

Supposons que le coût d'utilisation de la fontaine « à gorgée d'eau potable unique » passe de un à deux euros. L'offre d'utilisation de la fontaine passe de FC à GB, et l'équilibre entre l'offre et la demande s'établit à 10 utilisations, au lieu de 20 initialement.

Le **surplus du consommateur** qui était précédemment égal à ACF (20€) est réduit à ABG, soit $(10 \times 1) / 2 = 5€$. Cette perte de surplus du consommateur (surface hachurée GBCF = 15€) représente l' **évaluation économique, ou monétaire, du dommage** causé par la pollution ou le tarissement de la ressource en eau disponible.

En fait, la baisse de qualité ou de quantité modifie le CAP, dont la droite représentative se trouve translatée vers le bas (droite GD), ce qui signifie que la demande pour la fontaine polluée ou tarie baisse. Notre randonneur n'actionnant la fontaine plus que 10 fois, le surplus du consommateur est représenté par le

triangle FGH (5€) et la perte de surplus du consommateur est mesurée par la différence entre le surplus initial et le surplus actuel, soit $ACF-FGH=ACHG$, c'est-à-dire la surface hachurée entre les deux courbes de demande.

CAP et pertes de surplus : de l'individu à l'ensemble de la collectivité ?

Calculer le dommage total pour une collectivité, une région ou un pays, implique une agrégation de l'ensemble des [pertes de surplus du consommateur](#), ou de calculer une courbe « moyenne », représentative du CAP de l'ensemble des individus.

Cependant, agréger l'ensemble des pertes de surplus du consommateur pose des problèmes délicats : peut-on agréger ou « moyenner » des fonctions d'utilité ? Certains pensent que la marge d'erreur serait faible ; il est probable toutefois qu'une telle procédure reste entachée de nombreuses incertitudes.

Disposition à payer, capacité à payer, effets de richesse et optima de pollution différents

Un autre problème vient de ce que la [fonction de demande](#) (ou le CAP) n'est pas seulement fonction du coût, mais également du niveau de revenu, de l'âge, du sexe, du niveau culturel, etc. Cette multiplicité des paramètres est particulièrement importante dans le domaine de l'environnement où les préférences pour un site, pour une qualité des ressources, pour la préservation d'espèces animales ou végétales ou autres éléments sont fort sensibles aux caractéristiques des individus et collectivités concernés.

Si les dépenses de protection ou de dépollution sont des dépenses privées laissées à l'initiative des ménages, donc largement dépendantes de leur capacité à payer, la répartition de la qualité de l'environnement reproduira probablement la répartition des revenus et des richesses. En effet, si la valorisation monétaire reflète le CAP des individus pour obtenir un certain niveau de qualité d'environnement, celui-ci dépend beaucoup de la capacité à payer : il en résulte que la valeur attachée à la protection de l'environnement est moindre pour les pauvres que pour les riches. Les arbitrages entre différentes catégories de biens en termes économiques, les taux marginaux de substitution entre les biens diffèrent selon le niveau de revenu et de richesse. L'élévation du niveau de vie, par exemple, se traduit généralement par une plus grande valorisation de la qualité de l'environnement et, donc, des pertes de bien-être associées aux dommages causés par sa dégradation. Et, justement, les individus ou les catégories sociales sont le plus souvent inégalement touchés par la dégradation de l'environnement. Bien que cette corrélation ne soit pas toujours vérifiée, il semble que, dans un grand nombre de cas de pollution, il existe une liaison négative entre niveau de pollution (et de dommage) et niveau de revenu. Plus on est pauvre, moins on a les moyens de se protéger contre la pollution.

Cette affirmation doit toutefois être nuancée par le fait qu'à capacité de payer égale, les préférences, la perception des dommages, et donc la disposition à payer pour les éviter, peuvent différer. Un pays pauvre n'a pas les moyens de donner la priorité à la qualité de l'environnement par rapport à la satisfaction de besoins de subsistance jugés plus indispensables, en tout cas à court terme. II

est donc « rationnel » que des pays - ou des individus - ayant des niveaux de vie différents choisissent des objectifs, c'est-à-dire des optima de pollution, différents.

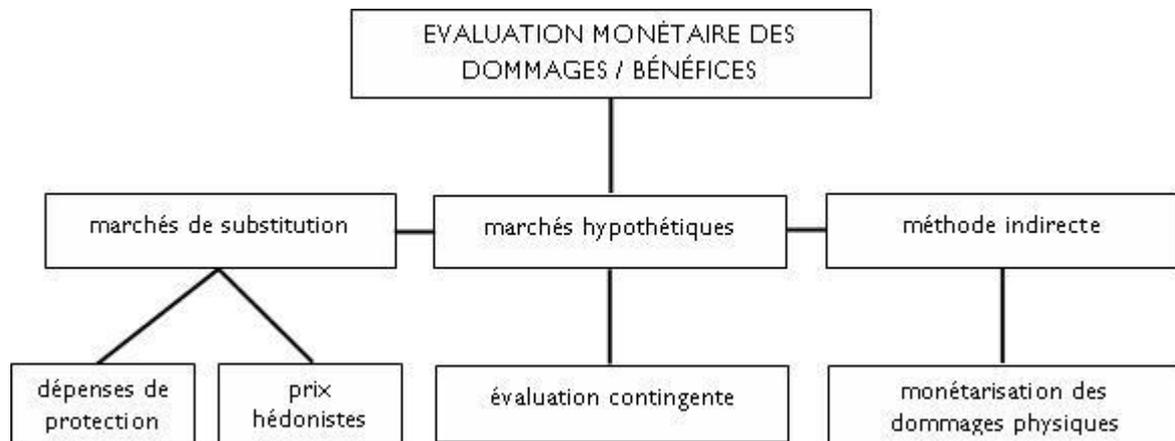
Capacité à payer et inégalités : l'intervention publique justifiée

Que le choix d'accepter une pollution plus élevée s'explique uniquement, ou essentiellement, par une **capacité insuffisante à payer** est beaucoup plus discutable. Bien qu'il existe un aspect subjectif dans la perception de certains dommages (bruit, pollution de l'air ou de l'eau), la plupart des dommages, et particulièrement les plus graves, comme les atteintes à la santé, frappent les pauvres comme les riches. La critique porte ici, on le voit, sur les conséquences d'une monétarisation propre à la logique de l'économie marchande, où l'exclusion se fait par la capacité à payer (i.e. « qui ne paie pas ne consomme pas ») ; ce qui est valable pour tous les biens marchands peut le devenir pour les biens d'environnement, à moins que l'on choisisse d'en assurer l'égalité d'accès, comme pour d'autres biens publics, par le biais d'un financement collectif. Faire payer l'usager, ou le contribuable, est un choix qui implique que l'on prenne en compte non seulement le critère d'efficacité, mais aussi celui d'équité. Par contre, une politique de lutte antipollution financée par la puissance publique pourrait en revanche être réductrice d'inégalités puisqu'elle bénéficierait surtout aux catégories défavorisées souffrant plus de la pollution. La répartition des coûts de dépollution dépendra alors de la structure de l'impôt et des répercussions de cette politique sur l'activité et l'emploi.

Toutefois, le raisonnement selon lequel une amélioration de la qualité de l'environnement bénéficierait relativement plus à ceux qui, plus défavorisés socialement, seraient les plus pollués n'est toutefois acceptable qu'à condition de mesurer cette amélioration en termes physiques. Si elle est mesurée en termes monétaires, il n'est pas certain qu'elle bénéficie plus aux pauvres qu'aux riches. En effet, si l'on fait l'hypothèse que la satisfaction retirée d'une augmentation de la qualité de l'environnement est plus grande pour les catégories favorisées, une politique d'environnement engendrant une répartition égale des avantages et des coûts bénéficiera plus aux riches qu'aux pauvres, en termes d'accroissement du bien-être mesuré en termes monétaires.

Au plan international, cette conception reste encore dominante, ce qui, dans le cas de la lutte contre une pollution globale comme l'effet de serre, suscite de vifs conflits d'intérêts entre pays pauvres et pays riches. Enfin, les effets redistributifs des politiques d'environnement ne se limitent pas exclusivement à la génération présente, ils concernent aussi les générations futures, se traduisant par l'exigence d'une certaine solidarité entre les premières et les secondes.

Procédés de révélation et d'évaluation des préférences des individus
[les trois principales...](#)



Nous savons maintenant que la valeur économique d'un bien dépend, au moins pour partie, de la demande pour ce bien, c'est-à-dire du CAP, qui lui-même détermine le **surplus du consommateur**, que l'on a retenu comme mesure économique des valeurs environnementales. Une demande doit pouvoir s'exprimer sur un marché ; or, précisément, les phénomènes d'environnement restent extérieurs au marché (phénomène de l'**externalité**). Il s'agit donc de trouver des procédés de révélation et d'évaluation des préférences des individus, de leur CAP pour des mesures de protection de l'environnement ou de leur santé. On peut classer ces méthodes en trois catégories :

- ▶ « marchés de substitution » (dépenses de protection, prix hédonistes),
- ▶ « quasi-marchés » ou « marchés hypothétiques »,
- ▶ « méthode indirecte ».

« Marchés de substitution » : les dépenses de protection contre le bruit.

Puisque le marché ne permet pas une évaluation « spontanée » des valeurs environnementales, on peut chercher à identifier des comportements économiques qui reflètent indirectement le CAP des individus. Par l'observation de certains marchés, on cherchera donc une **évaluation monétaire** indirecte de ce CAP. Si les individus engagent des dépenses pour se protéger de la pollution, et de ses effets sur leur santé, ou obtenir une amélioration de leur environnement, on peut estimer qu'ils expriment ainsi un CAP. Il suffirait donc d'évaluer ces dépenses. Cette approche a été développée par Starkie et Johnson [1] dans le but d'évaluer le coût social du bruit en Grande-Bretagne.

Les auteurs sont partis de l'observation que les individus investissent dans des équipements de protection contre les bruits extérieurs, notamment par l'installation de double vitrages ou doubles fenêtres. Ainsi, un individu choisira d'acquérir des dispositifs de protection si : $C < N - N'$, où C représente le coût de l'isolation acoustique, N l'évaluation subjective de la nuisance causée par le bruit en l'absence d'isolation acoustique, et N' l'évaluation subjective du bruit après isolation. On choisira donc d'acquérir des équipements de protection lorsque les avantages de cette protection (N-N') sont supérieurs aux coûts (C) et l'on acceptera de dépenser pour l'isolation jusqu'au niveau : $?N - ?N' = ?C$, où ? représente des petites variations (variations marginales). Le coût C est donc une expression du CAP pour se protéger contre une nuisance (ici, le bruit).

On peut tracer une [courbe de demande](#) pour la protection contre les nuisances mettant en relation la quantité de protection demandée et le prix de cette protection. La surface située sous la courbe représente le [surplus du consommateur](#), c'est-à-dire les avantages procurés par la protection.

En appliquant cette méthode à l'aéroport de Londres-Heathrow, Starkie et Johnson ont calculé un CAP, pour l'isolation acoustique d'une maison de cinq pièces, égal à environ 5% du revenu. Si l'on parvient effectivement à évaluer le CAP pour les dépenses de protection, cette méthode a le mérite de la simplicité et peut fournir des ordres de grandeur des dommages à l'environnement.

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

« Marchés de substitution » : limite de l'approche en termes de dépenses de protection

La simplicité de l'[approche en termes de dépenses de protection](#) se fait toutefois au prix d'un manque d'exactitude :

1. la dépense de protection n'est pas le seul comportement possible ; on peut choisir de déménager ;
2. d'autre part, l'isolation individuelle ne fournit qu'une protection limitée aux espaces intérieurs des logements et ne concerne pas les nuisances subies à l'extérieur ;
3. enfin, cette méthode ne peut s'appliquer qu'aux cas où existent des possibilités de protection individuelle (le bruit étant un des meilleurs cas) ; la protection contre d'autres formes de pollution et de détérioration de l'environnement semble moins évidente, parfois impossible (comment se protéger de la pollution atmosphérique ?).

« Marchés de substitution » : méthode des prix hédonistes

Cette méthode repose sur l'idée simple selon laquelle la valeur d'un bien immobilier (bâtiment ou terrain) n'est pas seulement déterminée par ses seules caractéristiques matérielles intrinsèques (taille, matériaux de construction, nombre de pièces, garage, jardin, etc.) mais également par une série de caractéristiques environnementales (ou « attributs ») telles que l'accessibilité, la proximité de services (magasins école, espaces verts ...) et, justement, la pollution.

On peut ainsi penser que, toutes choses égales par ailleurs, la valeur d'un logement sera plus faible en zone bruyante ou à forte pollution atmosphérique, qu'en zone calme et non polluée (le même raisonnement s'applique aux loyers, le prix d'un bien immobilier étant égal à la valeur capitalisée des loyers). Le marché immobilier est de la sorte considéré comme un « marché de substitution » de la pollution.

De nombreuses [évaluations des dommages](#) causés par la pollution atmosphérique ont été effectuées par la technique des prix hédonistes.

L'hypothèse de souveraineté du consommateur, première limite de l'approche en termes de prix hédonistes.

La souveraineté du consommateur suppose que chaque individu dispose de la possibilité effective d'« acheter » plus ou moins d'air pur sur le marché immobilier, par exemple en déménageant d'une zone à l'autre, en fonction de la qualité de l'environnement. Cette mobilité n'existe guère dans la réalité et de nombreuses contraintes financières, culturelles et sociales viennent entraver cette liberté de choix.

Par ailleurs, cette liberté doit pouvoir reposer sur des choix informés : le consommateur doit connaître les effets de la pollution sur la santé et le bien-être. Or, au-delà d'une conscience superficielle de ces effets, rares sont ceux qui connaissent les conséquences réelles de la pollution dans le cas, par exemple, de la pollution atmosphérique : affections du système respiratoire, risque accru de cancer du poumon, détérioration des matériaux, etc. Le comportement des consommateurs sur le marché immobilier ne reflétera donc pas, ou seulement en partie, les effets réels de la détérioration de l'environnement.

Enfin, d'une façon générale, des différentiels de prix des biens immobiliers ne peuvent être identifiés que si la pollution est un phénomène local, de sorte que les individus disposent d'une réelle capacité de choix entre des sites différenciés. En fait, la pollution est souvent répandue en zone urbaine, de sorte que les comparaisons sont difficiles. En conclusion sur ce point, l'absence de marché immobilier parfaitement compétitif et informé rend difficiles les [évaluations de prix hédonistes](#).

L'hypothèse de similitude des fonctions d'utilité, seconde limite de l'approche en termes de prix hédonistes

Le « [prix hédoniste](#) » de la pollution devrait être le même pour tous, ce qui suppose la similitude des [fonctions d'utilité](#), chaque individu attachant la même valeur aux divers déterminants de la valeur du logement (attributs).

Cette hypothèse est manifestement très réductrice : non seulement la perception subjective de la pollution, mais encore les « valeurs », attribuées à ces déséconomies, varient d'une personne à l'autre. Au bout du compte, c'est un mélange hétérogène de fonctions d'utilité qui se trouve ainsi évalué, de sorte que l'on ne pourra connaître avec précision ce que recouvrent les prix hédonistes mesurés.

Prix hédonistes et sous-estimation de la pollution

En tant qu' [estimation du CAP](#) pour le silence et l'absence de pollution, cette méthode repose sur l'acceptation implicite que les droits initiaux sur l'environnement ont été conférés aux pollueurs. De la sorte, on évalue le CAP des « victimes » de la pollution. Si au contraire on procédait à une [évaluation](#) sur la base d'un [droit à un environnement](#) non pollué, attribué à la collectivité, le prix de la pollution correspondrait à la somme demandée par les individus, en compensation des dommages soufferts. Cette compensation serait probablement plus élevée que le CAP pour se débarrasser de la pollution ; les [prix hédonistes](#) fournissent donc probablement une sous-estimation du prix de la pollution.

Marchés hypothétiques (évaluation contingente)

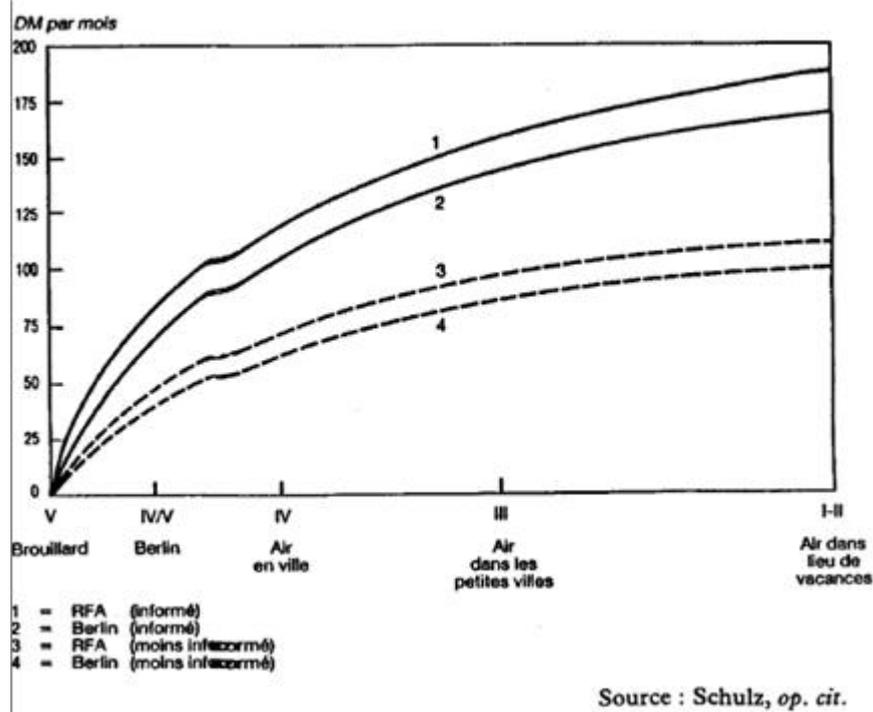
Contrairement aux approches étudiées plus haut, la méthode des marchés hypothétiques (ou « méthode d'évaluation contingente ») ne repose pas sur une référence à des marchés existants mais procède à une [évaluation directe du CAP](#), au moyen d'enquêtes et de questionnaires. Il s'agit en fait de faire révéler aux personnes soumises à l'enquête, leur CAP pour une augmentation ou une diminution de l'offre d'un bien non marchand (en l'occurrence la qualité de l'environnement, ou leur santé), comme si un marché existait ; d'où la notion de marché « hypothétique » (contingent) ou de « quasi-marché ». Il est alors possible de demander à des individus la question suivante : « S'il vous fallait vendre votre maison dans le but de vous installer dans une zone plus calme (ou moins polluée), quel gain financier minimum exigeriez-vous en tant que compensation des inconvénients d'une telle opération ? »

La méthode des marchés hypothétiques présente l'avantage d'être universelle, puisque théoriquement applicable à l'ensemble des phénomènes d'environnement. Des évaluations contingentes menées aux Etats-Unis ont permis de montrer que ces valeurs peuvent s'avérer très élevées, jusqu'au double des valeurs d'usage. Par exemple, Schulze et al. (1983) [1] ont calculé que les avantages de la préservation de la visibilité dans le Grand Canyon du Colorado (affecté par le smog) s'élevaient à 3,5 milliards de dollars par an ; extrapolée à l'ensemble des zones aménagées ou aménageables en parcs dans le sud-ouest des Etats-Unis, cette valeur monte à 7,4 milliards de dollars (chiffre à comparer aux 3 milliards de dépenses annuelles de contrôle de la pollution de l'air dans cette région).

[1] W. Schulze, D. Brookshue, E. Walther, K. MacFarland, M. Thayer, R. Whitworth, S. Ben David, W. Malm, and J. Molenaar, The Economic Benefits of Preserving Visibility in the National Parklands of the Southwest, *Natural Resources Journal*, vol. 23, janvier 1983, p. 149-173.

Enquête sur le CAP des Berlinoises pour une amélioration de la qualité de l'air (1985)

[Estimation du CAP...](#)



Schulz [1] a mené une enquête en 1983-1985 afin de mesurer les avantages d'une amélioration de la qualité de l'air à Berlin-Ouest.

Cette ville étant exposée à une importante pollution atmosphérique (nombreuses alertes au smog) à laquelle les Allemands sont très sensibles, Schulz a adressé par courrier un formulaire d'enquête sur le CAP à un échantillon de 4.500 Berlinois. Le formulaire comportait des questions sur l'appréciation de la qualité de l'air, sur la connaissance des effets de la pollution atmosphérique et, bien entendu, sur le CAP pour une amélioration de la qualité de l'air. Les résultats indiquaient une **évaluation** de l'air pur de 4,6 milliards de marks pour Berlin-Ouest et de 138 milliards de marks extrapolés à l'ensemble de l'ex-RFA, soit respectivement 7 et 11% du PIB ; ces valeurs sont particulièrement élevées.

Cette étude montre notamment que le CAP dépend beaucoup de l'âge et du niveau de connaissance des phénomènes de pollution de l'air : la valeur accordée à l'air pur était plus forte pour les jeunes et fonction du degré de connaissance. La figure montre la relation entre le CAP et les niveaux de qualité de l'air (définis par les qualificatifs de « brouillard », « air en ville », « air dans les petites villes » et « air dans les lieux de vacances »).

La figure établit bien cette relation entre le CAP et le degré d'information.

[1] W. Schulz, "Bessere Luft, was ist uns wert ? Eine Gesellschaftliche Bedarfs-Analyse auf der Basis Individueller Zahlungsbereitschaft", Université technique de Berlin, juillet 1985.

Les six biais à éviter dans une évaluation contingente

La méthode des **marchés hypothétiques** comporte, elle aussi, des difficultés liées en particulier aux problèmes de mise en condition des personnes enquêtées, dont certaines refusent parfois de jouer le jeu. On peut ainsi douter de la précision de ces évaluations en raison même du caractère hypothétique des situations. Un problème essentiel est de s'assurer que les enquêtés sont bien incités à dire la vérité. Cummings et al. [1] ont identifié six « biais » à éviter dans ces évaluations :

1. le « biais stratégique » se manifeste lorsque les personnes interrogées donnent à dessein des réponses fausses, sachant que dans la réalité elles ne devront effectuer aucun paiement ;
2. le « biais du point de départ » (ou biais initial) est lié à l'influence des premiers ordres de grandeur (« enchères ») suggérés par l'enquêteur (« accepteriez vous de payer telle somme ? »). L'enquêté peut se sentir enfermé dans une certaine fourchette ; il faut dès lors veiller à ce que les valeurs exprimées soient à la fois « libres et réalistes » ;
3. le « biais informationnel » découle de la nature de l'information fournie à l'enquêté : information sur la nature et les conséquences de la pollution, sur les mesures à prendre, les dépenses à engager, etc. ;
4. le « biais instrumental » traduit la sensibilité des valeurs révélées en fonction des moyens de paiements proposés (majorations d'impôts, droits d'entrée, augmentation du prix de certains biens et services tels que l'électricité ou l'eau, etc.) : on accepte plus facilement certaines formes de paiement que d'autres ;
5. le « biais hypothétique » est dû à l'absence de conséquence financière du choix exprimé : sur un marché réel, une erreur de choix ou de calcul est sanctionnée par une perte ; sur un marché hypothétique, il n'en est rien.

6. le « biais opérationnel », enfin, correspond au degré de cohérence entre le marché hypothétique et le marché réel. Il importe que l'enquêté ait une connaissance aussi bonne que possible des biens qu'on lui demande d'évaluer. On établit ainsi une liste de « conditions opérationnelles de référence » qui définissent les nécessaires « passerelles » avec la réalité.

[1] R. Cummings, D. Brookshire and W. Schulze, Valuing Environmental Goods : A State of the Art Assessment of the Contingent Valuation Method, Vols. 1A and 1B, Report to the Office of Policy Analysis, US Environmental Protection Agency, Washington DC 1984.

CAP et consentement à recevoir

Il existe deux manières, que l'on pourrait croire symétriques, de mesurer le surplus du consommateur : évaluer le CAP pour obtenir un avantage ; ou le consentement à recevoir (CAR) pour renoncer à un avantage (sous compensation).

Un phénomène, appelé par les psychologues « dissonance agnitive », fait qu'en réalité on valorise plus une perte (ou un risque de perte) qu'un gain. Ainsi on répugne plus à perdre ce qui nous appartient « de droit » que l'on désire bénéficier d'un gain. Par conséquent, on peut penser que le CAR sera supérieur au CAP , par rapport à une situation initiale.

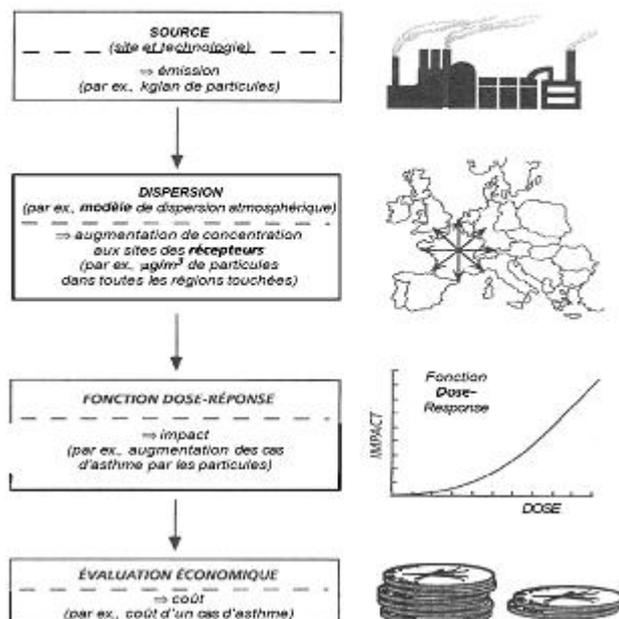
Dans la méthode des marchés hypothétiques, la façon dont sont posées les questions revêt ainsi une importance particulière ; pour les autres méthodes d'évaluation, il faudra déterminer avec soin si l'évaluation porte plutôt sur le CAR ou le CAP.

Toutefois, on sait mal mesurer la différence réelle entre les deux valeurs.

La méthode d'évaluation indirecte

Les principales étapes de l'analyse des « impacts pathways ».

Les impacts et les coûts sont sommés sur tous les récepteurs qui sont touchés.
(extrait de Hahl et Spadaro, 1997)



Cette méthode est considérée comme indirecte parce que, contrairement aux méthodes précédentes, on ne cherche pas à évaluer les dommages ni à mesurer le CAP (ou CAR) par une référence directe aux marchés ou « quasi-marchés ».

Cette approche consiste à procéder d'abord à une mesure « physique » (non monétaire) des dommages : par exemple, dans le cas de la pollution atmosphérique, mesure des effets sur la santé en termes de taux de morbidité et de mortalité.

Ce n'est qu'après ce passage par une « fonction non monétaire de dommages » que l'on procédera à l'évaluation monétaire.

Cette première phase non monétaire est plus un travail pour le statisticien et l'épidémiologiste que pour l'économiste.

Il s'agit notamment de déterminer les relations « dose-effet » entre l'exposition à un niveau donné de pollution et les dommages causés (par exemple, relation entre une concentration de dioxyde de soufre dans l'atmosphère et les affections des voies respiratoires).

Après ces évaluations dites « micro-épidémiologiques », il faut passer à des évaluations « macro-épidémiologiques », mettant en relation des taux d'exposition de populations à certaines pollutions et des taux de morbidité et de mortalité.

Cette méthode a été surtout appliquée à la pollution atmosphérique dans le cadre d'un grand nombre d'études menées aux Etats-Unis.

Avantages, difficultés et limites de la méthode d'évaluation indirecte

Cette méthode a l'avantage d'une meilleure « objectivité » dans la mesure ou elle repose sur une évaluation scientifique et statistique des relations dose-effet. Cela permet notamment d'évaluer des dommages qui ne sont pas nécessairement perçus par les individus (ai-je conscience que ma bronchite chronique est due à la pollution de l'air ?). On évite donc les divers « biais » auxquels sont sujettes les évaluations directes du CAP.

Toutefois, on retrouvera des problèmes comparables au niveau de la phase de valorisation monétaire des effets préalablement évalués sous forme « physique ».

De plus, ces évaluations nécessitent, en général, un appareil scientifique et statistique sophistiqué et une bonne base de données. En particulier, il est souvent difficile d'isoler le facteur « pollution » d'autres facteurs tels que l'état sanitaire général des populations exposées, les habitudes alimentaires, le tabagisme, l'alcoolisme, etc. (quelle est la part relative du tabagisme et des concentrations atmosphérique en SO_x dans la fréquence des cancers des voies respiratoires ?). L'existence de synergies entre différentes formes de pollution, la détermination des effets directs et des effets indirects, ajoutent encore à la complexité de ces fonctions non monétaires de dommages.

Méthode d'évaluation indirecte : pratique

D'importantes études épidémiologiques menées aux Etats-Unis dans les années 70-80 se sont efforcées d'établir une corrélation entre l'exposition à divers taux de pollution atmosphérique et la morbidité/mortalité. On sait en effet que les oxydes de soufre (SOx), les oxydes d'azote (NOx) et les particules notamment, sont des facteurs aggravant de cancers des voies respiratoires, de l'asthme, des bronchites chroniques et des emphysèmes pulmonaires.

On essaie ainsi de calculer des coefficients d'élasticité établissant la relation entre un pourcentage de variation ΔM de la mortalité, et ΔP de la pollution, soit un coefficient $e = \Delta M\% / \Delta P\%$. Ce coefficient e permet ainsi de calculer le pourcentage de variation de la mortalité ou morbidité dû à une variation de 1% de la pollution.

Par exemple, avec un coefficient e de 0,05, une baisse de la pollution de 20% entraînera une baisse de la mortalité ou morbidité de 1%.

Sur la base de tels coefficients on peut calculer le bénéfice B de la lutte contre la pollution, égal à $e p R V$, où B correspond au bénéfice mesuré en monnaie, e , à l'élasticité de mortalité ou morbidité, p , à la variation de la pollution (en pourcentage), R , à la population exposée (nombre de personnes), et, enfin, V , à la [valeur monétaire](#) de la vie ou de la maladie.

Méthode d'évaluation indirecte : morbidité, mortalité et « coût de la vie humaine »

Le calcul de la [fonction non monétaire](#) (calcul de e) constitue toutefois une méthode assez difficile à mettre en œuvre. Le passage au [monétaire](#) exige l'évaluation de V . Pour la morbidité, on calculera notamment les pertes de revenu entraînées par la maladie et les frais médicaux ; pour la mortalité, le « coût de la vie humaine » (par exemple, estimé par les pertes de revenu par rapport à une espérance de vie « standard » -c'est ce qu'on appelle une mesure en termes de « capital humain »- ou par référence aux primes de risque payées aux professions dangereuses). Si l'évaluation monétaire de la morbidité rencontre un certain consensus, l'évaluation du « prix de la vie » est naturellement sujette à controverse, pour des raisons éthiques notamment (« la vie n'a pas de prix »).

Même lorsque le principe de la valorisation de la vie humaine est accepté, la variabilité des valeurs obtenues conduit à s'interroger sur la significativité des dommages ainsi estimés. L'acceptabilité sociale de perdre une vie humaine varie beaucoup non seulement suivant que ce risque mortel est choisi ou subi (tabagisme ou accident d'avion). En outre, le flou et le caractère trop partiel de cette valeur de la vie humaine sont d'autant plus dommageables qu'elle joue fortement sur les résultats. La valeur accordée à la vie humaine joue souvent un rôle prépondérant, trop lourd relativement à d'autres effets sanitaires : mortalité et morbidité sont souvent les seuls facteurs évalués, en général du point de vue de l'État (nombre de jours de production perdus, dépenses hospitalières

induites...), les notions de gêne et de souffrance étant absentes et les effets chroniques (allergies, asthmes...) rarement inclus dans les calculs traditionnels.

Effets sur la santé d'une exposition à divers taux de pollution atmosphérique par la méthode indirecte (Freeman, 1982)

Sur la base d'une synthèse de travaux antérieurs, Freeman (1982) [1] a procédé à une [évaluation des bénéfices](#) de la politique de lutte contre la pollution atmosphérique aux Etats-Unis.

Devant la grande variation des élasticités e (de 0,01 à 0,10 selon les études), il retient une valeur médiane de 0,05 qu'il applique aussi bien à la morbidité qu'à la mortalité : il estime alors la [valeur de la vie humaine](#) à un million de dollars.

Sur ces bases, les bénéfices de la lutte contre la pollution atmosphérique aux Etats-Unis pour l'année 1978 se situaient entre 0,15 et 0,8% du PIB, soit 20 à 90 dollars par habitant. Freeman retint ainsi une valeur de 0,7% du PIB.

[1] A. M. Freeman, Air and Water Pollution Control : A Benefit-Cost Assessment, New York, Wiley, 1982.

Une autre méthode d'aide à la décision : l'analyse « risque-avantages »

Tableau 6.3 : Coût en mortalité des divers risques environnementaux

	Probabilité de décès	Coût pour éviter 1 décès (en millions de \$)
Trihalométhane dans l'eau potable	0,000420	0,2
Radionucléides dans les mines d'uranium	0,0063	3,4
Émissions fugitives de benzène	0,00147	3,4
Exposition professionnelle au benzène	0,0396	8,9
Exposition professionnelle à l'amiante	0,003015	8,3
Exposition à l'arsenic et au cuivre	0,063	23,0
Exposition professionnelle à l'acrylonitrile	0,0423	51,5
Exposition professionnelle aux fours à coke	0,0072	63,5
Décharges de déchets toxiques	0,000002	4 190,2
Décharges municipales de déchets solides	0,000001	19 107,0
Déchets toxiques : préservateurs du bois	< 0,000001	5 700 000

Un certain nombre de méthodes d'aide à la décision ont été élaborées pour aider le décideur à opérer ses choix en faisant intervenir dans ceux-ci des doses variables de rationalité économique et même des types de rationalité différents. En fait, le recours à l'expression de « valeur de la vie » est abusif. Les économistes tentent plutôt de calculer le [CAP](#) pour une réduction du risque de mortalité, c'est-à-dire une valeur agrégée et abstraite qui exprime le CAP pour une variation de probabilité.

L'analyse « risque-avantages » vise par conséquent à relier la probabilité de survenance d'un événement (le plus souvent un événement défavorable, en matière d'environnement) aux coûts à engager pour éviter cet événement, c'est-à-dire l'avantage retiré de la non-survenance du dommage environnemental. Elle indique au décideur où porter ses efforts pour réduire au moindre coût (ou dans la limite d'un budget disponible) le risque probabilisable de survenance de l'événement.

Par exemple, une étude a été effectuée aux États-Unis sur les risques de mort du fait de dommages « environnementaux » et leurs coûts de réduction (voir tableau) [1]. Le but d'une telle étude « risque-avantage » n'est pas de donner une valeur à la vie humaine, mais seulement de guider le décideur.

L'analyse du risque (risk assessment) a pour finalité d'évaluer la probabilité de survenue de décès attribuables à chacun des risques environnementaux chez les gens exposés à ces risques. On confronte ensuite ces résultats aux coûts d'une législation visant à éviter chacun de ces problèmes. En divisant par le nombre de décès évités, on obtient le coût unitaire d'évitement dans chacun des cas. Bien évidemment, si le décideur dispose d'une somme finie, il pourra ainsi la consacrer à l'usage le plus efficace.

[1] Council of Environmental Quality, 1991, cité par Turner, Pearce, Bateman, 1994