

► **DIRECTION DES ETUDES ECONOMIQUES ET DE L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE**

► **DOCUMENT DE TRAVAIL**

ECONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT ET DECISION PUBLIQUE

Dominique BUREAU

**Série Synthèses
N° 03 – S03**



Site internet : <http://www.environnement.gouv.fr>
20 avenue de Ségur - 75302 Paris 07 SP

► RESUME

ECONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT ET DECISION PUBLIQUE

Dominique BUREAU

Du point de vue économique, le cœur des politiques environnementales consiste à établir des incitations pour orienter les comportements de protection ou de dépollution. Le signal-prix correspondant, internalisant l'environnement dans les comportements, peut être instauré par une éco-fiscalité ou des marchés de permis d'émissions.

Cette recommandation en faveur d'instruments économiques, dont on montre par ailleurs qu'ils ont maintenant fait leurs preuves, résulte d'une analyse qui se fixe comme objectif premier de concilier au mieux croissance et environnement. Elle demeure donc pertinente lorsque l'on aborde les questions de développement durable. Les dimensions de long terme et de risque qui sont associés à cette thématique rendent dans ce cas plus aigus encore les problèmes d'acceptabilité et de redistribution, et nécessitent le développement d'une gouvernance appropriée.

La décision publique dans le domaine de l'environnement se trouve en effet confrontée à des problèmes particulièrement aigus de conflit d'intérêts, d'acquisition de l'information nécessaire à l'évaluation économique, et d'incitations des différents acteurs dans le processus de décision. On dispose maintenant d'instruments conceptuels pour aborder ces questions, dont l'analyse rigoureuse est nécessaire si l'on veut éviter que le processus d'élaboration des décisions ne soit capturé par des intérêts particuliers. La construction de solutions « gagnant-gagnant » nécessite par ailleurs de disposer de possibilités de compensations des perdants, qui ne sont pas toujours acquises institutionnellement.

INTRODUCTION

Les années 90 ont été marquées par la mise en application, dans de nombreux pays, de principes économiques de gestion des politiques de l'environnement, tels qu'ils avaient été établis théoriquement dans la première moitié du XX^{ième} siècle par les travaux de Pigou et Meade sur les effets externes, et de Samuelson sur les biens publics. La plupart des pays de l'union européenne se sont engagés, au cours de cette décennie, dans des réformes fiscales "vertes" de grande ampleur. Les marchés de permis d'émissions sont devenus une réalité aux Etats-Unis.

La France, qui avait été pionnière en ce domaine avec la loi sur l'eau de 1964, est restée à l'écart de ce processus. L'étude de l'OCDE de 2001 « Comment encourager une croissance écologiquement durable en France ? » constate que nos politiques demeurent basées sur des instruments traditionnels de protection, notamment des normes réglementaires. Elle considère que "cette approche a manqué d'efficacité économique, car elle n'a pas permis de concentrer les efforts sur les sources de pollution ayant les coûts d'abattement les plus faibles", et suggère une utilisation plus importante et plus efficace de l'analyse et des instruments économiques.

L'établissement dans notre pays d'un consensus sur ces orientations bute souvent sur un manque de compréhension de leurs fondements. Les controverses entre économistes sur les mérites respectifs des écotaxes et des marchés de permis apparaissent par ailleurs ésotériques au grand public.

On se propose ici de rappeler pourquoi la focalisation des économistes sur ces instruments n'est pas fortuite, mais la conséquence d'une démarche, dont le point de départ est la question fondamentale suivante : Comment concilier croissance économique et protection de l'environnement ?

On montrera ensuite comment leur analyse fournit une base pour sélectionner au mieux, parmi la panoplie des instruments disponibles, le plus approprié à l'objectif poursuivi. La dernière partie envisage les problèmes de mise en œuvre de ces politiques à la fois en termes de méthodes que de gouvernance. En conclusion, on examinera comment l'ouverture de la perspective sur le développement durable conduit à compléter ce cadre de l'analyse, et on esquissera quelques réflexions sur les conditions institutionnelles nécessaires ou propices à la mise en place de ces instruments, pour assurer, suivant les termes de l'étude précitée, «une croissance écologiquement durable en France».

1 – LES CONDITIONS D’EFFICACITE DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES

1-1 COMMENT LES ECONOMISTES ABORDENT-ILS LES QUESTIONS D’ENVIRONNEMENT ?

Le problème de base que considèrent les économistes s’applique à n’importe quelle pollution ou ressource naturelle : pollution d’une rivière, pollution de l’air urbaine, bruit d’un aéroport.... Il distingue schématiquement deux types d’agents : les premiers sont les sources de la pollution ; les seconds accordent une valeur à la qualité de l’environnement, on souffrent des effets, par exemple sanitaires, de cette pollution.

Pour ceux ci la pollution est cause de dommages. Ils seraient donc prêts à payer pour disposer d’un environnement de qualité, ou, de manière équivalente, ne peuvent en accepter la dégradation pour des motifs d’intérêt général que si elle leur est alors suffisamment compensée. Ceci conduit à exprimer la valeur qu’il accordent à cette qualité de l’environnement sous forme de «consentement à payer pour une unité supplémentaire de dépollution », qui est évidemment plus élevé lorsque l’on part d’une situation très dégradée. De leur côté, les « pollueurs » sont supposés disposer de possibilités de réduire leurs émissions, mais à des coûts qui peuvent être différenciés et d’autant plus élevés que la réduction demandée est importante.

Si l’on considère, par exemple, la mise en œuvre du protocole de Göteborg et de la directive plafond pour ce qui concerne le SO₂, on peut observer que deux grandes gammes de techniques sont actuellement envisageables pour réduire la pollution : le passage au gaz naturel et la désulfuration des fumées. La première est en général moins coûteuse. Cependant leurs performances dépendent des secteurs et des types d’installation concernés (raffineries, fours, chauffage ; taille des installations de combustion...) et du combustible utilisé (charbon ou fuel). Cette diversité des niveaux d’action possibles – à l’amont ou à l’aval de la production ; sur les technologies ou sur les comportements des utilisateurs - et des coûts d’abattement associés est le lot commun des problèmes environnementaux.

L’approche économique se focalise ainsi sur les situations où la politique environnementale doit réaliser des arbitrages, pour répartir les efforts de dépollution, et pour fixer le niveau collectivement souhaitable des émissions polluantes. Le plus souvent, se fixer comme objectif de ramener à zéro toutes les nuisances, comme le risque zéro ou l’interdiction absolue de toute mise en décharge, ne serait pas justifié socialement, compte tenu des coûts démesurés qu’il faudrait engager pour obtenir les réductions ultimes des émissions, alors même que les dommages associés peuvent devenir très faibles, voire inexistantes. Dans le cas des émissions de gaz à effet de serre, un tel objectif est même totalement irréalisable actuellement, car toute l’activité anthropique en génère.

La nécessité qui est sous-jacente à ces arbitrages, de concilier développement économique et environnement n’est pas nouvelle : comme le rapporte B. Sinclair-Desgagné, en 1350, à Paris, les riverains de la Seine, ayant à leur tête les maîtres-brasseurs, manifestèrent contre les tanneries et les abattoirs qui déversaient leurs déchets dans l’eau du fleuve. Chaque année, plus de 250 000 animaux étaient en effet abattus à Paris par cette industrie. Mais, un grand nombre d’emplois dépendait aussi de cette industrie...

L’évolution des problèmes environnementaux à résoudre a changé cependant l’ampleur de ces arbitrages. D’une part, la sensibilité accrue de l’opinion aux questions d’environnement et les coûts accrus des politiques de protection à engager pour les satisfaire

aiguisent les conflits d'intérêt associés. D'autre part, la contribution des pollutions diffuses (cf. pressions sur les ressources en eau, gaz à effet de serre, déchets, etc...) relativement à celle de sources ponctuelles telles que les cheminées des installations classées devient souvent prépondérante. La performance environnementale dépend alors principalement de « l'écocfficacité » de secteurs tels que l'agriculture, l'énergie et les transports ; et donc de la manière dont l'environnement a pu être intégré dans le comportement de l'ensemble des acteurs économiques.

Le critère retenu par les économistes pour sélectionner les politiques environnementales est premièrement un critère d'efficacité, c'est à dire de non gaspillage des ressources, ce terme étant entendu dans son acception la plus commune. La démarche conduit alors à définir des conditions d'efficacité que l'on peut associer à deux étapes de l'optimisation :

- **répartition des efforts de dépollution.** Il est de l'intérêt de la collectivité dans son ensemble, qu'à niveau de protection environnementale donné, le coût total des efforts à engager soit le plus faible possible, les gisements de réduction des émissions les moins coûteux étant mobilisés en premier. La condition pour cela est que "les coûts marginaux", c'est à dire pour une unité supplémentaire de réduction (« d'abattement ») des émissions polluantes, soient égaux pour tous les agents. En effet, si l'on se place dans la situation hypothétique de deux firmes polluantes, l'une ayant poussé ses efforts de dépollution jusqu'à dépenser 200€ pour éliminer une tonne de polluant, alors que l'autre n'a été que jusqu'à 100€, il serait sûrement souhaitable que la seconde en fasse un peu plus et la première un peu moins, ce qui, à niveau de pollution totale inchangée, permettrait de réduire le coût total à engager. La première firme aurait d'ailleurs intérêt à proposer à la seconde cette réallocation des efforts, le surplus qu'elle en retire lui permettant de dédommager la seconde pour les efforts supplémentaires demandés.

- **choix du niveau de protection socialement optimal du point de vue de la collectivité.** De même, si la valeur qu'accordent les "pollués" à un effort supplémentaire de dépollution est supérieur au coût nécessaire à sa réalisation, c'est un gaspillage que de ne pas le faire. Un échange suivant lequel ceux-ci demanderaient et compenseraient l'effort de dépollution supplémentaire serait mutuellement avantageux. A contrario, ce serait aussi un gaspillage que d'engager des efforts supplémentaires de dépollution lorsque leurs coûts excèdent la valeur des dommages occasionnés. La condition d'efficacité s'en déduit : à l'optimum, il y a égalité des coûts marginaux de dépollution et du coût marginal des dommages associés à la nuisance considérée. Dit autrement la politique environnementale efficace correspond, dans son ensemble, à la maximisation du bilan coûts-avantages se fixant comme objectif la valeur de la qualité de l'environnement, nette des coûts de protection à engager.

L'analyse qui précède conduit tout d'abord à dégager deux enseignements importants. Le premier est la légitimité et la nécessité de l'intervention publique. Spontanément les agents ne prennent pas en compte les dommages qu'ils occasionnent à d'autres au travers des phénomènes de pollution ou de l'accès non régulé aux ressources environnementales. Comme l'avait initialement compris Pigou, qui s'intéressait alors au "smog" londonien résultant des interactions entre le brouillard naturel et les émissions des cheminées, le libre jeu des marchés est imparfait à cet égard. Il ne fournit pas les incitations appropriées pour orienter les comportements et stimuler les efforts de dépollution dans le sens socialement souhaitable. L'ignorer, en escomptant que les efforts à réaliser pour l'environnement en soit spontanément "gagnant-gagnant", conduit à se trouver dépourvu à chaque fois que l'argument du maintien de l'emploi sera avancé à l'encontre de normes environnementales ambitieuses. Les coûts de

protection sont une réalité, qu'il convient de reconnaître. En revanche beaucoup peut être fait pour les alléger (cf. encadré).

ENVIRONNEMENT ET COMPETITIVITE INDUSTRIELLE

Concilier développement économique et environnement est au coeur des préoccupations de tous les économistes de l'environnement. Mais, ce qui est entendu par « solution gagnant-gagnant » diffère sensiblement selon que l'on se situe du côté des économistes « orthodoxes », ou des tenants des thèses de Porter (1995). Celui-ci insiste sur la dimension dynamique de ces politiques, et met en avant que des réglementations environnementales conçues dans cette perspective peuvent déclencher un effet d'innovation qui pourrait plus que pleinement compenser le coût immédiat de mise aux normes.

L'article de Porter a fait prendre conscience du rôle clef de l'innovation comme facteur d'adaptation aux préoccupations environnementales ; et de celui de la diffusion de l'information pertinente, qui si elle est bien réalisée, permet d'envisager des solutions sans antagonisme industrie-environnement, en élargissant par exemple la demande de produits éco-labellisés. Par ailleurs, la critique de Porter des thèses de Meadows et Erlich, dont le catastrophisme et les racines malthusiennes lui semblent devoir être violemment contestées est partagée par beaucoup d'économistes « orthodoxes », qui ne se retrouvent pas non plus dans ces thèses catastrophiques. Enfin, il est évident que de normes environnementales bien anticipées peuvent constituer un avantage stratégique dans la compétition internationale. La stratégie américaine, vis à vis de l'effet de serre, qui met l'accent sur le seul volet technologique, en constitue l'illustration.

Les deux approches ne sont donc pas antinomiques. Il en résulte un certain nombre de recommandations consensuelles, telles que : établir une réglementation environnementale propice à l'innovation, en favorisant les obligations de résultat plutôt que de moyens ; encourageant à dépasser les objectifs, grâce à des incitations financières (subventions, éco-fiscalité, marchés de permis) ; diffuser largement l'information relative à ces innovations, en administrant le système de manière concertée, producteurs – régulateurs (l'Allemagne est souvent présentée comme modèle à cet égard) ; minimiser les situations d'incertitude, de manière à ce que les industriels aient une lisibilité suffisante de l'évolution réglementaires pour être incités à s'engager dans des actions précoces ; favoriser les politiques intégrées de produits et de process... ; provoquer l'incitation par « la demande » (éco-labels ; demande propre des administrations au travers des critères des marchés publics, par exemple) ; informer producteurs et consommateurs de la mésutilisation des ressources et des améliorations technologiques potentielles.

Tous ces éléments méritent l'attention, car les politiques environnementales doivent intégrer cette dimension industrielle.

En revanche, l'hypothèse centrale de Porter- à savoir que l'effet d'innovation pourrait, de manière générale, plus que compenser les coûts de mise aux normes (« innovation offset »)- est contestée par beaucoup, voire la plupart, des économistes.

La controverse sur ce point renvoie pour une part à des débats habituels entre économistes sur le facteur déterminant qui forge la « richesse – des - nations », entre ceux pour qui, dans la tradition d'A. Smith, le rôle des prix émergent de marchés concurrentiels est central, et ceux qui insistent plutôt sur une dynamique de la firme privée, en se référant plutôt à Schumpeter. Ces débats d'idées sont importants, mais ils se situent bien en amont des politiques environnementales.

Si l'on se restreint à ce niveau, il convient d'observer, à l'encontre de l'hypothèse de Porter : qu'on ne peut négliger que la réglementation environnementale suscite des innovations mais au détriment d'autres formes d'innovation qui seraient encore plus favorables. Porter souligne aussi le rôle que doivent jouer des agences telles que l'EPA aux Etats-Unis, pour favoriser le processus d'innovation lié à l'environnement. Mais ceci oblige à examiner les conditions et incitations nécessaires pour que celles-ci remplissent effectivement le rôle qui leur est dévolu, pour assurer l'efficacité du dispositif. Par ailleurs, les conditions permettant d'envisager à la fois des solutions gagnant-gagnant avec la nécessité aussi d'une réglementation pour les atteindre sont nécessairement très restrictives. Surtout, les tenants des thèses de Porter ne mettent en avant que des monographies ou études de cas, dont il est toujours difficile d'apprécier la portée, car il est alors difficile de reconstituer une situation de référence et de séparer les différents facteurs contributifs d'évolution. Les études économétriques, en revanche, conduisent plutôt à documenter la réalité des coûts d'adaptation aux réglementations environnementales. Ceci n'empêche pas de chercher à les minimiser, mais conduit à penser que les problèmes d'acceptabilité de ces politiques sont sérieux et ne peuvent donc être négligés, contrairement à la vision très optimiste que tout peut être « win-win » (donc sans conflit d'intérêt) laisse à penser.

Le second enseignement est que ce “socialement souhaitable” peut être défini en dépit des intérêts divergents des parties concernées, sa mise en oeuvre étant possible dans le cadre d’échanges mutuellement avantageux entre celles ci. Il s’exprime par ailleurs en termes de maximisation d’un bilan coûts-bénéfices, à l’instar de ceux qui sont préconisés pour évaluer en général l’efficacité des politiques publiques. Comme le soulignait Boiteux à propos des infrastructures de transport, celui ci demeure en effet, ce qu’il y a de mieux pour évaluer les projets ou politiques publics, en permettant notamment de comparer des chiffres, et par là d’apprécier comment une politique prélève sur les ressources disponibles (que celles ci soient économiques ou environnementales), ce qui n’empêche pas d’en remettre les résultats en perspective stratégique lorsque cela est nécessaire.

La suite de l’analyse économique consiste à examiner comment cette situation souhaitable peut être réalisée suivant des modalités compatibles avec le contexte général d’une économie de marché, c’est à dire en s’appuyant sur le comportement décentralisé des agents ; en respectant donc leurs capacités de choisir eux mêmes et au mieux les actions à entreprendre - à court et à long terme, par l’innovation par exemple - pour que la résultante de ces décisions individuelles se traduise par les niveaux de dépollution visés.

C’est là qu’intervient une remarque fondamentale : la répartition efficace des efforts de dépollution, pour que l’objectif de protection soit atteint à coût minimum, qui suppose a priori une coordination complexe de tous les agents économiques, peut en fait être réalisée très simplement si l’on introduit un mécanisme donnant un prix marginal au dommage à l’environnement, c’est à dire un prix pour l’unité supplémentaire de dommage, ou de manière équivalente une rémunération pour l’unité supplémentaire de dommage évité. De cette manière on transmet aux pollueurs le coût social de leurs pollutions, et on les incite à le traiter de la même manière que les autres ressources rares de l’économie : travail, capital, ou énergie...

Un signal-prix incitatif conduit chacun à épuiser tous les gisements de réduction des nuisances dont le coût est inférieur à la pénalisation que représenterait le paiement du prix s’il n’était pas réalisé ; mais à ne pas aller au delà, donc à ne pas engager des actions de protection dont les coûts seraient excessifs eu égard aux gisements disponibles chez d’autres agents, et à la valeur des dommages évités. L’égalisation des coûts marginaux de réduction, condition de la minimisation du coût des efforts engagés à objectif environnement donné, est ainsi réalisée dès lors que l’incitation marginale fournie est uniforme pour tous les acteurs : en laissant les agents décider de combien et du comment ils vont réduire leurs émissions polluantes, on cible les efforts à réaliser là où ils seront les moins coûteux.

Dans ce raisonnement le caractère marginal de l’incitation est essentiel. Mais il se comprend bien à rebours : une taxe ou une subvention plafonnées n’ont pas d’effet incitatif. Ce ne sont en effet que des “windfall profits”. Malheureusement, comme l’a souvent rappelé Martin, on trouve encore beaucoup de tels dispositifs “plafonnés” dans les aides distribuées par nos agences...

1-2 LES INSTRUMENTS DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES

On désigne par instruments économiques les dispositifs visant à modifier les comportements de pollution par un mécanisme de prix, c’est à dire par des incitations financières uniformes à la marge. Idéalement celles ci devraient refléter la valeur que la collectivité est prête à payer pour éviter les dommages occasionnés par la pollution considérée. Deux types d’institutions sont susceptibles de remplir ce rôle :

- **la fiscalité, sous forme de taxes sur les émissions, par exemple.** Toutefois, le terme fiscalité doit ici être entendu au sens large, en incluant à la fois les recettes fiscales et les dépenses publiques, les subventions à la dépollution ayant potentiellement le même rôle incitatif sur les comportements à la marge que les taxes. Dans un cas, on pénalise en effet les émissions et les efforts supplémentaires de dépollution sont donc rémunérés par le fait que l'agent est libéré de la taxe. Dans l'autre, on rémunère directement ces efforts ; et leur relâchement se trouve donc pénalisé par la perte de la subvention.

La reconnaissance tardive dans notre pays que des taux d'imposition confiscatoires pouvaient modifier les comportements des ménages ou des entreprises, et que ces taux devaient être appréhendés en considérant à la fois l'effet des taxes et des dépenses publiques n'a sans doute pas facilité la compréhension du rôle que pourrait jouer une fiscalité "verte" pour orienter les comportements. L'association faite souvent avec le principe "pollueur-payeur" n'est pas forcément heureuse non plus, car l'accent est mis alors sur la question de savoir qui doit supporter le coût des efforts de protection, et non celle sur des incitations mises en place pour orienter les comportements. L'analyse qui précède est toute autre, puisqu'elle n'établit à ce stade qu'un principe pollueur payeur "marginal", c'est à dire pour l'unité supplémentaire de dommages ou de dépollution ; le choix d'une politique environnementale efficace étant envisagé par ailleurs dans la perspective d'améliorer simultanément le bien être ou les profits de tous - pollueurs et pollués - , si ses coûts et bénéfices sont bien redistribués.

- **les marchés de permis d'émissions.** L'idée sous-jacente est que le prix qu'il convient de donner au dommage pour l'environnement pourrait simplement être obtenu en créant un marché pour la ressource considérée. Pour cela, il suffit d'établir un système d'autorisations d'émettre dont le montant total distribué serait fixé au niveau socialement souhaitable ; puis d'autoriser les échanges de ces autorisations sur ce marché, permettant ainsi de réallouer les efforts de dépollution pour en minimiser le coût. Les échanges correspondants sont évidemment mutuellement avantageux: les agents ayant des gisements de réduction à faible coût au delà de leur autorisation initiale ont intérêt à vendre des permis, dont le prix est alors relativement plus élevé ; ceux dans la situation inverse à les acheter, l'échange aboutissant à compenser les premiers pour accepter un transfert des efforts de dépollution. A cet égard, la critique qu'il s'agirait de "droits à polluer" n'a donc aucun sens puisque l'instauration d'un marché de permis d'émissions a justement comme première étape la restriction des émissions par rapport à la situation de départ où celles ci étaient gratuites et généralement sans limites. Le marché n'est ensuite qu'un instrument de flexibilité pour répartir efficacement les efforts ; grâce au signal-prix qu'il fournit pour orienter les comportements de dépollution. Le marché n'est donc utilisé que pour les vertus d'efficacité qui lui sont reconnues lorsqu'il peut fonctionner de manière satisfaisante.

Ces instruments économiques doivent être replacés dans une panoplie d'instruments plus vaste comprenant aussi la réglementation, et différents types de démarches volontaires. L'affectation que suggère l'analyse économique qui précède entre ces instruments et les caractéristiques des problèmes environnementaux à résoudre peut être schématisée comme suit :

- **La réglementation** souffre intrinsèquement de sa rigidité, et donc de l'impossibilité de réaliser dans ce cadre l'égalisation des coûts marginaux d'abattement. Pour certains la norme est trop sévère car elle réclame des efforts de protection excessivement coûteux, alors que d'autres disposent de gisements de réduction à faibles coûts qui demeurent inutilisés. La réglementation n'apparaît donc l'instrument approprié que pour les problèmes environnementaux qui ne comportent pas de marge de manœuvre d'arbitrage ou d'optimisation, comme ce serait le cas d'une pollution à laquelle serait associé un niveau de seuil catastrophique à ne jamais dépasser. Le protocole de Montréal, interdisant les CFC

correspond à cette situation, de même que différentes réglementations sanitaires, tant que les normes de rejet restent fixées à des valeurs limites correspondant à cette notion de seuil à ne jamais dépasser.

- **A l'opposé on trouve les éco-labels ou la certification.** Ceux-ci constituent des moyens permettant aux entreprises de révéler à leurs clients la qualité de leur produits ou de leur démarche de production. A ce titre, ils sont bénéfiques. Cependant, dans la mesure où il n'y a pas de raison que la rémunération que procure aux entreprises ce comportement environnemental plus vertueux coïncide avec la valeur que la société y accorde, ces instruments ne peuvent se substituer à l'intervention publique. A titre d'exemple, le rythme auquel les constructeurs automobiles introduisent le filtre à particule en en faisant un signe de haut de gamme est sans doute trop lent, eu égard à l'information disponible sur les effets sanitaires à long terme des particules de Diesel, qui justifierait probablement d'accélérer sa diffusion.

- L'économie des accords volontaires négociés apparaît encore plus incertaine. Utiles pour échanger de l'information sur un problème nouveau, les synthèses de l'OCDE concluent qu'ils ne permettent pas en général de s'écarter du scénario au "fil de l'eau", leur acceptation par la puissance publique ne faisant que traduire sa crédibilité limitée, qui la conduit à accepter des efforts pas assez ambitieux. A minima, ce type d'instrument suppose, pour être efficace, une définition quantifiée de la situation de référence, des sanctions crédibles en cas de non respect, et un audit du processus par une tierce partie.

- Ceci ne veut pas dire que toute approche négociée est exclue, au contraire. La recherche de situations mutuellement avantageuses qui est sous-jacente à la conception des instruments économiques décrits ci-dessus peut aussi s'envisager directement, dans certaines conditions, dans le cadre de négociations directes entre pollueurs et pollués, suivant l'approche envisagée par Coase. Pour être efficace, un tel processus suppose cependant que les coûts de transaction soient faibles, et surtout que les compensations financières aux efforts demandés par l'une ou l'autre des parties puissent être mises en place. Le domaine de pertinence de cette approche est celui d'externalités locales, comme le développement de bonnes pratiques agricoles au voisinage d'un captage d'eau minérale par exemple. Des marchés de servitudes contractuelles pour aller au delà de la réglementation s'inscrivent aussi dans ce cadre, et existent de manière relativement développée aux Etats-Unis.

La question du choix entre les différents instruments économiques n'est pas de même nature que l'affectation précédente entre grands types d'instruments, économiques, volontaires ou réglementaires. En effet, en première approximation, c'est à dire en l'absence d'incertitude, l'approche fiscale et celle des marchés de permis sont équivalentes. A niveau de protection donnée, elles conduisent en effet au même niveau de signal-prix, et orientent donc à l'identique les comportements.

Equivalentes en termes incitatifs, les approches peuvent différer en revanche par leurs effets redistributifs. Toutefois ceux-ci résultent plus des modalités de mise en œuvre : choix entre taxe et subvention, et existence ou non d'abattements à la base, pour l'approche fiscale ; modalités de distribution initiale des autorisations – selon les droits historiques « grandfathering ») ou aux enchères – pour les marchés de permis.

Toute politique environnementale comporte en effet deux types d'impacts bien différents – incitatifs (modification des comportements induite) et redistributifs (qui supporte les coûts ou bénéficie le plus de la politique mise en place ?) –, qui doivent être évalués. A cet égard l'un des problèmes récurrents d'acceptabilité des politiques environnementales (quel que soit d'ailleurs l'instrument retenu, économique ou réglementaire) est qu'il n'est pas pris assez tôt la mesure de l'hétérogénéité des effets redistributifs qu'elles entraînent, et donc des

mesures de compensation à envisager, qui ne peuvent être pourtant “bricolées”. Dans le cas de la lutte contre l’effet de serre, par exemple, le cas de secteurs très intensifs en énergie comme les engrais, la sidérurgie, l’aluminium, ou le ciment, qui pour certains d’entre eux sont par ailleurs susceptibles d’être affectés par des processus de délocalisation, ne peut être ignoré. De plus, les mesures compensatrices ne peuvent venir de la fiscalité générale, trop uniforme. Mais ce type de situation est en fait très fréquent : l’introduction d’une tarification incitative de la ressource en eau aurait aussi des effets très différenciés selon les types d’exploitation agricole etc...

Tout couple d’impacts (incitations/équité) peut donc être obtenu, en théorie, par l’une ou l’autre des deux approches : en dosant le mix entre taxe et subventions pour l’écofiscalité ; par le biais de la répartition initiale des permis, pour les marchés. S’agissant des effets redistributifs, la théorie économique a peu à dire. Tout au plus peut on rappeler les éléments suivants pour guider la distribution souhaitable du surplus généré par la mise en œuvre de politiques environnementales efficaces :

- l’évaluation de cette répartition doit tenir compte de l’ensemble des mécanismes de transmission des prix. En d’autres termes, des allocations sur base historique seront mieux justifiées si l’agent concerné est « price taker » et qu’il ne peut donc répercuter les écotaxes dans ses prix : soit le cas de l’agriculteur dont les prix sont fixés par la PAC.. ; mais pas celui du transporteur routier qui évolue, lui, sur un marché concurrentiel où les coûts se transmettent rapidement dans les prix...

- les subventions à la dépollution ou, de manière équivalente la consolidation du niveau de pollution passée dans l’allocation initiale des droits d’un marché d’émissions sera d’autant plus justifiée que l’on pourra estimer qu’un “contrat implicite” liait la puissance publique aux acteurs concernés pour l’accès à la ressource considérée. Bien évidemment, cette appréciation peut évoluer dans la durée, en tenant compte des délais nécessaires aux reconversions ou à toute réallocation des facteurs de production : si le producteur de maïs irrigué peut arguer que la puissance publique l’y a encouragé, cet argument ne peut justifier indéfiniment un droit indéfini sur la ressource en eau... Il est aussi naturel que les permis soient distribués sur une base historique lors de la mise en place d’un marché de permis, mais mis aux enchères ultérieurement. Un autre élément technique plaide en faveur de ce scénario : ne pas décourager les efforts précoces, les acteurs anticipant que plus ils en font aujourd’hui, plus on leur en demandera demain. Toute évolution glissante de la répartition des droits est donc à proscrire absolument.

L’équivalence entre les différents instruments économiques se trouve par ailleurs remise en cause lorsque l’on s’écarte du schéma idéal, où l’information de la puissance publique est supposée être parfaite. Les deux références suivantes peuvent alors compléter l’analyse :

- en présence de risques de dommage à l’environnement catastrophique au delà d’un certain niveau de concentration, l’approche des marchés de permis d’émissions est préférable car elle garantit que la contrainte quantitative globale sur les émissions sera respectée. A contrario, si les dommages par tonne d’émission sont estimés assez constants, et que les coûts de protection à engager sont incertains, l’approche fiscale est préférable car elle garantit qu’aucun effort de coût exorbitant ne sera réalisé, ceux-ci étant bornés par la valeur libératoire que constitue le taux de la taxe. C’est pour cette raison, que beaucoup d’économistes, par souci de maîtriser les coûts globaux de protection, estiment qu’une taxe harmonisée aurait constitué l’instrument le plus approprié pour lutter contre le changement climatique.

- l’approche par les subventions doit être défavorisée lorsqu’elle risque de pérenniser des structures industrielles qui ne sont pas assez productives. Le subventionnement du

traitement de certains effluents peut conduire en effet à maintenir en activité des équipements dont la valeur ajoutée mesurée globalement, c'est à dire en intégrant le coût de ces traitements aval, est négative, alors qu'une taxe pousserait au contraire à une restructuration socialement souhaitable de l'industrie concernée.

Ces éléments doivent être examinés au cas par cas. De plus, ils ne jouent pas forcément de manière univoque, ce qui fait que les recommandations en faveur de l'un ou l'autre des instruments économiques comportent toujours une marge d'appréciation subjective. Un reproche que l'on peut faire aux économistes est de souvent la masquer. Le public a alors l'impression alors que le choix entre taxes et marché de permis est de même nature que celui entre les instruments économiques et la réglementation ; et les arguments de ce choix demeurent mystérieux...

A titre d'exemple, plusieurs arguments peuvent être mis en avant à l'encontre de la subvention du traitement à l'aval comme instrument approprié pour maîtriser les nitrates rejetés par les élevages hors sol bretons en zone d'excédent structurel : nécessité d'inciter, avec la même valeur de référence, les épandages évités qui pourraient l'être par «re-solisation» de la production ; risque de pérenniser des structures inefficaces ; imperfections des mécanismes administrés de distribution des subventions, au regard de l'unicité souhaitable du prix de référence. Cependant ces trois arguments sont différents, et il convient d'examiner explicitement chacun d'eux si l'on veut clarifier les recommandations émises : le premier ne discrédite pas l'approche par subventions, mais souligne seulement que leurs modalités devraient rémunérer également les dommages évités, quel que soit le canal par lequel ceux-ci sont obtenus ; l'importance à accorder au second suppose de documenter l'ampleur des coûts fixes (non échoués) des exploitations concernées ; le troisième est aussi très important, mais il met premièrement en cause la gestion publique qui serait faite de ces subventions, ce qui suppose d'examiner les mécanismes administratifs correspondants.

Il faut souligner, enfin, que le choix entre taxes, subventions et marchés de permis a résulté souvent de données autres, culturelles ou d'acceptabilité. Partant d'une réglementation des émissions fixant à la fois des objectifs individuels et des objectifs de zone, il est aisé, par exemple, de basculer sur des marchés de permis d'émissions ce qui conduira à privilégier cette solution par rapport aux taxes. De même, l'instrument fiscal est plus facile à mobiliser, si des taxes préexistent, qu'il ne suffit que de différencier plus pour les rendre incitatives. Ceci n'empêche pas que les éléments économiques évoqués ci-dessus sont importants, ce dont on se rend compte lorsque l'instrument choisi n'était pas le meilleur, comme cela fut le cas pour la régulation des oxydes d'azote émis par les centrales électriques en Californie, l'explosion du prix des permis du marché correspondant y aggravant la crise de l'électricité en 2000.

L'OCDE suit avec attention le développement des politiques environnementales dans les pays développés. Ses revues font état des éléments suivants :

- **Eco-fiscalité** : celle-ci a pris son essor en Europe, les pays nordiques (Finlande, Norvège, Suède, Danemark et Pays-Bas) en étant les précurseurs au début des années 90. Ils ont été ensuite rejoints par une deuxième vague comprenant notamment l'Autriche, le Royaume-Uni, l'Italie et l'Allemagne. Si les recettes de cette fiscalité proviennent majoritairement de taxes sur les carburants, leur champ d'application apparaît très large : émissions atmosphériques, sources diffuses de pollution de l'eau, gestion des déchets, énergies etc... L'évolution des montants en jeu, qui tend souvent à se stabiliser assez rapidement, souligne que l'objectif d'une telle fiscalité ne peut être de procurer des recettes. L'accent mis un temps sur le double-dividende, c'est à dire l'idée que ces taxes pouvaient financer la réforme des taxes sur le travail, a donc probablement été une erreur.

En revanche, on a assisté souvent à un approfondissement de ces réformes fiscales vertes après leur mise en place, la différenciation des taux étant progressivement renforcée pour accroître leur caractère incitatif. La situation de notre TGAP sur les granulats, par exemple qui ne se différencie pas encore selon leur provenance, alors que celle-ci est déterminante du point de vue des dommages environnementaux ; n'est donc pas atypique si on la considère comme la première étape d'un processus. Mais il faudrait qu'elle suive une seconde étape, introduisant cette différenciation...

Souvent le développement des écotaxes s'est intégré dans une démarche plus vaste, comportant trois volets : la création de taxes nouvelles, à visée incitative ; le "verdissement" de la fiscalité existante pour y intégrer la dimension environnementale ; et le démantèlement des mécanismes s'apparentant à des subventions à la pollution. Cette démarche d'ensemble a généralement été favorisée par l'instauration de "green tax commissions" réunissant l'ensemble des parties prenantes, y compris les citoyens et les consommateurs. De cette manière, les mesures d'atténuation et de compensation ont pu être examinées en même temps que pouvait se développer une volonté politique en faveur de ces réformes.

- **Les marchés de permis d'émissions** : ce type d'instrument s'est développé aux Etats-Unis à partir du milieu des années 70, principalement dans le domaine de la pollution atmosphérique. Initialement, il s'agissait d'introduire une certaine flexibilité dans la réglementation, en permettant des échanges de "crédits d'émissions". Les marchés correspondants sont en général demeurés étroits et trop peu liquides pour établir de manière convaincante les performances de l'instrument.

L'intérêt pour celui-ci, y compris de la part de certaines ONG américaines, s'est trouvé renforcé au début de l'ère Reagan, dans un contexte où les réglementations environnementales étaient contestées, non sans raison, pour leur rigidité ; et où l'alternative fiscale était écartée.

La suppression de l'essence sans plomb au milieu des années 80 a fourni alors une première occasion de démontrer la valeur de l'instrument, avec un marché particulièrement actif.

La mise en place d'un marché pour le dioxyde de soufre émis par les centrales thermiques a établi ensuite une référence incontestée, celui-ci donnant pleinement satisfaction. Elle a inspiré le projet de marché international pour les gaz à effet de serre inscrit dans le protocole de Kyoto.

Qu'il s'agisse de la fiscalité ou des marchés de permis, un élément notable est que, lorsque ceux-ci ont pu être bien conçus pour jouer leur rôle incitatif, les modifications de comportement induites ont été obtenues, le plus souvent au-delà des impacts attendus.

2 – LA MISE EN ŒUVRE

2-1 L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE ENVIRONNEMENTALE

Suivant ce qui précède, les politiques environnementales devraient principalement consister en la mise en place d'instruments permettant de faire « internaliser » par l'ensemble des agents économiques les coûts marginaux des dommages que leurs comportements occasionnent à l'environnement. Plus généralement, les politiques environnementales devraient être fondées sur une démarche d'évaluation classique de type coûts bénéfices (« pour la collectivité »).

L'évaluation des valeurs environnementales à incorporer dans ces calculs nécessite évidemment le développement de méthodes appropriées, car elle ne peut se faire directement à partir de l'observation de courbes de demande comme pour les services marchands. Par ailleurs les parties concernées n'ont pas en général intérêt à révéler ces valeurs, (ou de l'autre côté, leurs gisements de dépollution), en escomptant pour les uns que les projets polluants seront reportés sur d'autre (NIMBY), pour les autres que la charge des efforts de protection le seront. Cependant des progrès considérables ont été réalisés pour objectiver ces valeurs, soit à partir de l'observation de comportements effectifs (quelqu'un qui fait 500 km pour visiter le Mont Saint Michel lui accorde une valeur d'usage au moins supérieure aux coûts de transport correspondants) ; ou de celle du marché foncier, qui capitalise en effet la valeur de son environnement ou sa dépréciation lorsqu'il s'agit de logements au voisinage d'une artère passante ou sous un couloir d'aéroport... ; ou des marchés d'assurance lorsque les services fournis par les écosystèmes (qui souvent sont encore plus fragiles que les écosystèmes eux-mêmes) procurent des avantages en termes d'adaptation possible à des changements d'environnement ; soit encore par des méthodes directes de questionnaires (évaluations contingentes).

L'étude Externe réalisée dans le domaine de l'énergie montre que l'obtention de telles références pour intégrer l'environnement dans les politiques publiques est réalisable (cf. encadré).

L'identification précise des incidences environnementales en constitue un préalable. De manière générale, ceci est le rôle des études d'impact. Celles-ci visent à appréhender de manière aussi exhaustive que possible les effets positifs et négatifs d'une politique ou d'un projet sur l'environnement. Sous des vocables divers – étude d'impact pour les projets, document d'incidences sur l'eau, évaluation appropriée des incidences des habitats et des espèces... - ce type d'études s'est systématisé.

L'étude d'impact vise à mieux éclairer les autorités administratives sur la nature et le contenu des décisions à prendre, et à informer le public. Mais, c'est avant tout un instrument au service du « maître d'ouvrage » pour l'aider à concevoir de meilleurs projets du point de vue de l'environnement.

A cet égard, une démarche s'est construite, qui consiste à examiner en premier lieu si le projet a un impact significatif sur l'environnement ; puis, si c'est le cas, à rechercher les moyens de réduire ces atteintes en optimisant mieux, ou en s'orientant vers des solutions alternatives ; enfin, si celles-ci demeurent, à s'assurer que les avantages du projet seront en proportion avec ces effets délétères, qui devront par ailleurs compenser pour garantir que le bilan établi en terme d'intérêt général est bien crédible. L'étude d'impact environnemental n'est donc qu'un premier élément de l'évaluation, qui a vocation à intégrer dans un bilan

d'ensemble pour la collectivité tous les coûts et avantages d'un projet pour la société (l'annexe 1 explicite plus avant la cohérence de cette démarche d'évaluation, l'annexe 2 l'illustrant à propos de l'évaluation d'une réforme sectorielle).

ExternE

L'étude ExternE, réalisée par la Communauté européenne fournit, pour chaque pays et chaque milieu concerné, une quantification des coûts socio-économiques de la production d'électricité des différentes filières (fossiles, nucléaire et sources renouvelables), en fournissant un cadre et une méthodologie unifiés. En Europe, elle constitue la référence la plus sérieuse en la matière.

Le projet s'est déroulé en plusieurs temps. La première étape, lancée en 1991, a eu pour but d'élaborer une méthodologie globale en vue de mesurer les coûts environnementaux des différentes énergies, en collaboration avec le Département de l'Energie américain. De 1993 à 1995, cette méthodologie a ensuite été appliquée par différents organismes de recherches européens (plus de 40 dans 9 pays) et américains. Puis, à partir de 1996, le projet s'est poursuivi dans trois directions : un approfondissement de la méthodologie, le rassemblement dans un cadre unifié de l'ensemble des évaluations concernant un pays donné, et l'élaboration d'un ExternE « transport ». La dernière étape, qui prolonge la précédente, vient de commencer et doit se terminer en 2003.

Il s'agit donc d'un projet évolutif, qui cherche à intégrer au fur et à mesure de leur réalisation les avancées méthodologiques et les résultats de leurs applications concernant les divers milieux, pays et filières de production électrique.

La méthode employée consiste dans un premier temps à quantifier les phénomènes physiques liés à la construction et au fonctionnement des centrales électriques : mesures des émissions de polluants, de leur dispersion et de leur concentration dans l'eau, l'air et le sol. Les impacts de ces phénomènes physiques sur la santé et l'environnement sont ensuite mesurés, avant d'être traduits en termes monétaires. Les externalités considérées correspondent à l'ensemble des impacts sur la santé et l'environnement tout au long du cycle du combustible : extraction, construction des centrales, production d'énergie, gestion des déchets, etc.

Les coûts externes de la production d'électricité ainsi mesurés apparaissent considérables puisqu'il sont évalués à 1 ou 2 % du PIB de l'Union Européenne. Leur internalisation induirait ainsi une modification substantielle de la compétitivité des différentes filières de production électrique. En l'absence d'internalisation, c'est la société dans son ensemble qui supporte ces coûts externes.

2-2 LA GOUVERNANCE DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES

L'idée que les décisions publiques dans le domaine de l'environnement doivent suivre une démarche d'évaluation classique, de type coût-bénéfices peut sembler contradictoire avec la conviction que les problèmes de gouvernance sont au cœur de toute démarche s'inscrivant dans une perspective de développement durable. En fait ces enjeux de gouvernance découlent de la nature économique des problèmes à résoudre, ce qui conduit à en examiner plus avant trois aspects : l'acceptabilité des politiques, le rôle de l'expertise ; l'organisation de la décision publique.

- Equité et acceptabilité des politiques de développement durable

Le calcul coût-avantages permet en théorie de rendre compte du « surplus » que peut dégager une gestion efficace des ressources naturelles ou des risques environnementaux. Si ce surplus est correctement redistribué, la mise en place des politiques correspondantes devrait être acceptable par tous les agents concernés.

Dans le cas des politiques sectorielles traditionnelles telles que les infrastructures de transports, cette dernière condition a longtemps pu être relativisée. Les avantages étant assez bien répartis sur l'ensemble de la population, les seuls agents à dédommager étaient les propriétaires fonciers expropriés. Un financement, selon les cas par les instruments généraux de la fiscalité ou des redevances, était à même de résoudre le problème d'acceptabilité, dès lors que le bilan coûts-avantages du projet était favorable.

Dans le cas des politiques environnementales, les enjeux redistributifs sont beaucoup plus complexes, avec des gagnants et des perdants, ce qui pose de manière incontournable la question de la compensation de ces derniers. Dans le cas de la gestion des ressources halieutiques, par exemple, on observe que l'instauration d'une ecotaxe sur les captures serait socialement bénéfique, mais qu'en l'absence de sa redistribution aux pêcheurs, le surplus correspondant serait essentiellement approprié par l'entité qui perçoit la taxe. D'un point de vue dynamique, il est clair par ailleurs que les efforts réalisés aujourd'hui pour préserver le stock de la ressource dont disposeront les pêcheurs futurs ne peuvent être directement compensés, et soulèvent donc des problèmes de redistribution intergénérationnelle du surplus ainsi généré.

Ces enjeux redistributifs peuvent aussi être illustrés à propos de l'effet de serre. Que l'on se situe en effet au niveau des pays, ou à celui des agents nationaux, les politiques associées à la prévention du changement climatique représentent les enjeux redistributifs considérables, qui conditionnent leur acceptabilité. Si les Etats disposent de plus d'instruments et d'une plus grande légitimité pour les traiter qu'au niveau multilatéral, où l'on est évidemment très démuné, ils ne peuvent eux-mêmes les ignorer, car la distribution des émissions de gaz à effet de serre est concentrée sur quelques industries très intensives en énergie. L'application de taxes purement linéaires ou de crédits mis aux enchères - mais il en serait de même avec une réglementation individualisée « idéale » - signifierait donc un impact très lourd sur le profit des industries concernées, quel que soit le mode de redistribution macroéconomique des recettes fiscales, comme l'avaient montré les évaluations de la TGAP-énergie.

Des compensations plus directes, qui évidemment doivent être forfaitaires pour ne pas ôter l'effet incitatif marginal de la taxe, ou certaines formes de « grandfathering », s'il s'agit de marchés de crédits d'émissions, apparaissent donc nécessaires, et supposent de pouvoir disposer d'une marge de manœuvre suffisante au niveau de la redistribution. De plus, celle-ci n'est pas toujours facile à faire accepter : les uns considérant comme inacceptable de consolider les droits à émettre implicites qui prévalaient antérieurement, lorsque l'accès aux ressources environnementales n'était pas régulé ; les autres faisant valoir qu'ils correspondent à des besoins impérieux.

L'appréciation sur l'équité des régulations envisagées, qui constitue le préalable à l'évaluation de ces compensations, est par ailleurs réellement complexe. Dans le cas du climat, par exemple, si l'on considère que chaque habitant de la planète devrait avoir les mêmes droits sur la ressource commune que représente la préservation du climat, le protocole de Kyoto semble inéquitable en ce sens où il consolide, au moins transitoirement, des droits acquis. L'allocation des droits d'émissions reste en effet très proche de ce donnerait l'application des droits du « grand-père », le processus de convergence engagé demeurant très timide. Mais cette appréciation sur l'équité dans la répartition des efforts demandés apparaît sensiblement différente si l'on considère le coût des efforts à engager rapportés à la richesse. De plus, les débats sur l'équité ne peuvent considérer exclusivement l'allocation des crédits d'émission. C'est un élément important, mais il faut aussi considérer les coûts de protection qui devront être engagés, les avantages éventuels retirés des politiques mises en oeuvre, et les conditions

dans lesquels les coûts seront répercutés dans le système de prix. En d'autres termes, il faut réaliser de véritables études « d'incidence fiscale », selon la terminologie des économistes.

L'analyse explicite des enjeux redistributifs est d'autant plus nécessaire que l'on se trouve confrontés par ailleurs à des comportements typiques de « passager clandestin ». Ceux-ci s'expriment assez naturellement au travers de nombreuses figures de style des pollueurs: « Je ne pollue pas ; j'ai déjà fait beaucoup, je vais faire beaucoup, j'apporte par ailleurs beaucoup à l'environnement ; d'autres polluent plus ; la situation qui m'est faite est discriminatoire ; l'emploi en pâtira ; mon industrie justifie une protection particulière ; je vais subir des distorsions de concurrence, » etc ... Ces arguments, qu'il est aisé d'adapter aux différents contextes, comme les dérogations à la loi littoral, par exemple, sont par ailleurs symétriques de ceux mis en avant par les tenants du NIMBY: « ce projet est inutile pour le développement ; j'ai déjà beaucoup accepté de nuisances; ce projet serait mieux localisé chez le voisin [qui le demande d'ailleurs?]; il ruine tous mes efforts de protection (passés et à venir...) » etc...

Dans tous les cas, la décision publique est donc confrontée à des problèmes majeurs de transparence de l'information, et d'objectivation nécessaire des enjeux économiques et environnementaux associés, qui nécessitent de distinguer les vrais problèmes, de ce qui traduit plutôt des stratégies de passager clandestin cherchant à s'affranchir des efforts à réaliser en les reportant sur d'autres, ou à se faire financer des mesures de protection dont la valeur qu'il y accorde est en fait limitée.

- Expertise et risques nouveaux

Une autre particularité des problèmes de développement durable est qu'ils concernent des domaines où l'état des connaissances scientifiques est balbutiant, ou en évolution rapide. Ceci, explique, comme le rappelle Henry, dans le cas de l'effet de serre, que le processus de négociations internationales ait eu pour préalable, la constitution en 1988 d'une instance mondiale d'expertise scientifique : le GIEC-IPCC. Celle-ci a pour fonction d'évaluer les données scientifiques sur l'évolution du climat, d'en apprécier les impacts écologiques et socioéconomiques, et d'évaluer les stratégies de prévention et d'adaptation.

Le domaine santé-environnement, qui constitue un sujet de préoccupation majeur du public vis à vis de l'environnement, fournit un autre exemple de ces enjeux. Dans ce cas, les règles générales de bonnes pratiques applicables aux évaluations d'impact sanitaire sont bien établies. Elles distinguent différentes étapes : identification du risque ; estimation des relations dose-réponse ; appréciation de l'exposition ; caractérisation du risque ; gestion du risque. Ces règles sont applicables, dans leur principe, pour les sujets sanitaires environnementaux. La difficulté se situe au niveau de la mise en oeuvre, chaque étape soulevant des problèmes d'estimation, de validation et de niveau de preuve délicats, en particulier lorsqu'il s'agit d'appréhender les effets à long terme d'expositions à faible dose, ou ceux de polluants dont les mécanismes de diffusion et d'accumulation dans les milieux sont complexes.

L'expertise, sous ces différentes formes, joue ainsi un rôle déterminant, pour objectiver les enjeux des politiques de développement durable et concevoir les réponses appropriées. Mais, la place de celle-ci par rapport au processus de décision politique fait débat. Comment mobiliser l'expertise scientifique, sans interférer avec le jeu démocratique ? Comment éviter les deux écueils de l'obscurantisme et de la décision technocratique ?

L'analyse du fonctionnement de l'Agence française de sécurité des aliments par Trannoy et Van der Straeten, apporte ici une clarification importante. Elle souligne en effet la distinction qu'il convient d'opérer entre deux questions que rencontre la décision collective

face à ces nouveaux risques : un problème d'agrégation des préférences ; et un problème d'agrégation des opinions, ou des informations caractéristiques pour la décision concernée. Ces deux agrégations sont difficiles à réaliser. Mais il s'agit bien de problèmes de nature différente : le fait que les experts soient mieux informés que le public ne les autorise pas à imposer à la collectivité leurs préférences !

Le rôle des experts se situe essentiellement dans la seconde dimension, de « l'agrégation de l'information ». Ceci conduit concrètement à recommander d'éviter la confusion des genres, en contenant à ce rôle les comités d'experts. A cette fin, l'organisation de l'expertise est déterminante, à la fois pour favoriser l'émergence du meilleur consensus scientifique à un instant donné (au sens où l'entendent les conférences de consensus chez les scientifiques), et pour faciliter un bon partage des tâches entre expertise et décision.

A cet fin, il est recommandé, par exemple, de rendre explicites les méthodes de travail à l'intérieur des comités d'experts ; de faire appel à des experts éloignés pour combattre le risque que la discussion prolongée en panel aboutisse à une unanimité factice ; et de rendre publics les désaccords et conflits scientifiques. Ceci suggère la constitution systématique de références de bonnes pratiques respectant ces principes. Mais celles-ci ne peuvent à elles seules résoudre les deux problèmes d'incitations qui sont adjacents :

- sincérité de l'expertise, l'expert pouvant avoir intérêt (par exemple) à exagérer les risques encourus pour rehausser l'intérêt de son travail. Par ailleurs, les jalousies, les querelles scientifiques peuvent aussi intervenir pour brouiller l'image d'Epinal de l'expert neutre et désintéressé.

- incitations à utiliser l'expertise par le décideur politique. Ce dernier, désirant se faire réélire, peut en effet avoir intérêt, comme l'ont montré Maskin et Tirole, à choisir la politique qui correspond aux croyances du public, même si l'expertise lui fournissait des informations contraires.

- Incitations et gouvernance

La question des incitations des acteurs concernés émerge ainsi aux deux étapes clefs du processus de décision que constituent l'expertise et l'acceptabilité des mesures. Laffont fournit un cadre général en cette matière, qui apparaît particulièrement pertinent dans le champ qui nous intéresse ici. Sa grille de lecture met en avant quatre éléments à considérer pour organiser la décision publique :

- la rationalité limitée des acteurs, qui conduit à diversifier les risques de décisions erronées lorsque cela est possible, en décentralisant les décisions ; ou en organisant l'information et la participation du public au processus de décision.

- le comportement des acteurs, auxquels les asymétries de l'information confèrent un avantage leur permettant de développer les stratégies de « passager clandestin » évoqués ci dessus. D'où la nécessité de se soucier de fournir des incitations adéquates pour que ceux ci transmettent cette information, et de se prémunir contre certains phénomènes de collusion ou de capture par différents « lobbies ». Les coûts associés à cette révélation de l'information doivent absolument être reconnus, si l'on veut maîtriser les arbitrages entre réparation des risques et incitations à la prévention, par exemple.

- les contraintes résultant de l'impossibilité d'envisager a priori toutes les contingences ou de s'engager de manière crédible sur les actions qui seraient mises en oeuvre dans toutes les situations (par exemple, celle d'appliquer un principe strict de responsabilité privée, même en cas de crise grave),

- la reconnaissance, enfin, que les acteurs auxquels est déléguée la prise de décision ont des agendas propres, qui ne coïncident pas toujours avec l'intérêt collectif. Comme pour toute régulation – ce domaine n'ayant à cet égard rien de spécifique (sauf à supposer que les agents s'occupant d'environnement sont intrinsèquement meilleurs que les autres) – il faut donc se prémunir contre les risques de capture. Ceux-ci sont d'autant plus forts que l'asymétrie d'information du centre vis à vis des pollueurs et des agents en charge de mettre en œuvre la réglementation est forte. Cette situation est en effet propice à l'émergence d'une collusion, les premiers ayant intérêt à ce que les seconds ne révèlent pas leurs observations. Dans ce contexte, on peut imaginer différentes formes de contrats cachés de ce type, suivant le schéma : si vous acceptez ma « taxation » ou mes règles, je plaiderai que vos efforts sont suffisants, justifiant de ne pas envisager de régulation véritablement incitative. Comme précédemment de nombreuses figures de style peuvent être utilisées pour masquer de tels arrangements plus ou moins implicites, les uns consistant à dire du bien de l'autre partie (ils ont vraiment fait beaucoup, d'un côté ; les contrôleurs sont vraiment très rigoureux et expérimentés, de l'autre) ; les autres à donner le change, en se montrant, par exemple très dur sur un point mineur...

Si ces quatre types de questions ne sont pas propres aux politiques environnementales, elles s'y posent avec une acuité particulière. Historiquement, ce sont d'ailleurs les externalités environnementales qui ont suscité les premières réflexions économiques formalisées sur les asymétries d'information et les incitations, à propos de la notion de comportement de passager clandestin. Surtout, on comprend aisément que la question de la crédibilité des engagements pris par les différents acteurs est d'une importance particulière lorsque l'on traite de décisions à long terme, et de risque.

Ces concepts abstraits peuvent être illustrés en matière de risque industriel, par exemple l'approche classique, basée sur les normes, les autorisations et les inspections y atteint ses limites en raison de la complexité des problèmes techniques, de l'importance croissante des facteurs humains et organisationnels et de la faible responsabilisation, voire de la déresponsabilisation, qu'elle induit chez les preneurs de risque. Ceci conduit à se tourner vers le développement de la responsabilité juridique ou l'administration indirecte. Celle-ci consiste à favoriser un système de management des risques au niveau des établissements et des entreprises, et à surveiller sa qualité. C'est ce que le Comité de Bâle a mis en place pour les entreprises financières parce que la complexité croissante des produits dérivés de toutes nature rendait l'inspection directe irréaliste. Cette approche a l'avantage de responsabiliser les preneurs de risques et tend à développer une intelligence de risque.

Au sens propre, les problèmes de gouvernance émergent lorsque l'intérêt collectif nécessite de coordonner différents agents en leur fournissant des incitations appropriées, et que ceux-ci ne peuvent signer des contrats « complets », c'est à dire envisageant a priori toutes les éventualités de leur relation. La gestion efficace des risques industriels urbains s'inscrit parfaitement dans ce cadre.

Dans les débats sur les objectifs de l'entreprise, les promoteurs de la « stakeholder society » (à l'encontre de la « shareholder value ») mettent en avant par ailleurs le fait qu'il serait souhaitable que les entreprises se préoccupent mieux de l'impact de leurs décisions sur l'économie locale et des dommages potentiels créés aux riverains. La mise en œuvre de ces idées alternatives en matière d'objectif des entreprises pour se rapprocher de l'intérêt social bute cependant sur la nécessité de missions et de responsabilités bien définies pour que toute gestion soit efficace. L'approche économique, qui consiste à remettre en ligne les objectifs des entreprises avec ceux de la société en leur faisant internaliser leurs coûts sociaux par le biais d'un signal - prix ou de mécanismes de responsabilité, n'a donc pas d'alternative. Mais ces

dispositifs doivent être complétés, par la régulation par l'information ou l'implication des parties prenantes.

La régulation par l'information consiste à mettre à la disposition des parties prenantes et du public une information factuelle et précise des risques, suivant les tendances que l'on observe plus généralement dans la gestion des risques au sein des entreprises

- développement des programmes de gestion des risques (revue des dangers ; développement des procédures opérationnelles standardisées, et des programmes de prévention ; formation spécifique des employés ; mémoire des incidents ; audits de sécurité, etc.) ;
- gestion intégrée des risques, visant à mettre en évidence les principaux risques - qu'ils soient naturels, financiers, opérationnels, technologiques, sociaux - et leurs interdépendances ;
- capacité d'intégration dans des outils ou des supports d'information de la politique et de la stratégie poursuivies, de l'organisation de la sûreté mise en place, des critères d'autoévaluation, des modes de contrôle et de gestion.

L'effectivité des mécanismes de responsabilité est par ailleurs toujours incomplète, compte tenu, du risque de faillite de l'entreprise concernée, avec comme résultante une sous-implication à la prévention vis à vis des dommages qui excéderaient sa richesse. Pour y remédier, une solution est de chercher à impliquer les parties prenantes (« stakeholders ») notamment les créanciers de l'entreprise, pour mieux étaler les risques et surtout pour mieux contrôler les actions de prévention et d'atténuation des risques. Aux Etats-Unis, cette démarche s'est traduite par le « Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act », qui illustre la nécessité de construire des politiques complexes, mais reconnaissant ces problèmes d'incitations, pour traiter des risques environnementaux.

2-3 INFORMATION ET PARTICIPATION DU PUBLIC

Cette régulation par l'information joue évidemment un rôle particulier lorsqu'il s'agit des politiques publiques, qui se concrétise par la mise en place d'un cadre institutionnel propre.

L'édiction de principes généraux pour la prise en compte de l'environnement dans les politiques sectorielles et dans les projets publics et privés est en effet apparue nécessaire. D'une part, il importe en effet que cette prise en compte soit systématique, car c'est la condition pour maîtriser des pollutions diffuses. D'autre part, une approche discrétionnaire, sans règles préétablies visant à en assurer la transparence, est par nature plus sensible au risque de capture du processus décisionnel par les groupes d'intérêt.

Deux types d'instruments ont été mis en oeuvre dans cette perspective :

- la réalisation d'études d'impact (ou d'incidences environnementales) évoquée ci-dessus,
- la mise en place d'un cadre institutionnel assurant l'information et la participation du public au processus décisionnel.

L'installation de ces instruments s'est faite par étapes, aussi bien au niveau national que communautaire. Partant de problèmes particuliers tels que les infrastructures, les installations classées ou les plans d'urbanisme, la portée générale des règles à appliquer a

émergé progressivement , de même que la nécessité de les appliquer le plus en amont possible.

Ainsi, en matière de participation du public à l'élaboration des projets, la loi du 27 février 2002 relative à la démocratie de proximité généralise le débat "Barnier", qui ouvrait la possibilité d'une concertation au moment où s'établit le cahier des charges, c'est-à-dire lorsque toutes les options demeurent ouvertes. Dans le même temps, il est apparu que si ce type de concertation permettait d'assurer la bonne insertion locale des projets, l'intégration de l'environnement dans les politiques sectorielles nécessitait de développer l'évaluation environnementale plus tôt, au niveau des plans et programmes (ou schémas dans la terminologie française), dont ceux-ci découlent. La transposition de la directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des plans et programmes permettra la généralisation de cette étape, ainsi qu'une information et une consultation du public à ce niveau. Les conditions d'une véritable participation du public sont par ailleurs en discussion dans le cadre de la proposition modifiant les directives actuelles sur la participation du public et l'accès à la justice (directives 85/337 et 96/61).

La convention d'Aarhus du 25 juin 1998 (approuvée par la loi du 28/02/02) fournit le cadre général de cette gouvernance des politiques environnementales. Celui-ci distingue : l'accès du public à l'information sur l'environnement ; le rôle des autorités publiques pour rassembler et diffuser l'information sur l'environnement ; les conditions de participation du public aux décisions relatives aux activités qui peuvent avoir un effet important sur l'environnement ; ainsi que cette participation aux plans, programmes, politiques et textes réglementaires relatifs à l'environnement ; enfin, l'accès à la justice des parties concernées.

Ce dispositif qui, pour l'essentiel, est établi dans notre pays soulève trois types de questions.

La première concerne les coûts administratifs et de gestion de ces procédures, au travers notamment des risques de contentieux associés. C'est un point important, et force est de constater que les procédures concrètes sont loin d'avoir la lisibilité du cadre général posé par la convention d'Aarhus. Des progrès dans la rationalisation de ces procédures sont sûrement souhaitables, pour regrouper notamment celles qui peuvent l'être, et bien structurer les différentes étapes d'élaboration des projets.

Cependant, l'évaluation de ces risques de contentieux doit se faire de manière comparative. Comme le soulignait le rapport du Conseil d'Etat sur l'utilité publique, invoquer l'intérêt général ne suffit plus aujourd'hui à légitimer les projets. La transparence est nécessaire pour cela... Et c'est celle-ci qui peut permettre d'assurer une meilleure sécurité juridique à toutes les parties prenantes, y compris aux maîtres d'ouvrages, qui ne l'est pas lorsque le processus de décision est opaque.

La seconde est une question de politique générale, qui s'exprime, par exemple, au travers de l'articulation souhaitable entre démocratie électorale et démocratie participative : quel équilibre des pouvoirs trouver pour des décisions qui engagent souvent plusieurs mandats, ou qui concernent au premier chef des sous-populations très spécifiques ? Ce problème doit cependant être relativisé par le fait que l'enjeu de ces procédures d'information et de participation du public n'est pas de contester la légitimité des uns ou des autres mais seulement d'améliorer la construction des projets. Le pari qui est fait, en clarifiant les étapes de l'instruction des projets suite à la loi démocratie de proximité, est à la fois de renforcer la participation du public, mais aussi de bien établir le rôle du maître d'ouvrage en lui donnant notamment l'occasion de s'engager.

La troisième concerne finalement l'articulation entre les deux instruments, c'est-à-dire l'articulation entre l'expertise et la participation du public. Contrairement à ce qui est souvent imaginé, les deux ne sont pas contradictoires si elles sont bien organisées. L'un des enseignements de l'expérience de la Commission Nationale du Débat Public est au contraire qu'il n'y a pas de bon débat sans un dossier préalable de qualité, identifiant les besoins prévisibles auxquels le projet répond, argumentant sur l'opportunité du projet sur la base d'études accessibles et rigoureuses, c'est-à-dire d'une première étude d'incidence.

Etudes d'impact intégrées dans une démarche globale de bilan (au sens où l'entend le Conseil d'Etat, ou du calcul coûts-bénéfices) et information et participation du public apparaissent ainsi complémentaires. La mise en place de ces instruments permet aujourd'hui d'envisager l'intégration de l'environnement dans les politiques publiques sur une base systématique, qui, si elle ne saurait nier les conflits d'intérêt qu'elles soulèvent, permet d'en envisager une meilleure résolution, au service de l'intérêt général.

CONCLUSION

La recommandation des économistes de l'environnement en faveur d'instruments recourant au signal-prix pour orienter efficacement les comportements d'émissions et les efforts de dépollution répond très directement aux préoccupations qui sont mises en avant aujourd'hui sous le vocable de développement durable. Celle-ci découle en effet directement d'une analyse qui retient comme objectif ultime celui de concilier au mieux croissance et protection de l'environnement.

La présence "d'externalités" apparaît par ailleurs au cœur de tous les problèmes de développement durable. La surexploitation des ressources halieutiques, par exemple, résulte d'un double mécanisme d'externalités : instantanée, si la libre entrée sur le marché conduit les entreprises concernées à négliger la dégradation des conditions de pêche qu'elles occasionnent à leurs concurrents ; et surtout inter-temporelle, l'état du stock légué déterminant la productivité des entreprises qui exerceront ultérieurement. L'expérience accumulée dans ce secteur a permis de vérifier maintes fois, aussi bien l'efficacité des instruments économiques comme les marchés de quotas, que le gaspillage associé aux approches réglementaires, qui souvent conduit à ajouter au problème de surexploitation initiale de la ressource une incitation au suréquipement...

Le fait d'avoir à gérer des risques externes à long terme rend particulièrement aigus les problèmes d'acceptabilité, de redistribution, et d'incitations .

La dimension "long terme" nécessite de préciser le taux d'actualisation approprié, c'est à dire les conditions dans lesquelles les générations présentes sont prêtes à sacrifier leur consommation pour accroître le bien être des générations futures, et que la puissance publique, ait la capacité à l'accepter. La dimension "risque" conduit à s'intéresser aux possibilités de leur mutualisation, et aux incitations à la prévention à mettre en place. Les mécanismes de responsabilité constituent dans ce cas le pendant de l'internalisation des dommages.

On ne peut donc être surpris que les lacunes de nos politiques environnementales en matière d'inflexion des comportements, que l'on observe par exemple dans le domaine des déchets ménagers, aillent de pair, dans le domaine de la gestion des risques, avec l'insuffisance de la prévention et l'absence de tarification du risque. Dans les deux cas le recours trop exclusif à l'instrument réglementaire est en cause.

Changer cet état de fait, en développent le recours aux instruments économiques, nécessite d'agir sur trois fronts : la vulgarisation de principes économiques de gestion publique, reconnaissant l'importance des prix et des incitations financières sur les comportements ; la disponibilité d'informations objectives sur les dommages environnementaux et les possibilités de les réduire, de manière à construire un consensus sur les politiques environnementales ; l'établissement de principes directeurs en matière de conditions d'emploi des différents instruments d'une part, de compensation et de redistribution des efforts d'autre part, pour en permettre l'acceptabilité.

**EVALUATION ENVIRONNEMENTALE,
INDICATEURS ET CALCUL ECONOMIQUE**

Les principes du développement durable insistent sur la transparence et les besoins d'information. En pratique, on assiste à un foisonnement de propositions en ce domaine, qui conduisent plutôt à une impression de confusion : soit que la portée et les limites des différentes méthodologies ou systèmes d'indicateurs sont difficiles à apprécier ; soit qu'ils recèlent des contradictions.

Afin de clarifier les débats sur ce sujet on se propose ici :

1. de montrer qu'il n'y a pas de contradiction de principe entre le schéma d'organisation de l'information environnementale qui s'est imposé progressivement "DPSIR" (pour Driving Forces, Pressions, State, Impact, Response), et l'évaluation économique de type coûts-avantages.
2. d'explicitier comment les instruments et les méthodologies utilisés correspondent aux différentes étapes de la démarche d'évaluation.

1 - Cohérence DPSIR – Calcul économique

Celle-ci peut être illustrée à partir du calcul économique, en considérant le cas stylisé de la fourniture de services économiques (q_t) affectant des ressources environnementales caractérisées par leur état s_t , par exemple un stock de polluants accumulés dans un milieu. On suppose que les politiques publiques (u_t) peuvent affecter soit le niveau d'activité (modes de production et consommation), soit les coûts de production marchands de ces services ($C(q_t, u_t)$), soit les conditions de renouvellement des ressources environnementales ($ds_t/dt=f(s_t, q_t, u_t)$).

Si l'on note v la valeur accordée par les consommateurs à ces services, $D(s_t)$ les dommages à la qualité de vie associés au stock s_t , p la valeur monétaire à attribuer à ceux-ci, et r le taux d'actualisation ; la politique optimale, du point de vue économique, correspond à la maximisation du bilan coûts-avantages actualisé suivant, qui considère comme surplus social la valeur des services économiques considérés, nette des coûts à engager pour y accéder et de la valeur des prélèvements opérés sur les ressources naturelles ou des dommages associés.

$$\max_{u_t} \int_0^{\infty} (v(q_t(u_t)) - C(q_t, u_t) - pD(s_t)) e^{-rt} dt$$

sous les contraintes $ds_t/dt=f(s_t, q_t, u_t)$ et $s(t_0)=s_0$

Un système d'information environnementale de type D.P.S.I.R fournit justement les données de base nécessaires pour poser un tel programme, puisque l'on peut identifier :

$$\boxed{D} \leftarrow q_t$$

$$\boxed{P} \leftarrow ds_t/dt=f$$

$$\boxed{S} \leftarrow s_t$$

$$\boxed{I} \leftarrow D(s_t)$$

$$\boxed{R} \leftarrow u_t$$

Le point clef de l'analyse économique est de se référer ensuite aux préférences de tous les agents concernés (telles qu'elles sont révélées par le marché pour v , ou telles qu'elles peuvent l'être par des études pour ce qui concerne les dimensions non marchandes pour p) pour valoriser les coûts et avantages, et apprécier le bilan des différentes politiques envisageables.

En pratique, cette démarche générale d'évaluation conduit à distinguer deux étapes polaires :

- une première étape, **descriptive**, correspondant à l'explicitation des contraintes de ce programme, c'est à dire à l'objectivation des enjeux concernés (DPSI)
- une seconde étape, **normative**, de définition des politiques (R) et d'évaluation de leurs performances. La référence en cette matière est alors la méthodologie OCDE.

Ces deux étapes bien distinctes se trouvent sous des vocables divers dans tous les processus d'évaluation : en matière de risque il est facile d'identifier la première à ce que l'on appelle alors l'évaluation (identification des risques, relations-dose effet, expositions), la seconde à la "gestion des risques" ou à la "décision".

Mais, on retrouve aussi cette distinction dans tous les processus de "reporting environnemental", qui considèrent successivement : les impacts de l'activité considérée sur l'environnement (descriptif) ; puis les objectifs fixés pour limiter ces atteintes, et les résultats obtenus (performances).

2 – La mise en œuvre du processus d'évaluation

2 – 1 Première étape : celle-ci correspond à l'objectivation des éléments "D" et "P" ; et d'un point de vue strictement descriptif, de "S" et "I". Elle est largement spécifique à l'évaluation environnementale, qui, considérant des enjeux non marchands, ne peut s'appuyer sur des comptes d'agents économiques pour obtenir l'information pertinente.

Dans un contexte marchand concurrentiel, la décomposition de ces comptes en volume et en prix fournit en effet directement des informations sur les technologies, la productivité marginale des facteurs étant égale à leur coût. Par ailleurs le fait que tous les agents soient confrontés au même système de prix permet de justifier des agrégations.

Tout ceci n'est plus accessible lorsque l'on considère les biens environnementaux, ce qui nécessite de construire des systèmes d'informations spécifiques, permettant d'appréhender les facteurs influençant l'environnement. Souvent ceux-ci doivent être appréhendés d'abord à des niveaux désagrégés. Ceci est l'objet des systèmes d'information environnementale, qui sont

nécessairement construits en liaison avec les observatoires thématiques (eau, déchets, air et climat, sols, nature et biodiversité, risques...)

A ce stade, il s'agit donc bien de systèmes d'information et non d'indicateurs.

2 – 2 L'évaluation des politiques correspondant à l'étape "normative" définie ci-dessus.

La référence en ce domaine est celle des calculs coûts-avantages. Les deux rapports Boiteux sur l'intégration des externalités dans le secteur des transports en rappellent les principes. Le point clef est de compléter les bilans de rentabilité marchands en y incorporant le coût social des dommages environnementaux.

En amont, ceux-ci nécessitent un recensement des biens environnementaux affectés, notamment des plus difficiles à renouveler, et donc des plus critiques dans une perspective de long terme. Dans une perspective de durabilité, une attention particulière doit être portée par ailleurs aux risques d'irréversibilité.

Ces deux éléments (recensement des ressources affectées et des risques d'irréversibilité) devraient être systématiquement visés par toute étude d'impact, qu'il s'agisse d'une réforme, d'un programme ou d'un projet.

A l'aval, il convient de mettre en place les indicateurs de suivi, permettant d'apprécier si la politique a été effectivement mise en œuvre, d'évaluer ses coûts effectifs (d'investissement et d'exploitation), et si ses objectifs ont été réalisés.

On peut là parler "d'indicateurs de suivi" car il s'agit en général d'informations plus spécifiques, définies en fonction des politiques ou projets considérés. L'important est de concevoir tôt ces dispositifs de suivi. Mais, la quantité d'information à recenser ensuite peut être relativement parcimonieuse ("réalisé par rapport à l'objectif" pour les éléments clefs du bilan ex ante).

2 – 3 L'étape intermédiaire

L'expérience montre que le processus d'évaluation est en général amené à introduire une étape **intermédiaire**, visant : à porter un jugement sur l'état de la ressource et les impacts à l'environnement ; à appréhender les évolutions tendanciennes en l'absence de réponse optimisée (scénarios, prospective).

Cette étape traduit, d'une part le fait qu'un système de données brutes n'est pas appropriable. Il faut donc mettre en perspective ces données...mais en essayant de rester objectif. D'autre part, on ne peut optimiser les politiques publiques de manière "aveugle". Il est donc utile de définir une évolution de référence.

L'idée de développer des indicateurs synthétiques pour établir ce diagnostic s'inscrit à ce niveau. Ceux-ci peuvent donc être très utiles comme on le voit avec les indicateurs d'écocoefficacité ou de découplage. Mais, il faut toujours garder à l'esprit que ceux-ci seront toujours incomplets, et que l'on ne peut donc se passer d'un système d'information plus complet en amont, auquel il faudra revenir dès que les simplifications ou biais associés à ces indicateurs ne pourront plus être considérés comme acceptables.

EVALUATION ENVIRONNEMENTALE ET EVALUATION GLOBALE :
Application au cas de la libéralisation de l'électricité

(source : Bureau et Scherrer [2003])

La place de l'évaluation environnementale au sein d'une approche globale peut être appréhendée dans ce cas à partir d'un critère de surplus classique, de type :

$$w = \int_0^x P(u)du - C - q * Z$$

x représente le niveau d'activité du secteur électrique ; p(x) la courbe de demande inverse correspondante ; C le coût des facteurs marchands nécessaires à sa production, assimilés à un facteur unique pris comme numéraire ; Z les facteurs environnementaux, assimilés à un seul dommage, valorisé par la société à q* par unité de dommage.

Notant q le prix implicite attribué à ces dommages par l'opérateur (c'est-à-dire leur niveau d'internalisation), et supposant des rendements constants, on aura $C = c(q) x$; $Z = z(q) x$; c(q) et z(q) correspondant donc aux coûts unitaires marchands et environnementaux de la production d'électricité. Le coût social unitaire correspondant vaut : $cs(q) = c(q) + q*z(q)$ et serait minimum pour $q = q^*$.

1. Impact de la libéralisation

Très schématiquement, trois effets principaux peuvent lui être associés :

- une élévation du niveau d'activité $x_1 > x_0$ suite à la baisse des prix.
- Une substitution de facteurs, le prix implicite de l'environnement passant de q_0 à q_1 , avec $q_1 < q_0 < q^*$ si la régulation environnementale du marché libéralisé est défaillante, $q_0 < q_1 \leq q^*$ dans le cas contraire.
- Un gain d'efficacité globale permettant une réduction de tous les facteurs utilisés (coefficients $0 < \rho < 1$).

2. Impact environnemental

Sous ces hypothèses, on peut écrire : $\Delta Z = (x_1 - x_0)\rho z(q_1) + x_0 z(q_0)[(\rho z(q_1)/z(q_0)) - 1]$

Le premier terme traduit l'effet de l'accroissement d'activité : il est défavorable à l'environnement, mais demeurera socialement justifié si $p(x_1) > \rho cs(q_1)$.

Le second terme synthétise l'éco-efficacité de la production, qui dépend à la fois de la productivité globale (ρ) et des substitutions $[z(q_1)/z(q_0)]$.

3. Evaluations globales

Ces éléments à prendre en compte peuvent être illustrés dans les schémas habituels d'équilibre partiel. Le cas défavorable (schéma 1) serait celui où il y aurait dégradation du coût social unitaire : $[\rho cs(q_1) > cs(q_0)]$ et un prix final trop bas, n'internalisant pas l'environnement (x_1 élevé). Le cas favorable est inverse (schéma 2).

Schéma 1

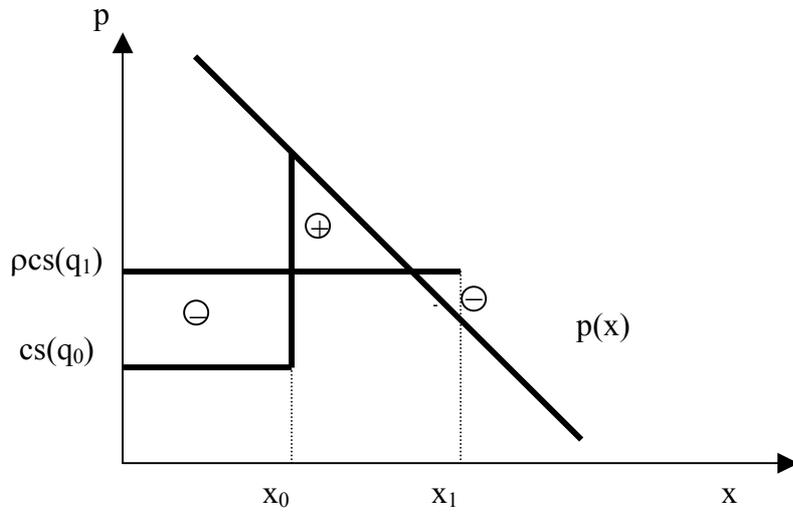
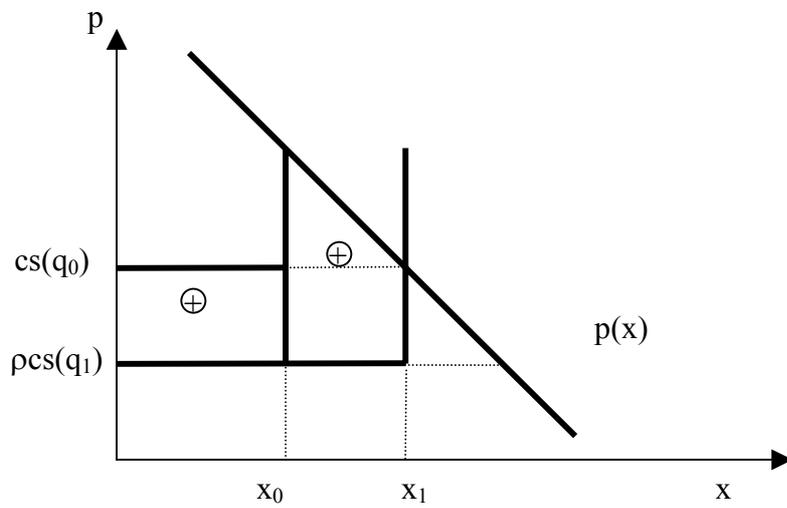


Schéma 2



Ces schémas illustrent la nécessité d'une analyse quantitative distinguant bien les contributions des différents termes. Elles peuvent évidemment différer selon que l'on considère les différents types de demande (fourniture en base ou en semi-base par exemple).