

QUESTION 6

Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvenients et difficultés de l'analyse coûts / bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision

Alban THOMAS¹, Estelle GOZLAN²

¹ INRA / LERNA, Université des sciences sociales, 21 allée de Brienne, 31000 Toulouse – Courriel : Thomas@toulouse.inra.fr

² INRA / INA-PG - Économie Publique, BP 01 - 78850 Grignon – Courriel : Esgozlan@grignon.inra.fr

Résumé

Nous montrons dans cette contribution que l'analyse coûts / bénéfices ne peut que rarement conduire à des prédictions fiables, et encore moins robustes, en termes de choix publics. Les données disponibles étant souvent limitées en nombre et en qualité, de nombreuses hypothèses restrictives sont nécessaires. De plus, pour mener une analyse coûts / bénéfices, il est nécessaire de disposer d'une distribution réaliste des événements que les politiques publiques cherchent à contrôler. Des approches plus économes en données d'entrée sont envisageables, telles que l'analyse coût / efficacité et le principe de précaution. L'introduction du risque dans les critères utilisés par les décideurs publics sera mise en avant. Il ne s'agira pas ici de rejeter le principe de l'analyse coûts / bénéfices, dans la mesure où cette approche est la seule théoriquement fondée qui incite à chercher une amélioration des informations scientifiques disponibles. Au contraire, l'objectif sera de montrer que, dans certains cas, des critères plus robustes sont préférables comme solutions de remplacement.

Intérêts et limites de l'analyse coûts / bénéfiques

L'analyse coûts / bénéfiques (ou ACB) est une méthode basée sur une mesure agrégée de la variation de bien-être d'une population de parties prenantes, consécutive à une décision publique. En tant que telle, elle vise à améliorer la qualité des décisions publiques (Kopp et al., 1997). L'intérêt principal de l'approche réside dans son caractère *a priori* exhaustif : en combinant les différentes composantes de dommages (coûts) évités par une politique avec les coûts liés à celle-ci, elle permet de représenter aisément par une mesure scalaire l'efficacité attendue d'un programme environnemental. Un point également intéressant est le fait qu'elle repose non sur les préférences des décideurs publics ou des scientifiques, mais sur les préférences de l'ensemble des citoyens (consommateurs, producteurs, électeurs).

Les avantages de l'ACB peuvent être résumés comme suit. Tout d'abord, de façon triviale, l'approche permet d'identifier les éléments ignorés pour lesquels une recherche scientifique doit être conduite. Ensuite, l'un de ses avantages principaux réside dans la facilité de comparaison de politiques dont les instruments et les modes d'instauration peuvent être très différents. Ceci est dû notamment à la procédure d'agrégation des bénéfices engendrés par les politiques.

Si les avantages de l'ACB sont bien connus, le débat est bien plus important concernant ses inconvénients. Nous pouvons séparer ceux-ci en deux catégories : 1) les inconvénients liés à son application en pratique, et 2) les inconvénients conceptuels.

Données nécessaires

Un élément fondamental dans l'application de l'analyse ACB concerne le volume et la qualité des données nécessaires. En effet, il faut disposer de l'ensemble des composantes de coûts et de bénéfices associés aux politiques envisagées, auquel il convient d'ajouter des paramètres relatifs à l'actualisation de ces flux dans le temps, et éventuellement des paramètres capturant les préférences des décideurs publics.

Une liste non exhaustive des données à récolter pourrait être la suivante, concernant (pour simplifier) une seule espèce envahissante et une seule politique de lutte :

- valeur actuelle moyenne de la biodiversité sur le territoire ;
- valorisation économique des ressources naturelles par l'agriculture, le commerce et l'industrie ;
- valorisation des ressources existantes par le tourisme ;
- proportions géographiques des zones et territoires potentiellement touchés par l'invasion biologique ;
- proportion des valorisations ci-dessus subissant une perte liée à l'invasion (ou probabilité d'invasion) ;
- coûts fixes associés à la politique (investissement en bâtiments et autres facteurs fixes, formation et éducation) ;

- coûts variables (personnel, consommations intermédiaires) liés à la politique ;
- données nécessaires pour évaluer les effets marchands (demande des ménages et des industriels, flux de commerce international, autres produits substitués, etc.) ;
- probabilité de succès de la politique ;
- taux d'actualisation à utiliser pour calculer la valeur nette actualisée des bénéfices et des coûts ;
- coefficients de pondération à utiliser dans le calcul de la somme des bénéfices sur différentes catégories d'acteurs (populations rurales ou urbaines, industriels, importateurs, etc.).

On constate souvent qu'outre les données économiques de base dont l'accès est relativement plus aisé, les données écologiques et biologiques sont plus rares. L'impact en termes économiques sur les secteurs d'activité passe par des éléments de réduction des volumes produits, ce qui se traduit par des baisses de chiffre d'affaires, alors que les impacts environnementaux devraient être en principe évalués pour chaque type d'espèce et/ou de milieu local touché par l'invasion. Dans la pratique, ce problème est résolu en estimant une valeur globale pour les coûts environnementaux dus à l'invasion, identifiée souvent par la valeur de la biodiversité perdue. En d'autres termes, la partie relative aux effets non marchands est dans la plupart des cas celle qui possède le plus faible degré de précision dans la liste des dommages.

Certaines informations quantitatives mentionnées ci-dessus sont plus ou moins subjectives, ou du moins nécessitent souvent de se référer à des études empiriques antérieures. Il s'agit notamment du taux d'actualisation et surtout de la probabilité de succès de la politique.

Concernant à présent une politique publique envisagée pour protéger un espace naturel avec un écosystème plus riche (grande variété d'espèces), de nombreuses études supposent pour simplifier les calculs que les impacts des invasions sont indépendants, et s'additionnent donc simplement. Une exception importante est à relever, cependant : le cas de la lutte contre des espèces concurrentes (prédateurs / proies), l'éradication de l'une d'entre elles entraînant des conséquences non triviales sur la probabilité de survie de l'autre. Des données plus complètes permettant de modéliser les interactions entre les espèces sont alors nécessaires.

(Manque de) Fiabilité de l'évaluation des bénéfices environnementaux

Cet inconvénient étant de loin le plus sérieux dans l'application de la méthode, nous présentons ici des éléments méthodologiques relatifs à l'évaluation des bénéfices environnementaux (non marchands).

Méthodes d'évaluation des biens environnementaux

Les biens environnementaux ont fait l'objet d'une littérature très importante depuis une trentaine d'années, concernant la mesure de leur valeur économique. Rappelons tout d'abord que cette dernière est une information nécessaire dans toute décision de politique publique impliquant des choix sous contrainte budgétaire et une certaine hiérarchisation des priorités. Même si le fait d'attribuer une valeur monétaire à des éléments plus ou moins

« subjectifs » ou intangibles peut encore surprendre certains, il ne faut pas oublier que cela représente un moyen très commode de comparaison (y compris inter-temporelle) de différentes options politiques.

Dans un second point, soulignons que si la valorisation des biens environnementaux est généralement faite par ou pour les pouvoirs publics, elle concerne dans la grande majorité des cas les consommateurs-citoyens-contribuables. Les pouvoirs publics souhaitent en effet connaître la valeur « sociale » de ces biens avant de prendre toute décision. On pourra objecter qu'un bien environnemental possède également une valeur intrinsèque pour les décideurs publics eux-mêmes, qui peuvent décider de la pertinence ou non de projets de préservation ou de restauration d'actifs naturels. Cependant, dans la mesure où les contributeurs finaux seront les consommateurs *via* un système de prélèvement (fiscal, en particulier), il apparaît naturel de se baser sur la valeur sociale du bien.

L'objectif majeur des pouvoirs publics étant de réaliser une allocation des ressources naturelles en cohérence avec la valeur sociale de ces dernières, l'évaluation des biens environnementaux ou naturels permet d'obtenir de l'information sur les bénéfices individuels d'une population de consommateurs. Cette information sera ensuite couplée à une seconde, concernant les moyens d'étendre les bénéfices d'une action publique à la population pertinente. Nous reviendrons sur cette seconde source d'informations plus tard, dans la mesure où elle est étroitement associée à des problèmes plus concrets d'échantillonnage et éventuellement de biais de sélection.

De façon générale, le problème est lié au fait que les biens environnementaux ne sont pas marchands : ils ne sont obtenus par aucune transaction monétaire, et les consommateurs n'ont donc pas d'expérience d'échanges et d'arbitrage concernant de tels biens. Par contre, ils sont souvent associés à d'autres biens, marchands ceux-là, pour lesquels un niveau de consommation et un prix sont disponibles (Johansson, 1999).

Afin d'évaluer les bénéfices pour les individus (les consommateurs) de l'usage ou de l'existence d'un actif naturel, il est naturel de considérer la variation de revenu associée à la variation de la quantité ou de la qualité de services fournis par cet actif naturel. Dans la théorie économique, les biens ou actifs naturels sont supposés fournir des « services » positifs en général, mais parfois négatifs, tout comme les biens de consommation usuels. On considère que les consommateurs font face à un ensemble de biens, certains marchands (associés par conséquent à un prix) et d'autres non-marchands. Ces derniers sont considérés dans la majorité des cas comme des biens publics, c'est-à-dire que leur accès est libre à tous, en partie en raison du fait qu'il n'existe pas de droits de propriété bien définis sur ces biens. Si l'on note $u(x, q)$ la fonction d'utilité du consommateur, où x est le vecteur des biens privés (marchands) et q celui des biens publics, la fonction d'utilité indirecte s'obtient par :

$$V(p, q, y) = \max_x \{u(x, q) \mid p \cdot x \leq y\},$$

où y est le revenu de l'individu et p le vecteur des prix des biens marchands. La demande ordinaire (ou Marshallienne) pour le bien privé i s'écrit alors en fonction des dérivées de la fonction d'utilité indirecte, comme suit :

$$x_i(p, q, y) = - \frac{\partial V(p, q, y) / \partial p_i}{\partial V(p, q, y) / \partial y}$$

Si nous disposons d'observations sur les quantités consommées de biens privés (et leurs prix associés), ainsi que des biens publics pour une population donnée de consommateurs, il est possible de construire une fonction de demande pour le bien privé comme décrit ci-dessus, après la spécification de la fonction d'utilité indirecte. Le fait de disposer d'une fonction plutôt que d'une estimation ponctuelle permet de simuler différents programmes environnementaux de préservation ou de restauration de biens environnementaux, pour des plages de valeurs non encore observées.

L'équation ci-dessus indique que, de façon générale, quelque soit le niveau des prix des biens marchands, la demande pour un bien privé dépendra du niveau de fourniture (quantité, qualité) des biens publics. Par exemple, si une certaine composante de x désigne un bien récréatif (un équipement de randonnée), l'environnement dans lequel ce bien est consommé ou utilisé influera sur le bien-être individuel issu de son usage (caractéristiques du paysage, flore, qualité de l'air et de l'eau, etc.). Même si les biens publics (ou, de façon équivalente, les attributs d'un bien naturel unique) ne sont pas valorisés sur un marché, ils sont néanmoins utilisés conjointement à un ensemble de biens marchands. On parle alors d'une **valeur d'usage** pour ces biens publics : leur usage est observé *via* des comportements marchands portant sur une catégorie de biens. La relation entre ces deux types de biens est particulièrement intéressante à analyser : si la demande pour le bien i augmente lorsque la quantité de bien public j diminue, on parle alors de **biens substitués**. Si les quantités demandées varient dans le même sens, on parle de **biens complémentaires** (la satisfaction tirée de la consommation du bien marchand est augmentée par l'usage du bien public). La façon d'analyser la valeur d'un bien public (ou de l'une de ses caractéristiques) est alors la suivante. Si l'on observe la consommation d'un même bien marchand dans deux environnements différents (et donc, avec deux niveaux d'usage du bien public) et que les deux biens sont substitués, alors une valorisation positive du bien public entraînera une diminution de la demande du bien marchand. Le contraire se produit dans le cas de deux biens complémentaires.

Ce type d'analyse est appelé « identification (partielle) des préférences par révélation » ou **approche des préférences révélées** : l'on déduit du comportement du consommateur des informations indirectes sur ses préférences en matière de biens environnementaux. Dans la pratique, les deux types de méthodes les plus populaires, associées aux préférences révélées, sont l'approche par les « prix hédoniques » et la méthode des coûts de transport.

Méthode des « prix hédoniques »

Dans ce cas, on dispose d'informations sur la valeur d'un actif marchand, acheté ou loué, comme la valeur foncière d'un bien immobilier ou le loyer d'un gîte rural. Si le marché pour de tels biens est suffisamment fluide et transparent, le coût d'acquisition ou d'usage va refléter, outre des caractéristiques intrinsèques (la surface, le nombre de pièces, etc.), la valeur de l'environnement local (beauté du paysage, absence de bruit, qualité de l'eau, etc.). En menant une analyse discriminante séparant (identifiant) les contributions individuelles de chaque attribut dans le prix final on peut, conditionnellement aux variables intrinsèques, fournir une estimation de la valeur de chaque caractéristique du bien public (dans ce cas, l'environnement immédiat). Le principe derrière cette approche est de considérer que les

consommateurs sont prêts à payer pour chaque attribut du bien, et qu'ils réalisent dans leur choix de localisation un arbitrage entre les différentes composantes du prix à payer (Smith, 1996). Notons que l'on retrouve d'ailleurs ici la notion de substitution ou de complémentarité éventuelle entre l'usage du bien public et la consommation de biens marchands : par exemple, un consommateur pourra vouloir échanger une surface habitable plus grande contre un environnement plus préservé.

Méthode des coûts de transport

Cette seconde approche est adaptée aux cas où les prix des biens marchands ne sont pas définis, ou bien sont relativement identiques selon les usages des biens naturels. On pense en particulier aux sites récréatifs, dont l'accès est souvent gratuit. Le facteur discriminant est alors le coût de transport, directement proportionnel au temps de trajet. La mesure de ces coûts de transport fournit une indication sur l'arbitrage effectué par le consommateur, dans son choix d'un site récréatif. En comparant avec les attributs observables de chaque site visité, l'on peut en déduire une valeur de ces derniers. Par exemple, un randonneur sera prêt à effectuer un voyage 2 fois plus long si les caractéristiques du site sont mieux valorisées par lui-même, pour un coût fixe et comparable des équipements utilisés. La probabilité de choisir un site parmi un ensemble d'options possibles peut être modélisée aisément comme une fonction des attributs observables de chaque site, et du coût de transport (modèle « Logit multinomial conditionnel » ou modèle hiérarchisé, par exemple). Dans ce type d'approches, il convient d'être particulièrement attentif aux biais de sélection éventuels. En effet, les enquêtes ayant lieu la plupart du temps sur les sites récréatifs, les résultats ne sont que rarement transposables à la population toute entière, les caractéristiques des personnes pouvant être différentes de celles de la population d'intérêt (problème d'échantillonnage). De plus, la fréquence de visite des sites risque d'être fortement surestimée si l'on ne se base que sur les déclarations de fréquentations des personnes présentes.

Mentionnons enfin une approche plus rare, mais appartenant à cette catégorie de méthode de « préférences révélées ». Si un consommateur considère que l'environnement est dégradé de telle sorte que son utilité en souffre, il peut vouloir se prémunir de conséquences indésirables (sur sa santé, en particulier) en investissant dans des mesures de protection. Par exemple, une détérioration de la qualité de l'eau d'un puits peut conduire à des achats d'eau en bouteille, l'acquisition d'un système de filtrage, etc. Ces **dépenses de protection** fournissent une indication indirecte sur le dommage subi par le consommateur. En comparant de telles dépenses dans des environnements dégradés à des échelles différentes, il est possible d'inférer une fonction de désutilité pour le dommage environnemental subi. De façon équivalente, cette désutilité peut être interprétée comme l'utilité de l'évitement du dommage (ou de la restauration du milieu).

Le consentement à payer

Dans le cas de nombreux actifs environnementaux, il n'existe pas d'usage bien défini ni observé, soit parce que des biens marchands ne sont pas associés à l'usage du bien naturel, soit parce que cet usage même n'existe pas encore (ou plus). Par exemple, la valeur pour un individu de la préservation d'une espèce menacée à des milliers de kilomètres de son lieu de résidence, dans un habitat difficilement accessible, peut être malaisée à quantifier. Le problème d'identification des préférences pour de tels biens publics se pose donc avec plus d'acuité que dans le cas précédent, dans la mesure où il est nécessaire de construire un marché fictif, dont les consommateurs n'ont aucune expérience. On parle alors de méthodes d'identification des préférences déclarées (*Stated Preferences*), par opposition aux

préférences révélées ci-dessus. Ces préférences sont particulièrement importantes à identifier dans le cas des **valeurs de non-usage**, comme décrit ci-dessus (Freeman, 1993), lorsqu'il n'existe pas de fonction de demande définie.

Il est utile de définir un concept central dans l'évaluation des biens naturels, celui du **consentement à payer** (CAP), ou *Willingness To Pay* (WTP). Il se définit comme le montant maximal que l'individu est prêt à céder pour voir la quantité ou la qualité d'un bien naturel s'améliorer ou, de façon équivalente, pour ne pas voir la situation se détériorer. Dans un cas extrême, le consentement à payer indiquera la somme que le consommateur est prêt à payer pour que la fourniture du bien public passe de zéro à une valeur strictement positive. Formellement, si l'on considère un bien public j valorisé positivement par l'individu ($\partial V / \partial q_j > 0$), et 2 situations q et q^* telles que $q^* \geq q$, le CAP est défini par la résolution du problème :

$$V(p, q^*, y - CAP) = V(p, q, y),$$

c'est-à-dire la valeur qui laisse l'individu indifférent entre les 2 situations : c'est la **variation compensatrice**, qui possède une interprétation utile en terme de bien-être. Notons que dans ce cas, il n'est plus indispensable de disposer d'un vecteur de biens marchands associés à l'usage du bien public, seules les variations de la fonction d'utilité indirecte par rapport à q et au revenu y sont utiles. Si cette fonction est linéaire en p , q et y , l'égalité ci-dessus donne :

$$\alpha p + \gamma q^* + \theta(y - CAP) = \alpha p + \gamma q + \theta y \Leftrightarrow CAP = \frac{\gamma(q^* - q)}{\theta},$$

soit la variation de quantité (ou qualité) du bien naturel ramenée à l'utilité marginale (constante) du revenu.

L'idée générale est de mener une enquête directe auprès d'une population de consommateurs, et de leur demander de se placer dans une situation d'usage fictive, à laquelle correspond un prix ou un coût d'usage (Kriström, 1999). Les enquêtes les plus utilisées consistent en des questionnaires décrivant un projet environnemental et des vecteurs de paiement associés (taxe locale, impôt supplémentaire sur le revenu, etc.). La personne enquêtée peut dans certains indiquer une réponse qualitative indiquant une acceptation du projet ou un refus (questions fermées), ou encore indiquer une valeur continue de son consentement à payer. C'est la méthode de « l'évaluation contingente » (*Contingent Valuation Method*, CVM). La popularité de la méthode tient à son universalité : tout projet environnemental de préservation ou de restauration peut être envisagé, et la méthode engendre ses propres données. Il existe une littérature très abondante sur la façon d'analyser statistiquement les résultats de telles enquêtes, en fonction du type de questions posées. Par exemple, des préférences déclarées peuvent être identifiées à partir de questionnaires demandant aux personnes enquêtées de classer plusieurs options par ordre de préférence, chaque option étant repérée par un ensemble de caractéristiques bien précis. Un modèle « Logit contingent » est alors utilisé pour estimer la contribution de chaque attribut présent dans les différentes options à la probabilité d'un classement particulier (Haab et McConnell, 2002).

Limites de ces méthodes

Cependant, ce type de méthodes a connu de nombreuses critiques, tant dans les applications statistiques et économétriques, que d'un point de vue plus théorique. Tout d'abord, l'approche est purement hypothétique, et rien ne certifie que les comportements affichés correspondront effectivement aux comportements réels, en situation. La présence d'un biais stratégique est plus que probable, dans la mesure où les personnes enquêtées ont bien conscience que si le projet environnemental voit le jour, il sera financé vraisemblablement *via* des prélèvements obligatoires. Ensuite, des biais cognitifs sont fréquents, car les processus d'apprentissage dans la pratique sont assez lents, plus lents en tout cas que ceux exigés par le déroulement de l'enquête. Par comparaison, la formation d'une tactique d'acquisition d'information et d'achat pour des biens marchands usuels prend souvent un temps important. En général, la méthode est jugée « trop simpliste » et manque de fondements théoriques. Par exemple, il est fréquent de ne pas voir apparaître, dans les choix proposés lors des enquêtes, la présence de biens substitués auxquels la personne pourrait se référer.

D'un point de vue plus empirique, un problème majeur concerne le nombre souvent élevé de réponses nulles : soit parce que les consommateurs refusent de payer pour le projet proposé, jugeant qu'il ne doit pas être financé par le contribuable, soit parce que la question est mal comprise, soit enfin parce que le consommateur estime que son surplus ne sera pas affecté par le résultat du projet. La difficulté est alors de distinguer les « vrais zéros » (le dernier cas ci-dessus) des « faux zéros », ce qui peut être fait en ajoutant des questions d'ordre qualitatif destinées à cerner les motivations d'une réponse nulle éventuelle. Un modèle avec questions ouvertes, dans lequel les personnes reportent une valeur continue de leur consentement à payer, est ensuite typiquement estimé par des méthodes pour variable dépendant limitée (modèle Tobit). Un second problème concerne les biais d'ancrage et d'inclusion. Le biais d'ancrage est typique des enquêtes apparentées à une « enchère », dans lesquelles l'individu choisit la valeur correspondant à son consentement à payer dans une liste restreinte de valeurs prédéfinies. Les réponses vont alors souvent être « ancrées » sur un petit nombre de valeurs, et ne pas refléter correctement la distribution des consentements dans la population. Le biais d'inclusion est surtout caractéristique des enquêtes à questions ouvertes, demandant aux consommateurs d'évaluer des biens environnementaux ou naturels assez éloignés de leur usage traditionnel. Il paraît logique de supposer que la valeur totale d'une région contenant plusieurs sites naturels ne doit pas être inférieure à celle d'un site particulier (les valeurs doivent être incluses dans un ordre trivial de grandeur). Or, on observe parfois un classement incohérent des options proposées, valorisant un élément à un niveau supérieur de celui de l'ensemble.

De façon générale, beaucoup de biais de ce genre peuvent être évités ou contrôlés si le questionnaire est rédigé suivant des principes de bonne pratique, et parfois grâce à un appui multidisciplinaire (psychométrie, sociologie, etc.). En réponse aux nombreuses critiques sur les études empiriques antérieures, un groupe de travail a proposé un véritable protocole d'enquête et de traitement d'enquêtes d'évaluation contingente : le « panel NOAA » ou « *NOAA Guidelines* » (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Les recommandations portent sur une série d'une douzaine d'aspects que les enquêtes doivent satisfaire, allant du type de questions au traitement des réponses nulles (voir plus haut). Depuis la publication de ce protocole en 1993, la méthode d'évaluation contingente connaît

moins de critiques de fond, et est fréquemment utilisée comme source d'information pour des analyses coût / bénéfiques associées à des programmes environnementaux.¹

Même si l'évaluation de biens environnementaux par les méthodes décrites ci-dessus peut être conduite avec un recul méthodologique suffisant pour une population échantillonnée, reste la question de l'utilisation des valeurs obtenues dans l'identification de la valorisation pour la population d'intérêt. Ce problème de « redressement statistique » de l'échantillon est le plus souvent traité en incorporant des variables de conditionnement (caractéristiques des individus enquêtés) aux enquêtes, ce qui permet ensuite de calculer une distribution marginale des valeurs par intégration des distributions conditionnelles. Si de telles variables ne sont pas disponibles, on multiplie alors simplement l'espérance de la valeur du bien naturel par la taille de la population concernée. Cependant, dans le cas de certains biens environnementaux, il peut être difficile d'évaluer cette dernière, précisément pour la même raison qu'il était malaisé d'évaluer une valeur de non-usage. À une imprécision statistique sur le niveau moyen de l'évaluation estimée du bien naturel, s'ajoute une imprécision parfois plus grande sur la taille de la population concernée. Un bon exemple de telles difficultés est donné par Cropper et ses collaborateurs (1992) concernant les procédures d'interdiction des pesticides par l'EPA aux États-Unis. À partir de données expérimentales sur des animaux cobayes, les risques de cancer sont d'abord estimés pour différents profils de personnes potentiellement touchées (consommateurs, applicateurs de pesticides, etc.), avec une grande incertitude sur la fiabilité de ce transfert. Ensuite, les probabilités d'apparition de cancers sont appliquées aux effectifs des populations totales concernées, là encore avec des hypothèses fortes sur le contour de ces dernières. Enfin, la probabilité d'interdiction par l'Agence fédérale américaine de l'environnement (USEPA) est estimée sur des données historiques et la valeur d'une vie perdue est utilisée pour calculer les impacts (en termes monétaires) d'une introduction de nouvelles molécules de pesticides.

Difficultés liées à la conceptualisation des bénéfiques environnementaux

Les critiques « conceptuelles » portent essentiellement sur le fait que l'ACB est utilisée dans le cas de politiques portant sur des biens non-marchands, et par conséquent incompatibles avec toute notion de valorisation économique. En effet, ces biens sont supposés publics dans la plupart des cas (leur usage par un individu ne peut être limité par l'usage d'autres utilisateurs). Cette critique n'est pas exclusivement adressée à l'ACB, mais concerne la théorie économique du bien-être (et donc celle de l'économie politique comme domaine d'application), qui place un poids important sur la nécessité de la satisfaction des préférences, comme mode de production du bien-être social. Par exemple, certains biens ou états de la nature peuvent être considérés comme essentiels pour les individus, sans pour autant leur procurer un bien-être immédiat (et encore moins quantifiable).

Une critique quelque peu secondaire porte sur le fait que l'ACB ne prend pas en compte les intérêts des générations futures. Ainsi, la valeur des bénéfiques engendrés par une politique publique particulière est calculée sur la période actuelle, et la valeur nette des bénéfiques calculée ensuite est basée sur une hypothèse de stationnarité des comportements et des allocations de ressources. Les préférences des générations futures sont par conséquent mal

¹ L'auteur de ces lignes a par exemple estimé le consentement à payer pour la préservation de l'ours brun des Pyrénées, la résistance à la trypanosomose du bétail en Côte d'Ivoire, et la valeur du paysage dans deux villages au Liban.

représentées, même si le coût des politiques est souvent engagé dans les premières années des programmes.

La critique la plus importante conceptuellement semble être le fait que les politiques environnementales sont nécessaires et souhaitables pour des raisons difficilement quantifiables. Des considérations éthiques, psychologiques, voire religieuses, sont peu monnayables dans la plupart des cas, et se reposer sur une évaluation des préférences de la société n'est pas toujours le meilleur moyen de garantir le respect de ces considérations. Les économistes abordent le problème en prenant l'unité monétaire comme l'un des vecteurs possibles, mais en n'excluant pas d'autres supports *a priori*. Ainsi, pour un individu donné, la valeur d'un « service » fourni par l'environnement et difficilement quantifiable pourra être mesurée par la somme que cet individu est prêt à payer pour ne pas voir disparaître ce service, ou encore par une autre unité de mesure (y compris un pourcentage de ce service). Par exemple, un consommateur pourra se déclarer prêt à renoncer à 10 % du service environnemental (beauté du paysage, biodiversité, nombre d'espèces menacées) en échange de la préservation de ce service.

Une autre critique porte sur le fait que l'analyse ACB n'intègre pas les aspects redistributionnels associés aux politiques publiques. Cette dernière critique est relativement peu fondée, une analyse structurelle complète permettant en effet de pondérer les différentes catégories de la population selon les préférences des pouvoirs publics. Ceci implique néanmoins une modélisation plus sophistiquée, intégrant des préférences des pouvoirs publics qui peuvent être dans certains cas identifiées à partir de programmes antérieurs. Un exemple concerne l'analyse des programmes de prévention en matière de santé, où la répartition des dépenses de recherche publique dans les différents domaines (ou maladies) permet d'évaluer la priorité des décideurs publics. Différents critères issus de l'économie du bien-être peuvent être mobilisés, dans l'optique de l'optimalité à la Pareto² entre les différents groupes concernés par la politique publique. Selon le critère de Kaldor, par exemple, une activité contribuera à l'optimalité de Pareto si le montant maximal que les « gagnants » (agents qui bénéficieraient de la mesure envisagée) sont disposés à payer pour que la mesure soit effectivement adoptée est supérieur au montant que les « perdants » sont prêts à accepter. Le critère de Hicks énonce quant à lui que la même activité contribuera à l'optimalité de Pareto si le montant maximal que les perdants sont prêts à offrir aux gagnants pour empêcher le changement est inférieur à la somme minimale que les gagnants sont disposés à accepter pour renoncer au changement. Si les deux critères sont satisfaits simultanément, les parties prenantes (gagnants et perdants) conviendront que le changement (l'activité proposée) déplacera la situation présente vers un optimum de Pareto (on parle alors d'efficacité à la Kaldor-Hicks). Une telle démarche peut être utilisée *a contrario* pour évaluer si les préférences des décideurs publics permettent déjà d'attendre un optimum de Pareto qui ne peut donc être amélioré.

Enfin, une dernière critique porte sur le phénomène d'écrasement des valeurs futures en raison d'un taux d'actualisation des bénéfices inappropriés. Ce point a été évoqué à la Question 5 (Thomas et *al.*, ce volume) et nous n'y reviendrons pas ici. Par exemple, avec un taux d'actualisation de 7 % par an (utilisé par le gouvernement fédéral des États-Unis dans les

² Un optimum de Pareto est défini comme une situation dans laquelle il n'est pas possible d'augmenter le bien-être d'un agent sans réduire celui d'un autre. Dans cette situation, l'allocation des ressources entre les différents agents est efficace (mais ce n'est pas un critère d'équité).

années 1990), le bénéfice à éviter 1 000 cancers fatals en 2025 est équivalent à en sauver 260 en 2005. Les intérêts des générations futures sont ainsi peu représentés dans les calculs sur la base de valeurs nettes actualisées.

Difficulté à conceptualiser et à évaluer les valeurs de non-usage

En ce qui concerne l'estimation de valeurs de non-usage (*non-use values* ; Freeman, 1993) ou d'existence, même si elles sont motivées par certains auteurs par un comportement altruiste ou de dons, ou encore par une motivation de legs (*bequest motive*) aux générations futures, de nombreux auteurs ont mis en doute l'existence même de telles valeurs, ou du moins la significativité de son niveau. En effet, dans la plupart des cas, les ressources naturelles au sens large sont valorisées en fonction de leur usage ; leur valeur d'existence ne devrait donc se concevoir qu'au travers de leur usage par les générations futures : c'est parce que les ressources ont une valorisation d'usage dans le futur qu'elles ont une valeur d'existence aujourd'hui.

Un autre problème dans la conceptualisation des valeurs de non-usage concerne l'hypothèse d'irréversibilité. En étendant l'analyse développée plus haut dans un cadre intertemporel, il est naturel de définir la valeur de non-usage (ou d'existence) comme la somme que l'individu doit acquitter afin de maintenir au niveau d'origine son utilité au cours de sa vie (*lifetime utility*). On suppose souvent que le dommage environnemental est irréversible (disparition d'une espèce, destruction permanente d'un habitat, etc.), ce qui implique que la valeur de non-usage peut être calculée comme la somme actualisée des variations compensatrices de bien-être pour les années futures (après destruction). L'expression de la variation compensatrice de bien-être entre deux situations (deux périodes) est :

$$CS = e(p, q^0, u^0) - e(p, q^1, u^0),$$

où $e(.)$ est la fonction de dépense, p le vecteur de prix des biens marchands, q le vecteur des attributs des biens environnementaux, et u^0 le niveau d'utilité initial (avant le dommage). La mesure de variation du bien-être CS exprime le montant exigé pour conserver l'utilité à son niveau initial, lorsque le dommage environnemental affecte la « qualité » du milieu (passant de q^0 à q^1).

Considérons à présent le cas d'une réduction temporaire dans la fourniture de services environnementaux : après un certain nombre de périodes, la qualité du milieu est restaurée suite à une découverte scientifique ou à des investissements importants (cas des réintroductions d'espèces locales disparues), par exemple. Il semble logique, au vu du cadre théorique plus haut, de supposer que la réduction (ou la disparition) temporaire du bien environnemental soit accompagnée d'une perte de valeur de non-usage, que l'on calculerait par la somme des variations compensatrices CS sur les périodes futures concernées par la réduction / disparition seulement. Cependant, si l'on considère une date proche du début de la période de réduction des services environnementaux, cette réduction aura un poids plus important dans la mesure de la valeur de non-usage calculée, par rapport aux périodes futures consécutives à la date de la restauration. On peut alors s'interroger sur le sens de ce calcul, pour une période éventuellement brève de disparition de la production de bien naturel ou environnemental, jouant un rôle important dans la valeur de ce dernier, alors que la majorité des périodes sur un cycle de vie sont associées à une existence réelle du bien. De façon triviale, il paraît critiquable de concevoir une valeur de non-usage non nulle pour un bien

public dont les services environnementaux sont identiques au début et à la fin du cycle de vie de l'individu. Le débat entre les économistes sur cette conceptualisation n'est pas éteint, mais a tendance à se reporter sur le front de l'analyse empirique dont on espère qu'elle permettra de tester la pertinence des hypothèses relatives à la valeur de non-usage ou d'existence.

Dans la littérature économique appliquée en général, les valeurs de non-usage ou d'existence sont essentiellement traitées sous la forme d'une utilisation de ressources naturelles non encore profitables, mais qui pourraient le devenir si les conditions de marché devenaient favorables. Ainsi des travaux sur la valeur de la biodiversité (Thomas et *al.*, Question 5 dans ce volume) ont traité de la probabilité de succès d'un produit commercial (pharmaceutique, notamment) issu de la biodiversité. Mais les estimations sont extrêmement difficiles à transposer, allant d'une valeur de 44 dollars par espèce à 23,7 millions de dollars. Cette approche est particulièrement mal adaptée au cas d'écosystèmes très riches comportant de nombreuses espèces de valeurs *a priori* très différentes.

Concernant maintenant l'évaluation empirique de la valeur de non-usage ou d'existence, deux possibilités sont utilisées. La première a été discutée plus haut, consistant à mener des enquêtes directes auprès des consommateurs-citoyens : la méthode d'évaluation contingente. La seconde, plus marginale, consiste à utiliser des données sur les financements par donation dans des activités d'organisations écologistes et de protection de la nature. L'idée étant que les dons reflètent la valeur pour les contributeurs des causes défendues par ces organisations, il serait possible au minimum de classer les différentes « causes environnementales » en fonction des valeurs totales des dons. Cependant, cette approche empirique se heurte à de nombreux problèmes : phénomène de « passager clandestin » (ou « *free rider* »), utilisation des fonds pour des causes et productions multiples, etc. En tout état de cause, ces derniers impliquent souvent que seule une borne inférieure pour la valeur d'existence peut être calculée.

Les mêmes problèmes se rencontrent dans le cas des dépenses publiques en matière d'environnement. Contrairement aux donateurs privés cités ci-dessus, les pouvoirs intègrent dans leurs choix la probabilité de succès de la politique, ainsi que la participation éventuelle de fonds privés complémentaires. Par conséquent, la répartition des sommes destinées aux différents programmes de protection environnementale ne reflète pas seulement la valeur des causes défendues, mais également la probabilité de succès de chaque programme et l'existence de sources alternatives de financement (sans parler de critères plus « politiques » de visibilité électorale des programmes).

Méthodes alternatives d'aide à la décision

L'ampleur des difficultés mentionnées ci-dessus ne doit pas conduire à rejeter l'ACB purement et simplement dans tous les cas. Au contraire, comme indiqué plus haut, l'intérêt de cette approche est d'inciter les décideurs publics à encourager la production de connaissances scientifiques supplémentaires, afin d'améliorer les outils d'aide à la décision. Le problème que nous adressons ici est plutôt celui de l'arbitrage à effectuer entre une méthode satisfaisante mais très exigeante en termes de données (l'ACB) et une méthode plus robuste, dans la perspective de fournir un critère de décision le moins tributaire possible du degré d'imprécision des méthodes. En d'autres termes, si les composantes estimées utilisées dans

l'ACB sont trop peu précises, des critères plus restrictifs, moins exigeants en termes de données, peuvent être considérés. Le problème de l'imprécision dans l'ACB ne peut être réglé à l'aide des théorèmes asymptotiques usuels ; en effet, la taille des échantillons utilisés est souvent limitée, et les théorèmes « central-limite » sont difficilement applicables à l'estimation du rapport de deux termes estimés de façon imprécise (bénéfices sur coûts). Siani et de Peretti (2003) présentent une méthode plus satisfaisante de construction d'intervalles de confiance d'un tel rapport bénéfices / coûts.

Le principe de précaution et la valeur d'option

Le principe de précaution a été introduit dans le droit français depuis 10 ans (loi Barnier du 2 février 1995), et devient de plus en plus une norme internationale en matière de gestion des risques (Principe 15 de la Déclaration de Rio en 1992). La généralité de son principe constitue certainement un atout mais également une faiblesse, dans la mesure où son interprétation reflète parfois une compréhension partielle, voire erronée (voir Treich, 2001). Lorsqu'une activité représente une menace pour l'environnement, ce principe recommande de ne pas attendre qu'une certitude sur les liens de cause à effet ou sur l'étendue des dommages soit scientifiquement établie pour prendre des mesures de prévention.

On assimile parfois le principe de précaution avec une recherche d'un niveau de risque nul, de la part des pouvoirs publics. En d'autres termes, l'inaction est préférable en présence d'incertitude manifeste sur les conséquences d'une politique d'intervention publique, si la mesure adoptée et mise en place implique un résultat incertain. Appliqué aux aspects sanitaires et environnementaux, il devrait conduire à inverser la charge de la preuve, les producteurs ou importateurs de produits devant prouver l'absence de nocivité de leurs produits avant la mise sur le marché ou le démarrage d'une activité de production. Pris dans ce sens restrictif de la recherche du « risque zéro », le principe de précaution ne serait pas compatible avec le fait que la croissance économique et le bien-être des sociétés sont tributaires des innovations et de leur diffusion.

Une autre façon d'aborder le problème est de revenir au fondement même du principe, à savoir l'absence de probabilisation suffisante sur les événements futurs liés à la diffusion d'un produit, d'une innovation ou les conséquences d'une politique publique (Kast, 2003). En d'autres termes, l'incertitude scientifique est trop grande par rapport à la nature des dommages probables ou possibles, ainsi que par rapport à leur intensité. Par contre, si l'on retient que la connaissance scientifique ne peut diminuer au cours du temps, alors le principe de précaution peut se définir comme un critère de prise de décision à un instant t , étant donné que l'information disponible aux périodes $t+1$, $t+2$, etc., est à même d'évoluer. Le principe vise à gérer l'évolution temporelle de l'incertitude scientifique, notamment l'arrivée de nouvelles informations.

Au lieu de retenir une règle du « risque zéro », selon laquelle toute décision contenant une part non nulle de risque doit être écartée, éventuellement dans l'attente d'informations ultérieures, une vision moins restrictive du principe de précaution consiste à sélectionner maintenant les décisions réversibles ou corrigibles dans le futur. Plutôt qu'un critère d'inaction, le principe peut être vu comme un critère motivé par le besoin d'une action immédiate (« agir avant de savoir », plutôt que le contraire, plus habituel). Afin d'utiliser le principe de précaution dans ce sens, il convient d'introduire une notion importante dans les modèles dynamiques avec incertitude, celle de la **valeur d'option**. Dixit et Pindyck (1994) ont constitué une analyse incontournable de cette notion. La valeur d'option est interprétée

comme la différence entre la valeur actualisée espérée, associée à une prise de décision après résorption d'une incertitude, et la valeur actualisée *ex ante*, en situation d'incertitude. La valeur actualisée espérée peut concerner la différence entre les bénéfices et les coûts d'une politique, ou d'une action privée.

Considérons la formalisation du problème de la façon suivante. Un décideur public envisage une mesure dont le coût immédiat est noté C . L'incertitude scientifique sera levée à la prochaine période (on suppose pour simplifier un modèle à 2 périodes, aisément généralisable). Le bénéfice futur à la période suivante est incertain : il vaut B_H avec probabilité p et B_L avec probabilité $1-p$, avec $B_H > B_L$. Avec une ACB classique, la mesure sera mise en place si le bénéfice espéré actualisé est supérieur au coût. Si β dénote le facteur d'actualisation, la valeur actualisée espérée (différence en espérance entre bénéfices et coûts) vaut :

$$VAE = \frac{\beta [p B_H + (1-p) B_L]}{1-\beta} - C,$$

et la mesure sera adoptée si $VAE > 0$. Ce premier critère de décision ignore le fait qu'une information va devenir disponible à la date suivante.

Considérons à présent une stratégie alternative, consistant à attendre la levée de l'incertitude scientifique avant de décider si la mesure est mise en place ou non. Le décideur public adoptera la mesure si le bénéfice supérieur est le vrai (B_H), ce qui se produit avec la probabilité p . La valeur actualisée de cette seconde stratégie est alors :

$$VAE^* = \frac{1}{2} \beta \left[\frac{B_H}{1-\beta} - C \right],$$

et le décideur adoptera la mesure si $VAE^* > 0$. La différence $VAE^* - VAE$ est la valeur d'option. Elle privilégie la prudence à court terme, conformément au principe de précaution. Par contre, comparée à l'ACB, la valeur d'option conduit à amender cette dernière dans le sens de critères plus durs d'acceptabilité, et moins favorables à la prise de risque (Treich, 2001). Une application est proposée par Mahul et Gohin (1999) dans le cas de la gestion de la tremblante du mouton en Bretagne. Leur modèle suppose qu'une incertitude existe quant au taux de dissémination de la maladie à la seconde période. Les autorités sanitaires peuvent prendre la décision de vaccination à la première ou à la seconde période. En fonction des scénarios envisagés (probabilité réelle de contamination et dissémination), la valeur d'option atteint 20 millions de FF (en 1999) ou peut être négative. Dans ce dernier cas, les coûts liés à l'attente de la résolution de l'incertitude sont supérieurs au gain, et une vaccination immédiate à la première période est préférable. Farrow (2004) applique la théorie des options réelles (Dixit et Pindyck, 1994) à l'analyse du *Clean Air Act* aux États-Unis, et au maïs génétiquement modifié.

On le voit, le caractère irréversible des décisions (ou des conséquences de ces événements) est un facteur majeur dans l'analyse. Également, les préférences des décideurs publics constituent l'élément essentiel dans le choix de l'application ou non du principe de précaution. Si ce dernier est interprété dans le sens de la recherche du « risque zéro », alors la

vision limitative du principe sera considérée. Ce pourra être le cas notamment de situations pour lesquelles la distribution des bénéfices futurs, ou la date de levée de l'incertitude scientifique sont inconnues. En général, une situation d'incertitude pour laquelle la probabilité d'un événement défavorable ne peut être obtenue (pas de probabilisation), implique que les événements rares et associés à des dommages importants seront surévalués par rapport à une approche probabiliste dans laquelle les espérances des gains et pertes peuvent être obtenues.

En résumé, le principe de précaution admet deux interprétations, l'une restrictive et associée à la recherche d'un « risque zéro », la seconde associée à la recherche du meilleur « timing » des décisions, en fonction du flux d'informations disponibles dans le temps. La notion même de « risque zéro » étant peu réaliste dans la pratique car impliquant des coûts économiques importants en termes de perte de compétitivité et d'attractivité des territoires, la seconde utilisation du concept semble préférable. Elle implique toutefois un minimum d'informations sur le taux de progression des connaissances scientifiques, mais se prête relativement aisément à des exercices de simulation calibrés sur des données biologiques et économiques réelles. Farrow (2004) identifie ainsi quatre catégories d'approches du principe de précaution, de la moins à la plus limitante. Dans la pratique, le principe de précaution devrait donc parvenir à réaliser un arbitrage entre deux risques : 1) celui de prendre des décisions trop tardives (conduisant alors à des dommages éventuels très importants), et 2) le risque de prendre des décisions trop hâtives, avec pour conséquence un frein important à la croissance économique.

Le débat entre les partisans et les adversaires des deux approches, l'ACB et le principe de précaution, n'est certainement pas clos (Ackerman et Heinzerling, 2003). Les partisans de l'ACB semblent *a priori* privilégier l'hypothèse que les risques catastrophiques (changement climatique, par exemple) sont très improbables, et que les sociétés ont de toute façon le temps de s'y préparer. Au contraire, les détracteurs de l'ACB estiment qu'en l'absence de probabilités fiables à associer aux différents scénarios, il est impossible de calculer des dommages espérés (et donc des bénéfices espérés liés à l'action des pouvoirs publics). Un compromis relatif se dégage avec la vision de Posner (2005), selon lequel le principe de précaution peut être tempéré suffisamment pour correspondre à une extension de l'ACB, dans laquelle l'aversion au risque (des décideurs publics ou des consommateurs) serait prise en compte. En d'autres termes, l'ACB intégrerait dans ses composantes de coûts un facteur proportionnel à l'intensité du risque encouru. La règle de décision deviendrait alors dépendante du degré de préférence pour une protection contre le risque, de la part des pouvoirs publics.

Simberloff (2005) souligne que la difficulté à obtenir les données nécessaires à quantifier les risques liés à une introduction d'espèce particulière ne permet que rarement de prendre une décision définitive concernant l'exclusion de ce mode d'introduction. Une approche alternative, compatible avec le principe de précaution, et inspirée de O'Brien (2000) consiste à se concentrer non pas sur une voie d'introduction particulière, mais sur l'objectif attendu de cette introduction (bénéfices économiques, par exemple), et de tenir compte de tout l'éventail de choix qui permettraient de réaliser cet objectif plutôt que de tenir compte d'une introduction en particulier.

Les analyses « Cost Efficiency » et « Safety First »

Nous présentons une catégorie différente de règles de décision pertinentes dans le cas d'événements risqués, tels que les invasions biologiques. La première, l'analyse

coût / efficacité (*Cost Efficiency Analysis*, CEA), est parfois considérée comme un cas particulier de l'ACB ; nous la présenterons donc très brièvement. Le second type de règles correspond à un critère différent de la part des pouvoirs publics, plaçant le risque encouru dans une position centrale.

A la différence de l'ACB, qui cherche à déterminer la pertinence d'une décision de politique publique *ex ante* étant donné ses coûts, l'analyse coût / efficacité part de l'objectif environnemental à atteindre comme donnée exogène. Les décideurs publics peuvent, par exemple, souhaiter une diminution des établissements d'espèces sur un territoire donné de 10 % dans les 5 ans à venir. On cherchera alors la politique qui conduira à ce résultat au moindre coût, étant donné les meilleures solutions techniques disponibles. Ce critère correspond à la norme BATNEEC (*Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs*). Alors que l'ACB implique souvent que les coûts des politiques soient bien connus mais que les bénéfices soient incertains, l'approche coût / efficacité suppose que la flexibilité provienne des coûts, pour un bénéfice futur prédéterminé. En fonction de la nature du problème et des données disponibles, cette approche plus restrictive en ce qui concerne les bénéfices futurs peut s'avérer plus robuste qu'une analyse coûts / bénéfices. En particulier, lorsque les décideurs publics ne possèdent pas suffisamment d'information sur les bénéfices espérés d'un ensemble de mesures, ils peuvent déterminer arbitrairement un objectif allant dans le bon sens, d'un point de vue qualitatif. Bien entendu, le caractère optimal du choix de l'objectif public n'est pas garanti, ce qui peut conduire à des politiques peu efficaces sur le long terme, d'un point de vue environnemental. Des objectifs tels que les taux de réduction des émissions de gaz à effet de serre, suite au Protocole de Kyoto, ou des objectifs de réduction de la concentration en nitrates dans les nappes souterraines sont des exemples de telles politiques. Au final, les décideurs publics disposent d'une solution technique dont le coût est le plus faible dans la gamme des solutions envisageables, pour un objectif déterminé.

Considérons à présent les approches basées sur la recherche d'un risque minimum. Plus précisément, cette catégorie de stratégies s'intéresse aux événements « extrêmes » dans la distribution de probabilité liée aux événements étudiés. La stratégie la plus simple est celle du « *safety first* », « la sécurité d'abord », consistant à rechercher la politique assurant la minimisation de la probabilité d'un événement défavorable (Roumasset, 1976). Si, par exemple, l'utilité sociale d'un bien environnemental est notée U , et si l'objectif est qu'elle ne diminue pas au-delà d'un seuil noté \bar{u} , alors le principe revient à :

$$\min_X \Pr[U < \bar{u}] = F[\bar{u}],$$

où X est une variable de contrôle du décideur public, et $F(\cdot)$ la fonction de répartition de l'utilité aléatoire. Par l'inégalité de Tchebychev, cette règle peut aussi s'écrire :

$$\min \frac{\bar{u} - E(U)}{SD(U)}, \text{ où } E(\cdot) \text{ et } SD(\cdot) \text{ sont l'espérance et l'écart-type de la variable,}$$

respectivement. Différentes variantes de ce principe sont disponibles en pratique :

- La règle « *safety first* » stricte où on maximise l'espérance des bénéfices (ou de l'utilité ci-dessus) sous la contrainte que la probabilité seuil ci-dessus soit inférieure à un certain seuil :

$$\max E(U) \text{ t.q. } \Pr(U < \bar{u}) \leq P^*, \text{ où } P^* \text{ est la probabilité seuil.}$$

- La règle « *safety fixed* » où on maximise l'utilité minimum que l'on peut atteindre avec une probabilité au moins égale à P^* :

$\max u$ t.q. $\Pr(U < u) \leq P^*$, où P^* est définie comme précédemment et u est l'utilité minimum.

- La règle « *Max-Min* », cas particulier de la règle « *safety fixed* », dans laquelle $P^* = 0$. On peut considérer ce cas comme une application du principe de précaution le plus strict, selon lequel on interdirait la moindre probabilité positive au passage de l'utilité sous un certain seuil.

Sous certaines hypothèses, plusieurs règles mentionnées ci-dessus peuvent s'apparenter à un critère de décision « moyenne-variance », selon lequel le décideur public cherche à maximiser un critère constitué de l'espérance des gains, diminué d'un terme proportionnel à la variance de la variable d'intérêt (l'utilité tirée d'un bien environnemental, par exemple). Ce type de critère intègre directement l'aversion au risque du décideur public *via* ses préférences en terme d'aversion au risque : il préférera le projet lui assurant la variance la plus faible, pour un même niveau espéré de bénéfices. De façon équivalente, il préférera le projet associé à un bénéfice espéré le plus fort, à un niveau donné de risque (de variance). Si ce critère est compatible avec l'hypothèse de maximisation de l'utilité espérée dans le cadre d'une aversion au risque, sous l'hypothèse de normalité du bénéfice et d'une forme de la fonction d'utilité du type CARA (*Constant Absolute Risk Aversion*), il n'est pas toujours réaliste. En effet, le critère moyenne-variance implique que l'aversion au risque ne décroît pas avec le niveau de bénéfice ; un décideur face à un bénéfice important aura une aversion au risque supérieure (ou identique) à celle dans le cas d'un bénéfice très faible (proche du niveau minimum admissible). Cette propriété n'est que rarement validée empiriquement, y compris dans le cas d'individus devant effectuer des choix risqués (producteurs agricoles, investisseurs financiers). Il est alors préférable d'utiliser une autre spécification pour la fonction d'utilité du régulateur, notamment une fonction DARA (*Decreasing Absolute Risk Aversion*) ou CRRA (*Constant Relative Risk Aversion*). De telles fonctions permettent en plus de considérer que le décideur n'est pas indifférent entre les risques associés à deux événements « symétriques », l'un très défavorable et l'autre très favorable. Il pourra ainsi chercher la politique lui procurant à la fois le bénéfice espéré le plus grand, la variance la plus faible, et l'asymétrie la plus forte (*skewness*) dans la direction des événements les plus favorables (Bontems et Thomas, 2000 ; Belhaj Hassine et Thomas, 2001).

Mentionnons enfin dans cette catégorie de stratégies visant à réduire le risqué, le critère MOTAD (*Minimization Of Total Absolute Deviations*, ou les moindres valeurs absolues) (Hazell, 1971). Très populaire en programmation mathématique, en raison de la simplicité à intégrer dans un algorithme de programmation linéaire, ce critère cherche la valeur la plus faible du risque mesuré comme la moyenne des valeurs absolues des écarts à la moyenne. En général, on cherche à minimiser ce critère en ne retenant que les événements défavorables (ceux inférieurs à la moyenne, par exemple).

Application aux espèces envahissantes

L'incertitude, dans le cas des espèces envahissantes, porte moins sur le fait qu'un dommage est possible (suffisamment de cas d'introductions ont été documentés par le passé), que sur l'étendue de ces dommages, et sur l'efficacité des mesures préventives envisagées. La

réglementation influence la distribution des issues environnementales, mais la probabilisation des issues possibles requise pour une analyse coûts / bénéfices s'avère le plus souvent difficile.

Mumford (2002) souligne la nécessité d'un cadre analytique cohérent qui sous-tende les décisions en matière de réglementation des espèces envahissantes, et rappelle que l'ACB peut fournir ce cadre transparent et objectif. En tant que principe, l'ACB a été largement adoptée comme un guide pour la prise de décisions d'ordre phytosanitaires, et constitue un élément de la gestion des risques à part entière dans les recommandations de l'IPPC, aux États-Unis et en Australie. De plus, le *New Zealand Biosecurity Act* de 1993 précise en quoi consiste une ACB appliquée aux décisions de quarantaine. Enfin, les réglementations européennes la recommandent également comme approche pour les décisions concernant les dommages à la biodiversité. Le principe de l'ACB est donc tout à fait compatible avec l'utilisation de listes blanches (ou noires).

Lorsque les données permettant la construction d'une ACB font défaut, plusieurs alternatives pratiques qui en conservent l'état d'esprit sont envisageables. Nairn et ses collaborateurs (1996) et Nunn (1997) discutent, par exemple, d'évaluations semi-quantitatives, ou d'arbres de décisions. La méthode utilisée par Cook (2001), de type « seuil de rentabilité », s'apparente à une ACB inversée, où l'on calcule le niveau de perte qui serait requis pour qu'une ACB recommande d'intervenir sur la base de bénéfices nets, puis on considère la probabilité que ce seuil soit effectivement dépassé. La Commission européenne (2000), prenant acte des coûts et des difficultés inhérentes aux méthodes d'évaluation des préférences environnementales, suggère, lorsque les données font défaut, de s'appuyer sur des chiffres obtenus dans des situations similaires ailleurs. Une autre alternative à l'ACB, moins coûteuse et nécessitant moins de données, proposée dans le livre blanc sur la responsabilité environnementale, est d'utiliser un « critère de raisonabilité » qui tient compte du consensus subjectif suivant lequel une gestion des risques serait raisonnable étant donné la connaissance actuelle du problème. Mumford souligne que ce critère est particulièrement adapté lorsqu'une décision rapide est nécessaire pour éviter qu'un envahissement s'étende au-delà d'un niveau contrôlable.

Ceci s'apparente à une approche de précaution. Bien que sujette à des interprétations diverses, une formulation opérationnelle généralement retenue du principe de précaution stipule que, là où les risques sur l'environnement provoqués par l'inaction réglementaire sont incertains mais non négligeables, l'inaction réglementaire est injustifiée (GISP, 2001). En d'autres termes, la justification en faveur de mesures préventives, si elle ne peut s'appuyer sur une analyse coûts / bénéfices en raison d'un manque de données, repose ici sur un argument de bon sens, la prévention étant généralement bien moins coûteuse que la réparation : « *An ounce of prevention is worth a pound of cure* ».

La question de l'allocation optimale d'un budget limité entre mesures de prévention et mesures de contrôle post-introduction d'espèces envahissantes n'est cependant pas triviale et constitue en elle-même un autre dilemme pour le régulateur public. Par exemple, dans le cas de *Diabrotica virgifera*, un insecte ravageur du maïs introduit accidentellement en Europe dans les années 1990, très mobile et connu pour faire chuter les rendements de manière considérable, la France a mis en place un programme extrêmement coûteux de surveillance, comprenant la pose de pièges, l'éradication des foyers découverts avec épandage de pesticides par hélicoptère, destructions des cultures de maïs et interdiction d'en replanter sur de vastes zones autour du foyer. Or, de nombreux spécialistes s'accordent à dire que, dans la mesure où

l'invasion a gagné du terrain dans des pays limitrophes (Italie, Allemagne) et que les zones à surveiller ne se limitent donc plus aux abords des aéroports, il est illusoire de croire que la France pourra rester indemne encore longtemps. Dans ces conditions, les autorités phytosanitaires sont confrontées à un dilemme entre la poursuite de cette stratégie coûteuse de prévention / éradication, et le passage à une stratégie d'adaptation (avec rotation des cultures ou plantation de maïs OGM). Cependant, l'éradication même très coûteuse peut être justifiée par la nécessité de conserver son statut de pays / région indemne (d'un ravageur particulier) auprès des instances internationales (OIE, IPPC) pour ne pas voir se fermer les marchés à l'exportation.

Kim et Lewandrowski (2003) tentent d'analyser l'allocation efficace de ressources entre les mesures d'exclusion (restrictions d'importation, inspections, etc.) et celles de contrôle (contrôle biologique, éradication, etc.), avant et après l'introduction d'une espèce envahissante donnée. Ils introduisent une fonction de dommage dans un modèle d'optimisation dynamique, et montrent que les mesures d'exclusion (pré-introduction) ont généralement une plus grande efficacité économique que les mesures de contrôle. Le cadre d'analyse proposé est d'une grande cohérence, mais en pratique son utilisation se heurte aux mêmes difficultés qu'une ACB classique, et requiert en particulier des données concernant le taux de croissance de la population envahissante étudiée, la fonction de probabilité que l'espèce soit introduite à l'instant t , et la relation entre la densité de population et l'effort de contrôle.

Conséquences attendues dans le cas de la Nouvelle-Calédonie

La discussion introduite ci-dessus concernant les méthodes utilisables pour nourrir l'aide à la décision publique fait souvent référence à la qualité des informations scientifiques nécessaires. Cependant, il ne faudrait pas penser que la recherche d'une stratégie optimale de prévention et de lutte contre les espèces envahissantes ne s'appuie que sur les données disponibles (existence, qualité). L'analyse coûts / bénéfices vise à classer les différentes politiques de lutte envisageables, qu'elles soient privilégiées ou non par les décideurs publics : dans sa version la plus simple, il s'agit d'un critère positif, et non normatif. Cependant, la simplicité de sa formulation masque une hypothèse de pondération uniforme des parties prenantes : la somme simple des bénéfices (allant aux différents secteurs économiques) utilisée dans les calculs implique que le décideur public est indifférent à la position relative des différents groupes d'intérêt. Il s'agit déjà d'une hypothèse sur ses préférences, même si elle n'est pas réellement informative.

Par contre, des stratégies alternatives telles que celles proposées ci-dessus, comme émanant du principe de précaution, intègrent des préférences plus sophistiquées des décideurs publics. En d'autres termes, l'ACB de base ne considère aucune stratégie particulière quant au processus d'amélioration de l'information scientifique, elle n'opère aucune pondération des différentes parties prenantes dans le calcul des dommages et/ou des coûts, et enfin elle n'intègre aucun comportement d'aversion au risque. Par opposition, les stratégies alternatives représentent des situations plus complexes, reflétant les préférences du décideur vis-à-vis du risque. Ainsi, la stratégie coût / efficacité part d'un pré-requis réglementaire et cherche la solution la moins coûteuse pour l'atteindre : c'est une vision dans laquelle les instruments économiques de marché ont un rôle moindre à jouer. Les stratégies « *safety first* » mettent

quant à elles l'accent sur la recherche d'un risque minimum, étant donné un niveau de dommage prédéfini.

On le voit, chaque stratégie reflète les préférences implicites (ou explicites) des pouvoirs publics, mais les données disponibles jouent un rôle important dans la mise en pratique de ces critères (leur calcul). Une analyse coûts / bénéfices étendue incorporant des préférences vis-à-vis du risque, la valeur d'option liée à l'arrivée d'informations scientifiques nouvelles, et une pondération des bénéfices associés aux différentes parties prenantes serait certainement l'une des meilleures solutions, car intégrant une stratégie « *safety first* » comme cas particulier.

En définitive, des méthodes alternatives plus robustes que l'ACB existent bien, pour peu que les données disponibles soient plus fiables ou intéressantes du point de vue du modélisateur. Par exemple, si les dommages peuvent être approchés avec plus de précision dans le futur, une approche de valeur d'option utilisant des scénarios d'impact est particulièrement intéressante à considérer. Si la probabilité associée au dommage est relativement aisée à construire, des approches « *safety first* » peuvent être envisagées, partageant avec la première approche l'avantage d'une probabilisation de scénarios. Mais encore une fois, la règle de décision doit être au préalable conforme avec les préférences des décideurs publics.

Dans le cas de la Nouvelle-Calédonie, l'éventail des politiques ou mesures envisagées reste relativement limité :

- une politique de quarantaine à redéfinir avec établissement de listes blanches ou noires ;
- d'autres voies d'inspection (containers maritimes, poste) ;
- des taxes pigouviennes.

Si l'objectif est de limiter les risques encourus liés à une application ou à un contrôle insuffisant, même au détriment des bénéfices d'un ou de plusieurs secteurs, une approche « *safety first* » devrait être utilisée. Dans ce cas, il est vraisemblable que le secteur des jardineries / pépiniéristes sera le plus affecté si la limitation souhaitée du risque entraîne des conséquences économiques importantes sur ce secteur. Par exemple, une liste blanche d'espèces dont l'importation est autorisée revient à interdire de fait toutes celles dont l'innocuité n'est pas avérée, et à faire porter les coûts de la précaution aux secteurs qui pourraient tirer profit de leur introduction, sans qu'une analyse coûts / bénéfices ait établi la preuve que les dommages évités ne justifient les pertes économiques causées. Un argument en faveur de cette approche serait d'amener les parties prenantes concernées à s'impliquer dans la production des données qui manquent au décideur public. Si, comme en Nouvelle-Zélande, la possibilité de monter un dossier de demande d'introduction est prévue, ceci permet de révéler les préférences réelles des agents concernés (les démarches ne seront entreprises que si l'intérêt commercial de l'introduction de l'espèce est suffisant aux yeux du demandeur), et éventuellement de les faire réfléchir aux modalités d'une introduction compatible avec les exigences environnementales du pays. Si les préférences des pouvoirs publics vont par contre dans le sens de la recherche d'un bénéfice total non-pondéré le plus élevé possible, une politique de répartition des coûts plus diffuse sera éventuellement préférée (tourisme, importations générales), au détriment d'une incertitude plus forte sur les bénéfices réels de la politique.

Enfin, nous pouvons avancer que l'urgence de la réaction publique doit être le facteur essentiel de décision. Si les pouvoirs publics en Nouvelle-Calédonie sont à la recherche d'une politique ciblée et efficace au regard de l'utilisation des fonds publics, permettant de lutter contre les espèces envahissantes préalablement répertoriées selon leur degré de dangerosité, alors il leur faut attendre plus d'informations scientifiques précises (valeur d'option). En d'autres termes, une analyse coûts / bénéfices digne de ce nom demandera un temps que les pouvoirs publics pourront ou non qualifier de précieux. Si, par contre, la situation est jugée suffisamment urgente pour que le principe de précaution s'applique, des critères comme ceux présentés plus haut permettront d'évaluer la pertinence des politiques entreprises à court terme, sur la base d'une information scientifique limitée. Ces dernières seront néanmoins moins efficaces à terme, mais permettront de ne pas voir la probabilité d'une catastrophe écologique s'accroître, liée à l'irréversibilité des conséquences des invasions.

Bibliographie

- ACKERMAN F., HEINZERLING L., 2004 - *Priceless: on knowing the price of everything and the value of nothing*. New York, New Press, 277 p.
- BELHAJ HASSINE N., THOMAS A., 2001 - Aversion au risque des agriculteurs et décisions de production : le cas de l'agriculture irriguée en Tunisie. *Economie Rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, 266: 91-108.
- BONTEMS P., THOMAS A., 2000 - Information Value and Risk Premium in Agricultural Production: The case of Split Nitrogen Application for Corn. *American Journal of Agricultural Economics*, 82(1): 59-70.
- COOK D. 2001 - An economic evaluation of the benefits from import clearance activities in Western Australia. *Australasian Agribusiness Review*, 9 : 11 p.
- CROPPER M.L., EVANS W.N., BERARD S.J., DUCLA-SOARES M.M., PORTNEY P.R., 1992 - The determinants of pesticide regulation: A statistical analysis of EPA decision making. *Journal of Political Economy*, 100(1): 175-197.
- DIXIT A.K., PINDYCK R.S., 1994 - *Investment under uncertainty*. Princeton, Princeton University Press, 468 p.
- FARROW S., 2004 - Using risk assessment, benefit-cost analysis, and real options to implement a precautionary principle. *Risk Analysis*, 24(3): 727-735.
- FREEMAN A.M., 1993 - *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*. Washington, DC, Resources for the Future, 496 p.
- GISP, 2001 - *Online Toolkit*. CAB International. En ligne : <http://www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/gtcsun.htm> .
- HAAB T.C., MCCONNELL K.E., 2002 - *Valuing environmental and natural resources. The econometrics of non-market valuation*. Cheltenham, Edward Elgar, 326 p.
- HAZELL P.B.R., 1971 - A linear alternative to quadratic and semi-variance programming for farm planning under uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, 53(1): 53-62.
- JOHANSSON P.O., 1999 – « Theory of economic valuation of environmental goods and services ». In Van den Bergh J.C.J.M. (Ed.): *Handbook of environmental and resource economics*. Cheltenham, UK, Edward Elgar: 747 -754.
- KAST R., 2003 - Calcul d'un coût économiquement acceptable pour la mise en pratique du principe de précaution. *Revue Economique*, 54(6) : 1307-1334.
- KIM C.S., LEWANDROWSKI J., 2003 - *Economics of managing invasive pest species: exclusion and control*. Selected paper of the American Agricultural Economics Association, Annual Meeting, July 27-30, Montreal, Canada.
- KOPP R., KRUPNICK R., TOMAN M., 1997 - *Cost-benefit Analysis and Regulatory Reform: an Assessment of the Science and the Art. Discussion Paper 97-19*. Washington DC, Resources for the Future, 60 p.
- KRISTRÖM B., 1999 – « Contingent valuation ». In *Handbook of environmental and resource economics*. Cheltenham, UK, Edward Elgar, : ?? p.
- MAHUL O., GOHIN A., 1999 - Irreversible decision making in contagious animal disease control under uncertainty: an illustration using FMD in Brittany. *European Review of Agricultural Economics*, 26(1): 39-58.
- MUMFORD J.D., 2002 - Economic issues related to quarantine in international trade. *European Review of Agricultural Economics*, 29(3): 329-348.

- NAIRN M.E., ALLEN P.G., INGLIS A.R., TANNER C., 1996 - *Australian Quarantine: a shared responsibility*. Canberra, National Centre for Disease Control, Department of Primary Industries and Energy, 284 p.
- NUNN M., 1997 - Quarantine Risk Analysis. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 41(4): 559-578.
- O'BRIEN M., 2000 - *Making better environmental decisions: an alternative to risk assessment*. Cambridge MA, MIT Press, 286 p.
- POSNER R.A., 2005 - *Catastrophe: Risk and response*. Oxford, Oxford University Press, 322 p.
- ROUMASSET J.A., 1976 - *Rice and risk: Decision-making among low-income farmers*. North Holland, Amsterdam (NL).
- SIANI C., DE PERETTI Ch., 2003 - *Is Fieller's method applicable in all the situations?* Document de travail GREQAM, Université d'Aix-Marseille II, 37 p.
- SIMBERLOFF D., 2005 - The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5): 216-222.
- SMITH V.K., 1996 - *Estimating economic values for nature: methods for non-market valuation*. Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing, 605 p.
- TREICH N., 2001 - Le principe de précaution est-il économiquement acceptable ? *INRA Sciences Sociales* n°6/00 (juillet 2001).