



**HAL**  
open science

## Bénéfices potentiels d'une amélioration de la qualité des eaux continentales

Jean-Pierre Amigues, Francois Bonnieux, Philippe Le Goffe, P. Point

### ► To cite this version:

Jean-Pierre Amigues, Francois Bonnieux, Philippe Le Goffe, P. Point. Bénéfices potentiels d'une amélioration de la qualité des eaux continentales. [Rapport de recherche] Inconnu. 1993, 111 p. hal-01905546

**HAL Id: hal-01905546**

**<https://hal.science/hal-01905546>**

Submitted on 7 Jun 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



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

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Station d'Economie et Sociologie Rurales

**DOCUMENTATION**

65, Rue de St Brieuc

35042 RENNES CEDEX

Tél. : 99.28.54.08 et 09



MINISTÈRE DE

**L'ENVIRONNEMENT**

**Direction de l'Eau**

**Direction de la Recherche et des Affaires Economiques et Internationales**

**BÉNÉFICES POTENTIELS D'UNE AMÉLIORATION  
DE LA QUALITÉ DES EAUX CONTINENTALES**

Etude réalisée conjointement par :

**I.N.R.A. - Stations d'Economie et Sociologie Rurales**

**Rennes, 65, Rue de Saint-Brieuc - 35042 Rennes Cedex**

**Toulouse, Chemin de Borde Rouge, Auzeville, B. P. 27 - 31326 Castanet Tolosan Cedex**

**et le C.N.R.S - LARE**

**Bordeaux, Université Bordeaux 1, Avenue Léon Duguit - 33604 Pessac**

**J. P. Amigues, F. Bonnioux, Ph. Le Goffe, P. Point**

Octobre 1993



## SOMMAIRE

<b>CHAPITRE I.</b>	<b>ÉLÉMENTS D'UNE VALORISATION.....</b>	<b>2</b>
<b>CHAPITRE II.</b>	<b>LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES ACTIFS NATURELS.....</b>	<b>12</b>
<b>CHAPITRE III.</b>	<b>PRÉSENTATION DES ÉVALUATIONS DISPONIBLES.....</b>	<b>35</b>
<b>CHAPITRE IV.</b>	<b>ÉTUDES DE CAS FRANÇAIS .....</b>	<b>79</b>
<b>CHAPITRE V.</b>	<b>ACQUIS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>95</b>
	<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>101</b>

# CHAPITRE I. ÉLÉMENTS D'UNE VALORISATION

L'évaluation des bénéfices potentiels d'une amélioration de la qualité des eaux continentales trouve ses bases théoriques dans le programme de recherche néo-classique dominant aujourd'hui en économie de l'environnement. Cependant, il ne s'agit pas de proposer un exposé théorique, mais plus modestement de fournir ici les définitions et les commentaires nécessaires à la compréhension du rapport. Ainsi, dans un premier paragraphe exposons-nous les multiples sources de valeur qui ont pu être identifiées par les chercheurs et nous aboutissons à une typologie des bénéfices. La difficile question de la relation entre critères objectifs et perception de la qualité fait l'objet d'un second paragraphe. Enfin, nous proposons dans un troisième paragraphe un découpage fonctionnel des bénéfices qui va servir dans la suite de l'exposé. Ce découpage agrégé correspond à un point de vue plus opérationnel.

## 1. TYPOLOGIE DES BÉNÉFICES

### *1.1. Notions théoriques*

L'évaluation des services fournis par les eaux continentales est nécessaire pour guider les choix publics. La connaissance des processus physiques et biologiques n'est pas centrale ici, car ce qui importe ce sont leurs effets sur le bien-être des individus. Ces services sont des catégories économiques dès lors qu'ils sont des sources de valeur. Une amélioration de la qualité des eaux continentales va se traduire par un accroissement des services offerts et donc du bien-être des individus directement et indirectement affectés. Pour un individu, la valeur des bénéfices est donc égale au consentement à payer pour obtenir cette amélioration. A l'inverse une détérioration affecte négativement le bien-être, la valeur des dommages qui en découlent pour cet individu est égale au consentement à payer pour l'éviter.

Comme on le voit bénéfices et dommages sont les deux faces d'une même médaille : ils se réfèrent tous deux à une même situation initiale et se rapportent à des variations de valeur induites par des changements de sens contraires. Les dommages se traduisent par une perte en termes monétaires parce qu'il y a une dégradation. Cette terminologie est celle des actions contre les pollueurs, les procès. Les bénéfices se rapportent à un gain exprimé toujours en termes monétaires du fait d'une amélioration. On est dans le contexte de la politique environnementale, qui est le nôtre ici.

Pour mener à bien l'évaluation des bénéfices d'un individu ou des dommages, on se réfère au concept de surplus du consommateur. La variation de surplus correspond au consentement à payer. Lorsque l'agent économique impliqué n'est plus un individu, mais une entreprise, le concept économique retenu est le surplus du producteur. Les variations du surplus du producteur fournissent une évaluation des bénéfices ou des dommages.

L'évaluation d'une variation de surplus dépend de la situation de référence. Pour le comprendre, considérons une amélioration de la qualité. Celle-ci a pour effet d'augmenter le bien-être individuel ; on aboutit donc à des évaluations différentes selon que l'on retient comme base de calcul la situation initiale ou la situation finale. Dans le premier cas, le consentement à payer est apprécié par la variation compensatoire et dans le second par la variation équivalente, cette dernière étant supérieure ou égale à la première. Une manière de choisir entre ces deux mesures consiste à raisonner en termes de répartition des droits de propriété sur l'environnement. Si l'on considère que le consommateur a droit à un environnement de meilleure qualité, c'est le niveau de bien-être après amélioration qui sert de base pour le calcul et on retient la variation équivalente. Si au contraire, c'est la situation qui prévaut qui définit le droit, on raisonne à partir de la variation compensatoire. Le choix est important, car dès que l'on considère des variations non marginales de la qualité, ces deux approches mènent à des évaluations sensiblement différentes.

Il convient aussi d'évoquer une difficulté qui tient à la nature complexe du bien eau. Celui-ci intervient dans la fourniture de nombreux services. Certes, toute évaluation doit procéder dans un premier temps à un calcul d'impact par service. Mais du fait d'incompatibilités évidentes, il y a des gains pour certains services et des pertes pour d'autres. Il faudra donc, dans un second temps, dépasser l'approche analytique et procéder à une agrégation sur l'ensemble des services.

## **12. Principes importants**

La mise en oeuvre du calcul des bénéfices s'appuie sur une typologie adaptée des services fournis par les eaux continentales. Légèrement modifiée, cette typologie pourrait également s'appliquer aux eaux littorales. On peut trouver différentes propositions de typologie (Freeman, 1982 ; Mitchell et Carson, 1989) qui ont leurs avantages et leurs inconvénients. En cette matière il y a toujours une part d'arbitraire et il importe de ne rien oublier. Présentons brièvement les principes qui président à l'établissement d'une telle classification.

Une première distinction doit être faite entre bénéfices liés à un usage et bénéfices non liés à un usage. A l'expression de non-usage, on préfère parfois celle d'usage passif suivant ainsi la proposition d'Arrow et al. (1993) dans le Blue Ribbon. Les premiers, les plus faciles à identifier, comprennent les usages directs *in situ* et les usages indirects (Boyle et Bishop, 1987). On s'appuie ici sur la différence entre les activités récréatives issues du contact direct avec le milieu naturel et les activités sans contact direct comme les activités audiovisuelles. Les activités *in situ* regroupent deux catégories selon qu'il y a un prélèvement (chasse au gibier d'eau, pêche) ou simplement contact avec la nature (observation, randonnée, canotage...). Ces activités peuvent être reprises dans un contexte de production de façon à englober les prélèvements de l'agriculture et de l'industrie, l'assainissement et la navigation.

L'identification des bénéfices qui ne sont pas liés à un usage est plus difficile. Il convient tout d'abord de s'interroger sur le fondement du calcul de la valeur pour des bénéfices liés à la non consommation d'un bien. Weisbrod (1964) et Krutilla (1967) ont été les premiers à en discuter, et ont introduit la valeur d'existence qui serait fondée par la simple connaissance de l'existence d'un bien environnemental. Celle-ci est parfois confondue avec une valeur de préservation qui se fonde sur le désir de conserver la disponibilité du bien pour soi-même (valeur d'option), pour les générations futures (valeur de legs) ou parfois les contemporains (valeur de consommation partagée ou déléguée). Comme on le voit il y a un certain flou théorique autour des bénéfices qui ne sont pas directement liés à un usage. Certes il y a un certain accord sur leur réalité, mais discussion autour des motifs pour lesquels un individu est prêt à payer pour le maintien de sites et d'écosystèmes dont il ne tire aucun bénéfice direct ou indirect.

Pour certaines sources de valeur, il est difficile d'opérer cette séparation entre usage proprement dit et usage passif. Un site a une dimension propre qui est à l'origine d'un usage contemplatif qui provient de l'effet méditatif qu'il procure. L'effet bénéfique d'une vue de lac, ou du repos au bord de l'eau, est associé à la notion d'usage contemplatif. Mais il paraît difficile de le différencier des effets bénéfiques liés à l'existence du site, en effet les deux catégories s'expriment par les mêmes sentiments de bien-être et de quiétude. On rencontre les mêmes difficultés pour classer la valeur esthétique. La perception de la beauté, de l'unicité d'un paysage correspondent à des préoccupations sociales très présentes. Cette valeur peut être incluse dans le cadre de la valeur d'existence ou de préservation, mais intervient aussi dans des usages actifs. Les bénéfices que l'on tire en effet d'usages directs avec ou sans prélèvement, incorporent des éléments liés à la contemplation, à l'esthétique, à la beauté. Certes concevable, une subdivision stricte apparaît cependant peu opérationnelle.

Le prix d'option permet de tenir compte de la dimension temporelle des phénomènes. C'est une mesure *ex ante* de bénéfices en présence d'incertitudes (Chavas et al., 1986). En effet, les consommateurs n'ont pas une pleine connaissance de leurs préférences futures et de la disponibilité des biens environnementaux. La mesure du prix d'option essaie d'intégrer les incertitudes liées au futur. C'est pourquoi l'évaluation du surplus du consommateur est considéré comme insuffisante et que le prix d'option comporte une seconde composante. Il s'agit de la valeur d'option, qui peut s'interpréter comme une prime d'assurance. En effet, on peut la définir comme la volonté que l'on démontre à payer au delà du surplus espéré, en vue de l'obtention d'un usage direct et personnel dans l'avenir, pour une ressource naturelle.

L'existence d'une disposition à payer supérieure au surplus espéré relève de deux types de considération qu'il importe de bien distinguer. Si le consommateur a une certaine aversion pour le risque, il est prêt à payer en plus se son espérance de surplus, un certain montant correspondant à une prime de risque, pour avoir l'assurance de disposer du bien ou du moins

d'un certain montant monétaire couvrant les pertes si le bien environnemental n'était plus disponible sans l'avenir ou de qualité médiocre. Mais le consommateur peut être également prêt à payer au delà de son surplus espéré même s'il est neutre vis-à-vis du risque. S'il peut acquérir dans le futur de l'information susceptible d'améliorer son évaluation du bien environnemental, il peut être disposé à payer un certain montant monétaire pour préserver le bien naturel jusqu'au moment où il disposera d'une information suffisante pour une évaluation. Ce type de valeur d'option est appelé quasi-valeur d'option dans la littérature économique. Une évaluation correcte de la quasi-valeur d'option est intéressante dans tous les problèmes de décision en matière d'aménagements irréversibles d'espaces naturels préservés, elle intervient également dans l'évaluation des bénéfices liés à la biodiversité.

Comme on l'a vu la valeur de préservation n'intègre qu'une partie du prix d'option puisqu'elle ne retient que la valeur d'option. On peut s'interroger sur la possibilité de différencier ces deux composantes. Aussi, de nombreux auteurs préfèrent-ils considérer le prix d'option comme un tout.

### *13. Proposition de typologie*

La proposition de typologie que nous faisons retient douze catégories, subdivisées elles-mêmes en sous-catégories. C'est une application de la discussion précédente aux eaux continentales, ce qui conduit à privilégier certains aspects.

Les deux premières catégories (agrément et écosystème) sont centrées sur les aspects liés à la préservation du milieu. On retrouve dans les sous-catégories, la dichotomie entre usage actif et usage passif. Des aspects dynamiques interviennent en particulier lorsque l'on considère le fonctionnement de l'écosystème, mais aussi lorsqu'on s'intéresse à la mise en valeur. On a distingué les bénéfices liés à la contemplation, qui résulte de l'agrément intrinsèque. Ils regroupent des aspects liés à des usages qui peuvent être distingués d'un usage passif.

Avec les quatre catégories liées à des activités de prélèvement, on privilégie sur la capacité de support de vie, qu'il s'agisse de loisirs avec la pêche récréative ou la chasse au gibier d'eau ou d'une activité strictement commerciale. Pour les activités de loisirs, la composante usage passif est introduite, en effet la simple existence de la ressource peut être une source de valeur.

L'introduction des bénéfices liés aux activités de loisirs et de tourisme ne soulève pas de difficulté particulière. Les sous-catégories sont définies en distinguant les activités d'immersion,



celles pour lesquelles le milieu naturel ne sert que de support physique, et enfin celles qui se font sur la rive (promenade, pique-nique) privilégiant l'eau à regarder. Les besoins en quantité et qualité varient selon ces usages.

Les quatre catégories suivantes privilégient l'aspect facteur de production de l'eau. Compte tenu de son importance, on a isolé la fonction eau potable et épuration. L'eau est nécessaire à la vie mais fournit aussi un vecteur privilégié pour éliminer les déchets de l'industrie et du secteur domestique. Sa capacité d'assimilation constitue un support important aux activités de production humaine. En effet, la capacité d'assimilation ou d'absorption par un milieu de produits ou de sous-produits non désirés contribue à maintenir l'appareil de production existant et permet, dans une certaine mesure, une croissance de ce dernier. Ces usages de l'eau dépendent à la fois de la quantité disponible et de la qualité. L'agro-alimentaire et l'élevage exigent une qualité d'eau identique à celle de l'eau potable. Parmi les autres sous-catégories, nous isolons l'irrigation.

La dernière catégorie concerne l'ensemble des bénéfices pour la santé humaine entraînés par une amélioration de la qualité de l'eau, indépendamment de son traitement. Cette catégorie est fondamentale dans les pays en voie de développement, mais de moindre importance dans les pays développés eu égard à la qualité moyenne de la ressource.

## TYPOLOGIE DES BÉNÉFICES

### 1. Agrément (aménités)

- . contemplation
- . mise en valeur
- . usage passif

### 2. Ecosystème

- . observation
- . milieu d'étude
- . biodiversité
- . cycle biogéochimique
- . usage passif

### 3. Pêche de loisir (salmonidés, cyprinidés, carnassiers)

- . usage
- . usage passif

### 4. Chasse au gibier d'eau

- . usage
- . usage passif

### 5. Pêche commerciale

### 6. Aquaculture

### 7. Activités de loisir et tourisme

- . baignade
- . activités nautiques
- . promenade
- . services marchands

### 8. Eau potable et épuration

- . prélèvement
- . assimilation

### 9. Agroalimentaire et élevage

- . prélèvement

### 10. Agriculture et industrie

- . processus de fabrication
- . refroidissement
- . irrigation

### 11. Energie et transports

- . hydroélectricité
- . navigation

### 12. Santé humaine

- . contamination biologique
- . contamination microbienne
- . contamination chimique.

## 2. PERCEPTION ET MESURE DE LA QUALITÉ

Parler de la qualité de l'eau est à l'évidence une facilité de langage. La qualité est un phénomène multidimensionnel qu'il est difficile de réduire à quelques paramètres. Ainsi, toute mesure "objective" de la qualité est condamnée à un certain arbitraire. Pourtant, les autorités responsables de la gestion de la ressource en eau, soucieuses d'évaluer leur politiques s'efforcent de mettre au point des indicateurs de qualité. Une preuve de la difficulté qu'il peut y avoir à identifier la qualité réside dans le grand nombre d'indicateurs constitués dans ce domaine. Une étude en recensait pas moins d'une centaine aux Etats-Unis il y a une quinzaine d'années (Yu et Fogel, 1978). Il semble qu'en France un effort soit à consentir dans ce domaine. Le système de grilles multiusages a ses vertus dans une approche en termes de normes, mais il ne permet pas de décrire de façon satisfaisante l'évolution de la qualité comme le montrent les recherches de modalités standard d'appréciation de la qualité des eaux superficielles (Arthaut et Dupat, 1986).

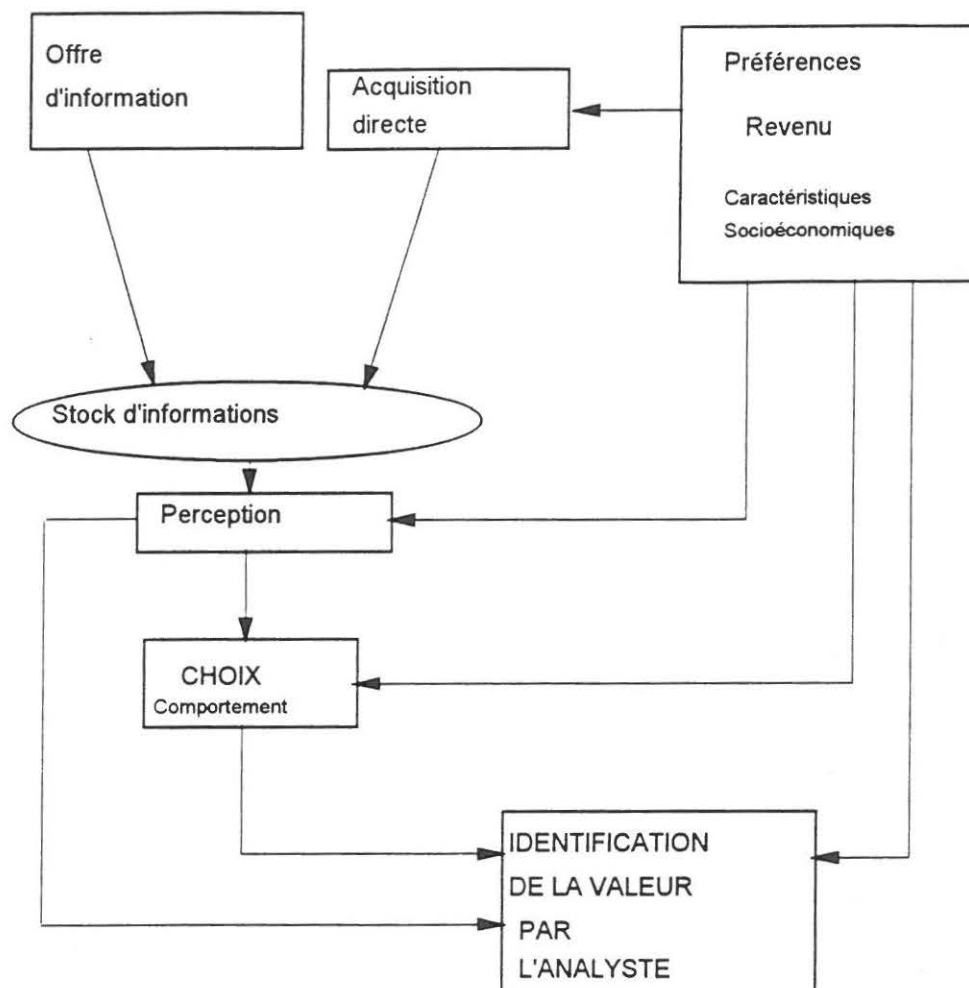
Au-delà de cette première difficulté, il faut avoir clairement conscience de ce que les bénéfices associés à une politique d'amélioration dépendent étroitement de la perception qu'ont les usagers de cette qualité. Ainsi s'il y a discordance entre mesures objectives et perception, on aura un obstacle majeur pour évaluer les bénéfices. En effet, l'amélioration peut ne pas être perçue par les usagers. Si c'est le cas, ces derniers ne modifieront pas leurs comportements. Toute mesure indirecte des bénéfices (s'appuyant donc sur des modifications de comportements) ne révélera que de très modestes gains.

Il est souvent difficile de séparer les composantes perception directe et niveau d'information des individus. Parfois c'est la perception directe qui est déterminante (par exemple : odeurs nauséabondes), parfois c'est l'information apportée. Si par exemple il est notoire que la qualité bactériologique d'un site est très dégradée, peu de gens iront s'y baigner. Si par contre la qualité s'améliore sans qu'on en informe les gens, la fréquentation aux fins de baignade restera faible. Cette information passe elle même par un filtre de perception. Il n'est pas exclu qu'après diffusion de l'information sur l'amélioration de la qualité de l'eau, il y ait un retard dans la modification des comportements. Il s'agit là de phénomènes souvent observés. Après la levée d'une interdiction de vente de coquillages liée à un épisode de pollution, on constate fréquemment que les achats ne reprennent que progressivement. En l'occurrence, cela signifie que pour les individus, la perte de surplus du consommateur se déploie sur une période plus longue que celle identifiée sur la base d'indicateurs objectifs. Ces points sont développés au chapitre 4 à partir de l'exemple des lacs alpins.

La figure 1 rappelle des évidences qui pourtant restent assez largement ignorées lorsqu'est posée la question de l'évaluation des bénéfices. L'information, à travers sa nature et la diffusion qu'elle reçoit joue un rôle déterminant mais difficile à saisir. On a pu montrer qu'un apport d'information pouvait faire évoluer le consentement à payer de manière significative,

Figure 1.

## Information, choix et mesure de la valeur



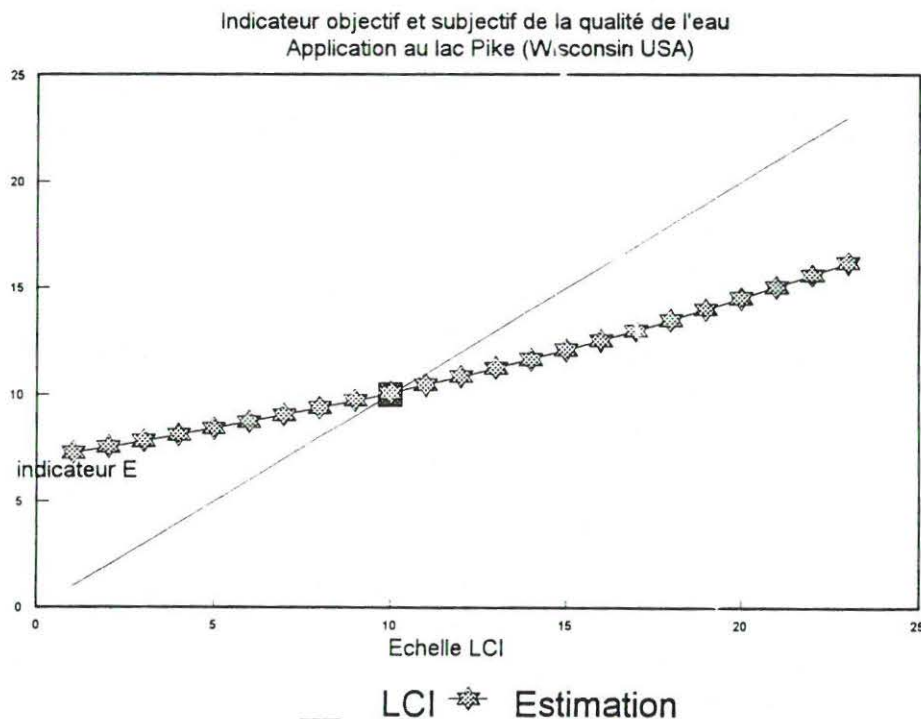
Les flèches en trait plein indiquent les relations qui influent sur le choix.

Les flèches en trait discontinu indiquent la nature des informations dont doit disposer l'analyste pour identifier la valeur.

(Samples *et al.*, 1986 ; Bergstrom *et al.*, 1990). L'identification de la valeur suppose que l'on puisse rapprocher les choix effectués des caractéristiques socio-économiques des individus, mais aussi de la perception qu'ils ont de la qualité de l'eau. Par exemple une étude récente montre, qu'en moyenne, 75 % des individus fréquentant les lacs du nord de la Nouvelle Zélande se baignent si la mesure de transparence de l'eau n'est pas inférieure à 1,5m (disque de Secchi). Pour que 90 % des individus trouvent l'eau propre à la baignade, il faut passer à une mesure de 2,75m (Smith *et al.*, 1991).

La relation entre indicateur normalisé et perception de la qualité au niveau individuel a fait l'objet d'assez peu d'études. Nous mentionnerons à titre d'illustration quelques résultats d'un travail mené sur les lacs du Wisconsin (Bouwes, Schneider 1979). Un indicateur de qualité des eaux dit LCI (Lake Condition Index) permet de classer les lacs en fonction de leur état sanitaire. L'indicateur varie de 0 à 23 en allant du meilleur au moins bon. Une enquête menée sur différents lacs a permis de faire noter par les usagers, la qualité de l'eau entre 0 et 23 en utilisant la grille du LCI. La relation entre les deux mesures est décrite à la figure 2. On constate que les individus ont tendance à sous-estimer la qualité lorsqu'elle est bonne, et à la surestimer lorsqu'elle est dégradée. Ce type de perception pénalise quelque peu les bénéfices tirés d'une variation positive de qualité.

Figure 2.



### 3. FONCTIONS DE L'EAU

Afin de faciliter la lecture de ce rapport, nous avons regroupé les bénéfices de la typologie en quatre fonctions :

- fonction AEP (alimentation en eau potable),
- fonction productive,
- fonction récréative,
- fonction écologique.

Chaque catégorie de bénéfices peut intervenir dans plusieurs fonctions, mais est principalement associée à une seule fonction. Par ailleurs, le manque de données ne permet pas de couvrir l'ensemble des bénéfices. Des bénéfices aussi importants que ceux associés aux processus de fabrication et de refroidissement sont mal connus. Compte tenu de ces remarques, l'étude de la fonction eau potable consistera en l'examen des bénéfices associés à l'alimentation en eau potable et à l'assimilation des déchets. L'examen de la fonction productive sera centré sur l'irrigation, qui joue, rappelons-le, un rôle stratégique étant donné l'importance des prélèvements qu'elle implique.

On associera à la fonction récréative tous les bénéfices associés aux usages liés à des loisirs (pêche de loisir, chasse au gibier d'eau et activités de loisir et tourisme) ainsi que les bénéfices relevant de l'agrément intrinsèque. Enfin, l'étude de la fonction écologique s'intéressera principalement aux bénéfices (hors prélèvement) dépendant du fonctionnement de l'écosystème. On isole ainsi les aspects de préservation, une définition plus large de cette fonction pourrait inclure les bénéfices liés à l'assimilation des déchets. Il y a ici une part inévitable d'arbitraire.

## CHAPITRE II. LES METHODES D'EVALUATION DES ACTIFS NATURELS

### 1. LE CONCEPT DE SURPLUS

L'idée d'utiliser le concept de surplus pour mesurer les bénéfices attendus d'un projet d'aménagement est fort ancienne puisqu'elle remonte à Dupuit (1844). Ce concept est d'ailleurs à la base de l'analyse coûts/bénéfices des projets publics. Avant de discuter son application à l'évaluation des actifs naturels, on présente brièvement sa définition et ses principales propriétés.

Le point de départ de l'analyse provient de la théorie économique du consommateur. D'après cette théorie, les consommateurs expriment des préférences entre différents vecteurs de consommation. Sous des hypothèses assez générales, ces préférences peuvent être représentées par une fonction d'utilité qui exprime le classement opéré par les consommateurs entre différents plans de consommation. Le surplus est une mesure de l'équivalent monétaire de cette utilité ou bien-être.

Confronté à un environnement économique composé de marchés pour les différents biens qu'il consomme et disposant d'un revenu limité, le consommateur exprime des demandes pour ces biens marchands. Les demandes individuelles résultent d'un mécanisme d'ajustement propre au consommateur au terme duquel il transforme une évaluation subjective du bien-être qu'il retire de sa consommation avec un revenu limité en comportement d'achat ou de vente de biens et services, qui impliquent des transactions monétaires. Réciproquement, l'analyse théorique montre qu'à des variations observées de ces comportements de consommation, on peut associer des variations de bien-être induites par les modifications des plans de consommation. Le surplus mesure l'équivalent monétaire de ces variations de bien-être calculé sur la base des modifications de comportement d'achat auxquelles elle correspond.

L'intérêt pratique de cette analyse est clair. En général, on n'observe pas directement le bien-être des individus qui ne s'exprime que sous forme de préférences pour certains plans de consommation par rapport à d'autres. Par contre il est assez simple de collecter statistiquement des données sur les prix et quantités de biens échangés sur des marchés et donc d'estimer des demandes pour ces biens. En calculant le surplus correspondant à des variations observées de niveaux de consommation de biens, on peut remonter à l'évaluation de la perte ou du gain en bien-être qu'elle entraîne. De plus, s'exprimant en termes monétaires, cette mesure du bénéfice ou du coût social de la variation de consommation peut être comparée au coût de la fourniture ou non-fourniture de cette variation, d'où son importance dans l'analyse coût- bénéfice.

Il est clair qu'une telle démarche doit pouvoir satisfaire à deux exigences minimales : permettre d'obtenir des évaluations réalistes, et fournir une information pertinente concernant l'impact sur le bien-être d'une modification de l'environnement économique des consommateurs. En d'autres termes ces évaluations doivent pouvoir être utilisées pour prédire la variation de bien-être résultant d'une modification de l'environnement avant de décider d'une telle modification.

Le souci de satisfaire à ces deux exigences a motivé un nombre considérable de développements tant théoriques qu'appliqués, que l'on va maintenant passer brièvement en revue. Bien comprendre l'objectif de ces développements est important si l'on veut pouvoir définir les limites des méthodes d'évaluation.

La définition la plus simple que l'on puisse donner du surplus peut être illustrée à partir de la Figure 3. Sur cette figure, on a représenté la fonction de demande d'un consommateur, cette fonction mesure le montant maximal de dépense qu'est prêt à consentir l'individu pour disposer d'une quantité donnée de bien. En général, on doit s'attendre à ce qu'un individu consomme plus de bien à des prix faibles qu'à des prix élevés d'où la décroissance de cette fonction. Notons qu'au prix  $p$ , la dépense effectivement consentie par le consommateur qui choisit de consommer à ce prix une quantité  $q$ , est la surface (a) sur la figure 3.

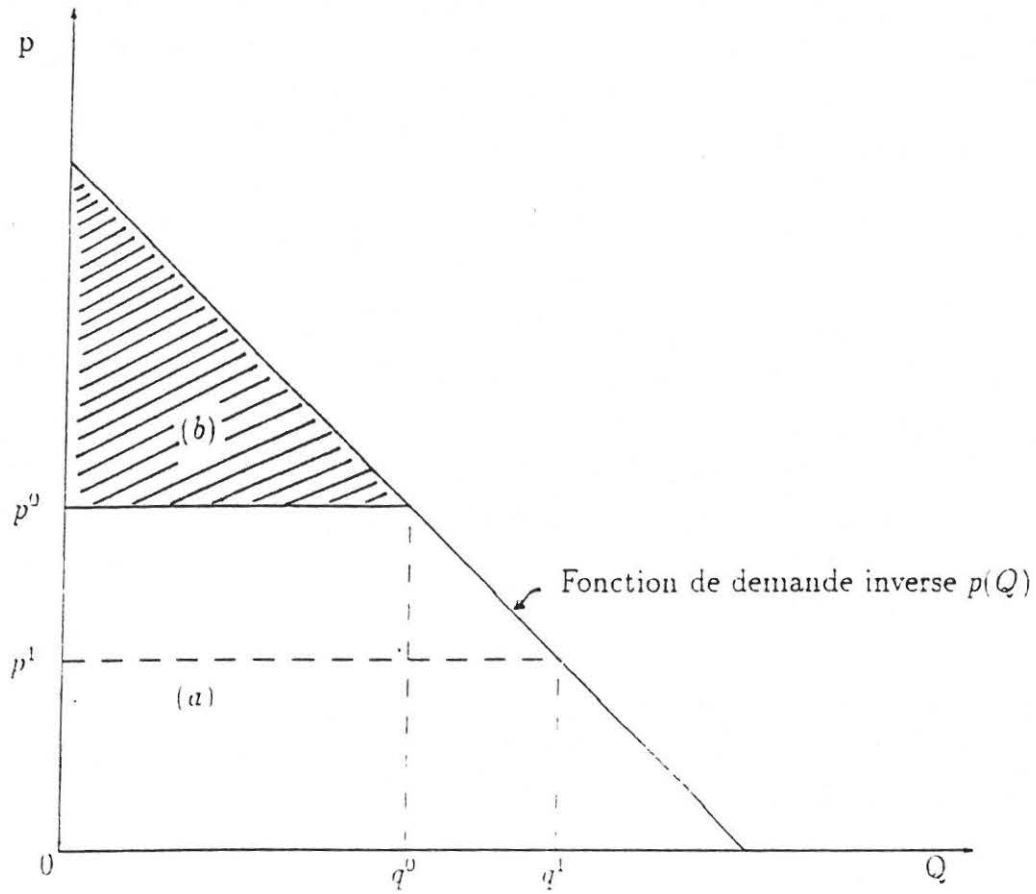
La surface (a+b) mesure la disposition maximale à payer pour disposer de la quantité  $q$ . La différence, représentée par l'aire (b), entre ce que le consommateur est disposé à payer et ce qu'il paye effectivement est appelé le surplus du consommateur, c'est à dire l'équivalent monétaire du bien-être procuré par la consommation de la quantité  $q$  du bien demandé, net de la dépense à consentir pour en disposer.

Supposons à présent que la quantité  $q^0$  de bien, mise sur le marché, ainsi que le tarif de fourniture  $p^0$ , résulte d'une décision des pouvoirs publics, et que ceux-ci envisagent de fournir une quantité  $q^1$  supérieure à  $q^0$ . Remarquons tout d'abord que le tarif qui permet d'écouler la totalité de l'offre supplémentaire devrait être  $p^1$ . Pour ce nouveau couple prix/quantité on peut définir un surplus. Il paraît alors séduisant de mesurer le gain de bien-être social permis par l'accroissement de fourniture du bien par la différence entre les niveaux de surplus correspondants respectivement à  $q^0$  et  $q^1$ . Une telle approche est en fait non pertinente.

En effet, l'expression de la demande pour un bien à un prix donné, ou de manière équivalente de la disposition maximale à payer pour consommer une quantité donnée, résulte d'un processus de sélection complexe du consommateur qui fait intervenir sa contrainte de



Figure 3. Représentation graphique du surplus



revenu disponible. On a vu que pour écouler le surcroît d'offre, il est nécessaire de diminuer le prix de fourniture du bien. Mais dans ce cas, à revenu fixé, le pouvoir d'achat augmente et le consommateur va pouvoir répartir ce gain de pouvoir d'achat sur tous les biens qu'il consomme. Le passage à un niveau de consommation  $q^1$  n'exprime alors que la conséquence de cette répartition sur la consommation de bien fourni, et le gain en bien-être tiré directement de cet accroissement de consommation n'est qu'un élément du gain total de bien-être permis par la diminution du prix. En d'autres termes, pour que la variation du surplus puisse être considérée comme une mesure valable du bénéfice d'un accroissement de fourniture, il faudrait qu'en tout point de la fonction de demande, le niveau de bien-être soit maintenu constant, ce qui ne sera jamais le cas en général en raison des conséquences de la variation du pouvoir d'achat du revenu sur la consommation des autres biens.

Dans une contribution majeure, Hicks (1943) tente de résoudre ce problème en introduisant des fonctions de demande idéales correspondant à des niveaux d'utilité constants. Ces fonctions de demande hicksienne sont souvent appelées compensées pour exprimer le fait qu'en chaque point de la fonction, on a procédé aux variations de revenu nécessaires pour maintenir l'utilité constante. Par opposition, les demandes conventionnelles ou marshalliennes sont à revenu constant mais à utilité variable d'un point à l'autre. Partant de ces fonctions de demande idéales, Hicks définit quatre mesures, dont on peut borner précisément les écarts par rapport aux mesures de surplus fournies par les demandes conventionnelles :

- La **variation compensatrice** mesure le montant à prélever sur le consommateur pour que son niveau de satisfaction reste inchangé après modification de la quantité fournie.

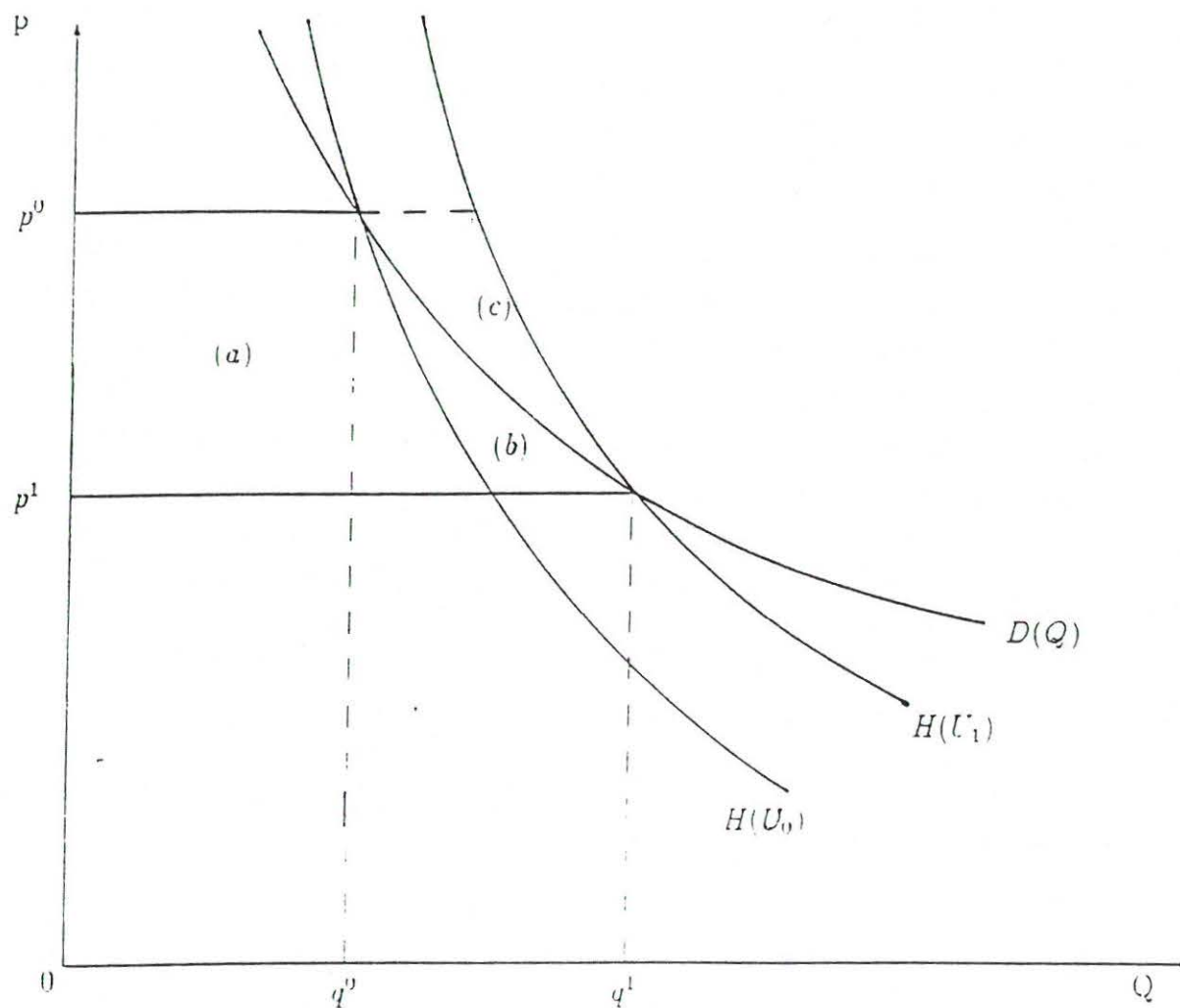
- La **variation équivalente** mesure la compensation à donner à l'individu pour lui permettre d'atteindre le même niveau de satisfaction qu'il aurait obtenu grâce au changement, en l'absence de variation effective de la quantité fournie.

- Le **surplus compensateur** mesure le prélèvement à effectuer sur le consommateur, le laissant indifférent au changement en termes de bien-être, si il était contraint d'acheter au nouveau prix la même quantité de bien qu'en l'absence de prélèvement.

- Le **surplus équivalent** représente le montant à transférer à l'individu, en l'absence d'un changement réel, pour qu'il soit indifférent au changement s'il était contraint d'acheter à l'ancien prix la quantité de bien qu'il aurait consommé sans la compensation.

Les deux premières mesures sont représentées sur la figure 4. Le surplus ordinaire est compris entre variation équivalente et variation compensée. La variation compensée apparaît comme une borne inférieure à la mesure des bénéfices de la variation ( $q^1 - q^0$ ), la variation équivalente comme une borne supérieure. Le surplus ordinaire quant à lui se situe entre ces

Figure 4. Comparaison des différentes mesures du bien-être



Surplus ordinaire : (a) + (b)  
 Variation compensée : (a)  
 Variation équivalente : (a) + (b) + (c)

deux bornes. Intuitivement, on conçoit que ces différences sont d'autant plus faibles que la variation envisagée est de faible ampleur et/ou la part de revenu consacrée à la consommation du bien ne représente qu'une petite fraction du budget total du consommateur.

Par ailleurs, les modifications de consommation en autres biens peuvent induire au niveau d'un ensemble de consommateurs, des variations de prix et donc de bien-être supplémentaires via l'ajustement des marchés. La méthode n'apparaît donc pertinente que pour des projets assez "petits", i.e sans conséquences macro-économiques importantes.

Randall et Stoll (1980) ont remarqué qu'en apparence ces mesures de bien-être hicksiennes sont d'un intérêt limité en économie de l'environnement. En effet, la plupart des biens d'environnement ne sont pas fournis par un système marchand. En particulier seules les quantités varient, mais il n'y a pas de prix de marché associé à la disponibilité de ces biens. Or les mesures de surplus compensé et équivalent étant, par définition, des mesures de variation de bien-être à prix fixé, elles permettent d'apprécier l'impact sur le bien-être de variations de quantité même en l'absence de mécanisme de mise en marché pour le bien d'environnement.

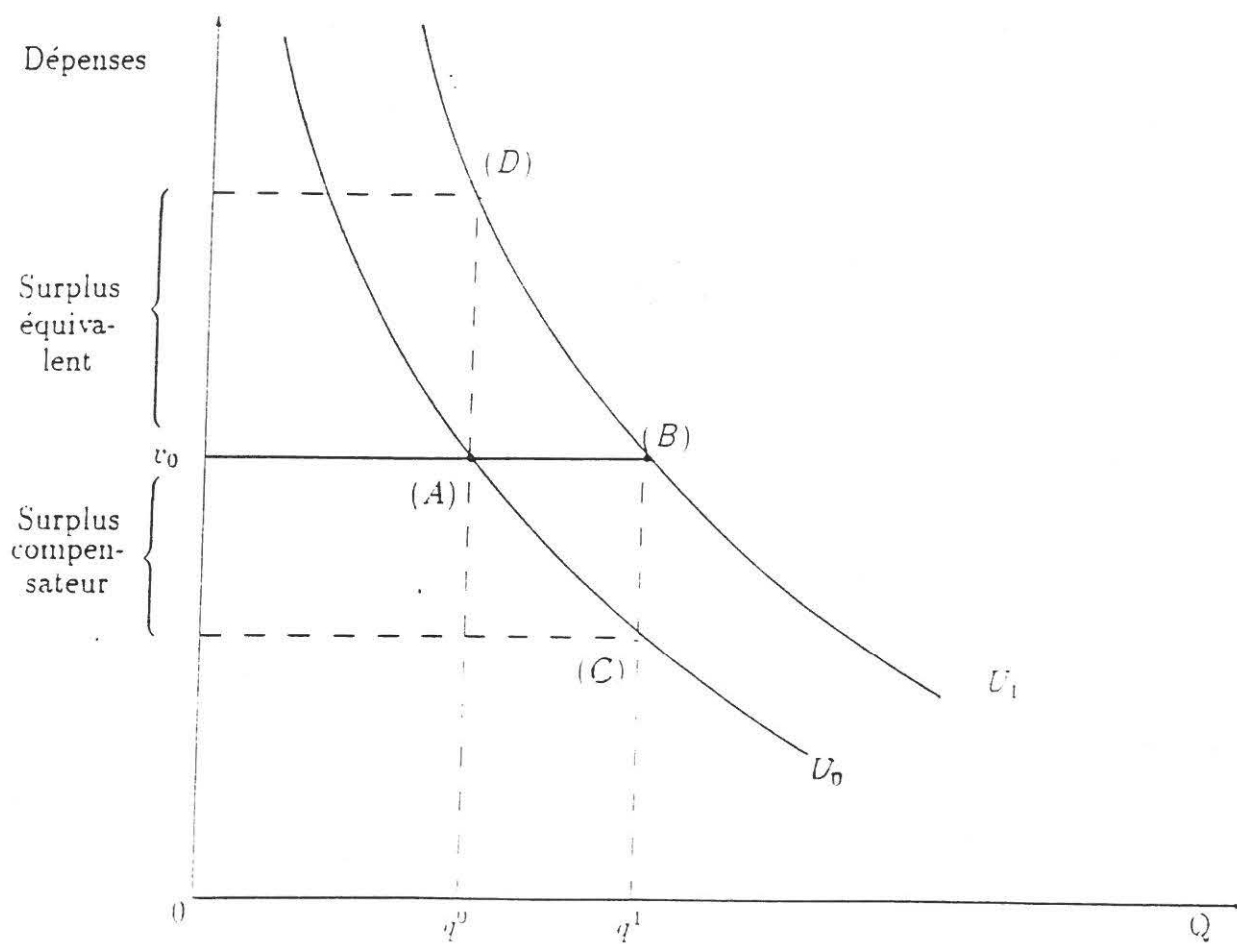
Supposons pour simplifier que le bien d'environnement soit gratuit, et supposons par ailleurs que sa disponibilité soit suffisante pour que le consommateur ne soit pas rationné et qu'enfin il ne soit pas non plus rationné dans ses demandes d'autres biens de consommation (Lankford, 1984 ; Desaignes et Point, 1993) pour une adaptation de ces mesures au cas de biens rationnés). Même si le prix est nul, rien n'interdit de définir une fonction de disposition à payer maximale pour disposer du bien environnemental. Sur la figure 5, on a représenté les différentes mesures de surplus associées au passage d'une disponibilité en bien environnemental de  $q^0$  à  $q^1$ .

Dans le cas d'une amélioration de la disponibilité et/ou de la qualité du bien environnemental, le surplus compensateur correspond à la dépense maximale à laquelle consentirait un consommateur pour bénéficier de l'amélioration. C'est donc la disposition à payer pour cette amélioration. Le surplus équivalent mesure l'indemnité minimale à verser à l'individu pour qu'il bénéficie du même bien-être que si l'on avait effectivement amélioré la qualité de l'environnement. C'est donc le consentement à recevoir. En général, on l'a vu, ces mesures peuvent diverger, le surplus équivalent étant supérieur au surplus compensateur dans le cas d'une amélioration de qualité ou de disponibilité de l'actif naturel.

Une manière plus simple de le voir consiste à raisonner dans un espace quantité-dépense. Supposons pour simplifier que les choix de dépense en autres biens de consommation ne dépendent pas de la variation de qualité de l'environnement. Soient  $U_0$  (resp  $U_1$ ), le niveau de bien-être correspondant à une disponibilité  $q^0$  (resp  $q^1$ ) pour ce montant fixé de dépenses. Sur la figure 6, on a représenté les deux courbes correspondant aux niveaux de bien-être  $U_0$  et



Figure 6. Expression des surplus dans l'espace des dépenses



$U_1$  dans l'espace quantité d'actif naturel-dépenses. Lorsque la disponibilité passe de  $q^0$  à  $q^1$ , le consommateur passe de la situation A à la situation B à niveau de dépense fixé. Le surplus compensateur correspond à la réduction de dépenses que peut réaliser un consommateur bénéficiant de l'amélioration de qualité mais désireux de conserver le niveau d'utilité  $U_0$ . Si l'on envisageait de taxer l'amélioration de qualité, ce serait la somme maximale que l'on pourrait prélever sans réduire le bien-être de l'individu. Le surplus équivalent correspond à l'accroissement de dépenses que devrait engager un consommateur soucieux de bénéficier du même bien-être que dans la situation B, en l'absence d'amélioration réelle de l'environnement. C'est donc l'indemnité minimale à lui accorder pour le rendre indifférent à une amélioration de la qualité de l'environnement.

Dans le cas d'une détérioration, le consentement à payer pour l'éviter est maintenant donné par le surcroît de dépenses que doit engager le consommateur pour préserver un niveau de bien-être initial  $U_1$  : c'est donc le surplus équivalent. Le consentement à recevoir correspond au surcroît de dépenses que devrait engager le consommateur pour conserver un niveau de bien-être  $U_0$ , c'est donc le surplus compensateur.

En pratique, on va mesurer des consentements à payer ou à recevoir, le tableau 1 résume les interprétations en termes de variations de bien-être de ces dispositions selon les cas (Smith et Desvousges, 1986 ; Desaignes et Point, 1993).

**Tableau 1. Définition de la disposition (consentement) à payer et à recevoir**

	Amélioration	Détérioration
Disposition à payer	Surplus compensateur	Surplus équivalent
Disposition à recevoir	Surplus équivalent	Surplus compensateur

Notons que le choix d'une mesure de surplus dépend de la situation de référence avant ou après modification. L'analyste doit donc tenir compte de la situation des droits de propriété dans la situation initiale. S'il estime que l'individu possède initialement un droit à un environnement de qualité, la situation de référence correspond au niveau de bien-être  $U_1$ , et donc la mesure appropriée est le consentement à recevoir qui présuppose le droit à être indemnisé. Dans le cas contraire, la situation de référence est  $U_0$  et donc la mesure à utiliser est la disposition à payer. Toutefois comme on le verra par la suite, des considérations pratiques, plus particulièrement dans la méthode d'évaluation contingente, contraignent souvent à se restreindre à la mesure des dispositions à payer.

## 2. APPLICATION A L'ENVIRONNEMENT

Dans le cas où le bien environnemental est fourni comme un service marchand (par exemple l'alimentation en eau potable), on peut envisager une utilisation directe de la méthode du surplus, mais on l'a vu, il existe rarement des marchés pour l'environnement. On peut distinguer deux situations:

- L'actif naturel est un facteur de production ou affecte la production.
- L'actif naturel affecte le bien-être des consommateurs au sens large.

Assez curieusement la seconde situation a été beaucoup plus intensivement étudiée dans la littérature, bien qu'elle soit à l'évidence beaucoup plus complexe à analyser.

### *21. Evaluation d'un actif naturel facteur de production*

Dans le premier cas, on peut envisager l'application du concept de surplus du producteur. Pour une firme, il n'y a pas d'effet revenu et le surplus s'identifie simplement au profit de l'entreprise. En ce qui concerne l'influence du facteur environnement sur la production on peut distinguer quatre possibilités:

- Le facteur environnemental affecte directement le produit. C'est un facteur naturel de production, par exemple une forêt pour l'exploitant forestier, l'air pour l'industrie des engrais azotés qui extrait l'azote de l'air, etc...

- Le facteur environnement affecte un autre facteur de production. C'est le cas de l'influence de l'acidification de l'air ou de l'eau sur l'usure des matériaux par exemple.

- Le facteur environnemental est un facteur fixe. Ceci signifie que le bien n'existe qu'en quantité limitée et que l'entreprise est rationnée dans son utilisation: c'est le cas de l'eau d'irrigation en région sèche ou d'une ressource minière.

- Le facteur environnemental limite la disponibilité d'un autre facteur de production.

En pratique on part souvent des données sectorielles, la validité de la méthode dépend donc de la "spécificité" du bien environnement comme facteur dans le secteur considéré. S'il n'y a guère de difficultés pour des biens comme les forêts ou les matériaux de carrière, l'eau par son caractère multi-usage apparaît comme plus problématique à évaluer dans cette optique.

Lorsque l'actif naturel n'est pas un facteur spécifique, on peut être amené à raisonner explicitement dans un cadre d'équilibre général selon l'idée que l'impact d'une variation de qualité de l'environnement va modifier le système de prix dans son ensemble. Rien n'interdit le recours à des modélisations du type modèle d'équilibre général calculable dans ce cas. Ce type



de modèle a d'ailleurs déjà été utilisé pour mesurer la valeur des forêts tropicales (Devarajan, 1993) ou l'impact des pluies acides (Navrud, 1992). Notons toutefois que si l'hypothèse d'ajustement des marchés à l'équilibre est souvent acceptable (Desaigues et Point, 1993), elle peut se révéler inadéquate en présence de rigidités fortes des prix (prix administrés en agriculture par exemple). Par ailleurs, il faut tenir compte des délais d'ajustements des prix ou des quantités ainsi que des tendances d'évolution de l'économie (croissance, progrès technique). Dans la plupart des cas, l'analyse se situe dans un cadre partiel i.e au niveau d'un ou quelques biens, pour des raisons évidentes de simplicité.

L'approche partielle est d'autant plus satisfaisante que les impacts environnementaux sont faibles et/ou très spécifiques à une industrie. Toutefois il importe dans ce type d'analyse de bien distinguer les impacts de court terme, des conséquences de long terme. La disponibilité de l'eau à usage d'irrigation par exemple a des effets structurants à long terme sur l'activité agricole. Les mesures d'impact d'une disponibilité réduite de la ressource sur l'agriculture sont donc surestimées si l'on se situe exclusivement dans une optique de court terme. Dans tous les cas de figure (influence directe ou indirecte de l'environnement sur la production), une variation de la quantité disponible et/ou de la qualité d'un actif naturel va se traduire par un déplacement de la courbe d'offre de produit. Ce déplacement traduit, d'une part, l'effet direct de la variation sur la production et , d'autre part, les ajustements techniques (possibilités de substituer au facteur environnemental d'autres facteurs de production, naturels ou non) réalisables par le producteur. Si l'impact de la variation est limité à quelques entreprises, les prix des facteurs et des produits ne varient pas, et la variation de bien-être induite par la variation des disponibilités en actif naturel s'identifie à la variation de profit ou de surplus des producteurs concernés. La variation de profit exprime la disposition maximale à payer du producteur pour bénéficier d'une amélioration ou pour éviter une détérioration.

Dans le cas où le producteur est initialement rationné dans sa consommation de facteur environnemental, une variation de disponibilité se traduit non seulement par une variation de profit mais également par une variation de rente. Si l'impact est important, les prix des facteurs et des produits peuvent varier. Dans ce cas, il nous faut considérer non seulement la variation de profit du producteur mais également les variations induites des surplus des consommateurs et des fournisseurs des producteurs concernés.

## ***22. Evaluation d'un actif naturel consommé au sens large***

Le choix d'une méthode d'évaluation dans ce cas, dépend essentiellement de deux considérations : d'une part de la nature de l'influence de l'environnement sur le bien-être, et d'autre part des possibilités offertes aux individus de réagir face à une modification de l'environnement, leur comportement étant par ailleurs soumis à diverses contraintes physiques, économiques et institutionnelles. Smith et Krutilla (1982) ont proposé une typologie (tableau 2).

Tableau 2. Choix de la méthode d'évaluation

	Liens entre variation de la qualité de l'environnement et bien-être		Méthode appropriée
Pas de réactions possibles de la part des agents économiques	Liens physiques		Fonction de dommage
Les comportements sont essentiels	Comportements associés	Liens indirects	Coût de transport Prix hédonistes
		Liens directs	Evaluation contingente

La première ligne du tableau concerne des situations où l'individu s'estime impuissant face à une variation de son environnement. La mesure d'impact est appelée fonction de dommage. Cette fonction est construite à partir de considérations uniquement techniques. Par exemple, si l'indicateur de bien-être retenu est la probabilité pour un individu de développer un cancer, on peut, à partir de données épidémiologiques, évaluer l'impact d'une variation de la qualité de l'eau potable sur sa probabilité de développer le cancer. Le bénéfice social d'une amélioration de qualité de l'eau s'identifie alors à la réduction de dépenses de santé qu'elle induit.

Le problème de cette approche est qu'elle ignore complètement les possibilités de réaction des individus confrontés à une dégradation ou à une amélioration de la qualité de leur environnement. Pour cette raison, les économistes de l'environnement lui préfèrent les approches directes et indirectes fondées sur l'observation ou la prédiction des comportements. Les méthodes indirectes s'appuient historiquement sur un argument de Mäler (1974), appelé principe de complémentarité faible. D'après ce principe, un individu doit consommer un certain nombre de biens marchands pour bénéficier des services rendus par les biens d'environnement non-marchands. Par exemple s'il veut profiter d'une nature sauvage où préservée, il doit se déplacer ou posséder une habitation dans les environs de la zone préservée. Le montant et le niveau des transactions sur les marchés de ces biens complémentaires constituent donc un indicateur de la valeur des biens environnementaux pour les individus qui les consomment. Notons que cette approche impose des restrictions sur la nature des préférences des individus pour que le bien-être final de l'individu apparaisse comme un processus joint faisant intervenir des consommations simultanées de biens marchands et actifs naturels non marchands.

Ce principe a été utilisé pour justifier les évaluations de l'environnement basées sur la mesure des coûts de déplacements ou des prix immobiliers. D'après Smith et Krutilla (1982),

ce principe n'est pas nécessaire pour justifier l'intérêt de ces méthodes. En général, structure de consommation et disponibilité des actifs naturels sont reliées par des relations techniques, indépendamment de la nature des préférences des individus. Un individu considérant la possibilité de visiter diverses rivières choisit simultanément un coût de déplacement sur le site et un niveau de qualité de l'eau propre à ce site. L'examen du coût supporté par l'individu pour se rendre sur un site constitue donc un indicateur valable de la valeur qu'il attache à la qualité de l'environnement sur ce site. Notons que ces approches évaluent les bénéfices *ex post*, c'est à dire sur la base de comportements de consommation de l'environnement réellement observés.

Les méthodes directes par contre font appel à un scénario de consommation hypothétique. Pour produire des évaluations réalistes, elles couplent à ce scénario hypothétique un mécanisme institutionnel, également hypothétique dans la plupart des cas, qui spécifie un paiement à effectuer par l'individu pour pouvoir disposer du bien. Ces méthodes procèdent par enquêtes auprès des particuliers. Au cours de l'interview, l'enquêteur adopte un système de questionnement qui s'apparente à un mécanisme de marché ou d'enchères hypothétiques visant à faire révéler par l'enquêté son évaluation pour le bien environnemental. A la différence des méthodes indirectes qui ne mesurent que des valeurs d'usage effectif des actifs naturels, les méthodes directes permettent d'évaluer des valeurs d'usage passif ou d'existence pour les biens environnementaux.

### ***23. Une méthode directe : l'évaluation contingente***

#### *Principe*

Les premières tentatives d'applications des méthodes contingentes sont anciennes (Ciriacy-Wantrup, 1947), mais ces méthodes n'ont connu leur plein développement qu'au cours des quinze dernières années. L'évaluation se fait sur la base d'une enquête. L'enquêté est confronté à un scénario hypothétique censé se rapprocher au maximum d'un contexte idéal de marché. Si l'individu enquêté est rationnel, on doit s'attendre à ce que ces réactions face à ce scénario hypothétique de marché soit analogues à ce que serait son comportement dans le cas d'un marché réel pour le bien d'environnement. A l'issue de l'interview on obtient une disposition à payer ou à recevoir pour obtenir ou renoncer à l'actif naturel. Si la procédure hypothétique a été correctement effectuée, à cette disposition à payer correspond une mesure de la valeur du bien environnemental identifiable à un surplus.

Concrètement, l'enquêteur expose un scénario de fourniture du bien ainsi qu'un certain nombre d'informations sur ses caractéristiques. Puis il annonce à l'enquêté une règle de paiement (paiement direct, taxe nouvelle, augmentation des impôts, etc...) et le questionne sur son choix de consommation du bien conditionnellement à l'application de la règle de paiement.

A priori on peut mesurer le consentement à payer ou le consentement à recevoir, qui on l'a vu correspondent à deux mesures de surplus. D'après Willig (1976), les différences entre les deux surplus compensateurs et équivalent sont relativement faibles mais Cummings et al. (1986), Randall et Stoll (1980) aboutissent à des différences de 1 à 4 entre les deux mesures dans leurs études.

Au moins quatre raisons de fond ont été avancées pour expliquer de tels écarts :

- la difficulté de définir des droits de propriété : si l'enquêté estime que le bien ne lui "appartient" pas (cas d'une zone sauvage qu'il ne fréquente pas par exemple), il refusera de donner une évaluation de l'actif naturel ou d'adhérer au scénario de questions proposé ;

- l'incertitude sur la valeur du bien environnemental : si l'enquêté connaît mal le bien qu'on lui propose d'évaluer, ou craint les conséquences d'une décision qui pourrait être prise concernant la disponibilité de l'actif naturel, il aura tendance à surestimer son consentement à recevoir par rapport à son consentement à payer ;

- aversion pour le risque : pour Hoen et Randall (1987), si l'enquêté a une aversion pour le risque, le consentement à payer est plus stable que le consentement à recevoir ;

- substituabilité de l'actif naturel par d'autres biens : Randall et Stoll (1980), Hanemann (1991) ont montré qu'une mesure approchée de la différence entre disposition à payer et à recevoir était proportionnelle au rapport entre l'élasticité de la demande de bien environnemental et l'élasticité de substitution du bien environnemental par rapport aux autres biens. Si la demande d'environnement est très élastique, et/ou l'élasticité de substitution faible, le consentement à payer et à recevoir peuvent diverger considérablement.

Ces problèmes expliquent que Cummings et al. (1986) dans leur ouvrage fondamental sur l'état de l'art en évaluation contingente, recommandent de ne mesurer que la disposition à payer.

### *Problèmes d'application*

La discussion précédente n'est qu'un exemple des difficultés rencontrées pour appliquer la méthode d'évaluation contingente. De nombreuses études ont porté sur les biais affectant la mesure de bénéfices de l'environnement et les remèdes possibles. Après une dizaine d'années de débats souvent confus, il paraît maintenant assez bien établi que les problèmes de biais sont très liés au mode d'enquête, à la capacité des individus à comprendre la procédure des questions et à fournir des réponses cohérentes (Mitchell et Carson, 1984 ; Cummings et Brookshire, 1986).

Les recommandations de Cummings et al. (1986) sont les suivantes :

- les enquêtés doivent être familiarisés ou bien informés sur l'actif naturel à évaluer ;
- les individus doivent avoir la possibilité d'obtenir des mesures préliminaires d'évaluation ou des évaluations pour d'autres biens leur permettant de faire des comparaisons ;
- l'incertitude doit être réduite ;
- on doit utiliser des mesures de consentement à payer.

Au vu de ces recommandations, on pourrait être tenté par la conclusion pessimiste que la méthode d'évaluation contingente est d'autant plus précise qu'elle est moins nécessaire (pour évaluer des biens d'environnement quasi-marchands) et totalement inefficace là où elle serait le plus utile (pour évaluer des actifs naturels sans positionnement dans l'économie). Mais le problème avec ce type de recommandations, c'est qu'elle tend à confondre deux problèmes assez distincts. Le premier vient du caractère hypothétique de la procédure. Les enquêtés ne consomment pas effectivement le bien et ne payent pas non plus pour l'obtenir. On peut être tenté de penser qu'en situation réelle, leur comportement serait très différent de leurs réponses. Ce type de problème est maintenant assez bien maîtrisé à condition de respecter un protocole rigoureux susceptible d'éliminer les biais introduits par la procédure d'enquête elle-même.

Le second problème vient de la difficulté inhérente à certains biens, d'être évalués correctement en termes monétaires par un individu. C'est le cas pour les valeurs esthétiques, symboliques ou morales qu'il peut attacher à la nature par exemple. Mais ce point n'invalide pas la méthode qui traite les individus comme des consommateurs potentiels d'environnement ou des usagers, et ne leur demande pas un avis d'expert sur la valeur de l'environnement. Il convient donc de souligner que les évaluations fournies par ces études ne peuvent pas se substituer à des considérations d'experts scientifiques (écologues, naturalistes).

### *Mise en oeuvre*

L'enquêteur commence par fournir une information sur le bien à évaluer : description verbale, éventuellement photos ou dessins (Brookshire, 1976 ; Rowe, 1980 ; Desaignes et Lesgards, 1992). Dans un second temps il propose un mode de révélation à l'enquêté. Ces modes sont les suivants :

#### *Procédures d'enchères*

On demande à l'enquêté s'il est disposé à payer une certaine somme pour disposer du bien, ou le voir conserver (cas d'une zone naturelle) ; s'il accepte, on accroît la somme à verser, s'il refuse on la diminue. Cette procédure, la plus proche de l'esprit originel de la méthode de reconstitution des conditions d'un marché, comporte un biais appelé biais d'ancrage. Le point

de départ de l'enchère est souvent interprété par l'enquêté comme une sorte de valeur moyenne pour le bien et cela influence ses réponses.

### *Question ouverte*

On demande directement à l'enquêté de fournir une valeur pour le bien. Green et Tunstall (1990), Mitchell et Carson (1989) proscrivent l'usage de la question ouverte pour des biens assez familiers au consommateur afin d'éviter une trop grande dispersion des réponses (par exemple le prix de l'eau potable).

### *Carte de paiement*

On présente à l'enquêté un échantillon de valeurs possibles parmi lesquelles il doit choisir. Boyle et al. (1988) ont montré que cette procédure présente des risques de biais analogues aux enchères.

### *Question fermée*

Cette procédure, la plus simple, consiste à tirer au hasard un échantillon de valeurs, puis on demande à l'enquêté de répondre oui ou non à la question "seriez-vous disposé à payer  $x \cdot F$  pour disposer du bien ?". Cette procédure demande de gros échantillons. De plus elle ne donnera des informations exploitables que si la distribution des valeurs dans la population enquêtée satisfait à certaines propriétés statistiques.

Une étude récente (Mac Fadden, 1993) a procédé à une comparaison assez systématique des résultats obtenus par ces différentes procédures, concernant la disposition à payer pour la conservation d'une zone naturelle (région de Sealway, Idaho). L'exploitation statistique des résultats de l'enquête implique de faire des hypothèses sur les lois de distribution des écarts à la disposition à payer moyenne. De plus l'usage de formes paramétriques requiert pour l'identification des paramètres de disposer de données (revenu, niveau d'éducation, etc...) sur l'enquêté. Afin d'éliminer les biais d'estimation que peut entraîner une telle procédure, Mac Fadden a choisi d'utiliser une méthode d'estimation non paramétrique, en principe exempte de biais de cette nature.

Il aboutit aux conclusions suivantes : la disposition à payer en question ouverte est significativement inférieure à la disposition à payer issue d'une procédure de référendum (question fermée) ou de référendum à deux étapes (enchères à deux tours). Ainsi la disposition à payer moyenne en question ouverte est de 44 \$ et de 3256 \$ en question fermée.

La seconde conclusion est plus subtile. Supposons que l'individu ait une disposition à payer de 80 F pour le bien. Dans un mécanisme d'enchères à deux tours on lui demande au premier tour s'il est prêt à payer 50 F, il devrait répondre oui. Si au second tour on double l'enchère, soit 100 F, il doit répondre non. Si maintenant au premier tour on lui propose de payer 100 F, il doit répondre non, et si au second tour on diminue l'enchère de moitié soit 50 F, il doit répondre oui. En d'autres termes, la probabilité d'obtenir un oui suite à une présentation de la plus basse des deux enchères doit être égale à la probabilité d'obtenir un non suite à la présentation de l'enchère la plus haute. Or il apparaît que cette hypothèse de cohérence minimale n'est pas vérifiée par les réponses au processus de double référendum. La nature de la réponse de l'individu à la deuxième offre dépend du niveau initial de l'enchère. On retrouve là le phénomène d'ancrage des réponses. Plus précisément la probabilité de répondre oui si la première enchère est petite est supérieure à la probabilité de répondre non si la première enchère est forte. Ceci induit un biais vers le haut des dispositions à payer dans une procédure d'enchère à deux tours.

Dans une autre expérience, l'enquêté est interrogé sur sa disposition à payer non pas pour un site, mais pour un nombre, que l'on accroît progressivement, de sites naturels. On constate que sa disposition à payer croît initialement avec le nombre de sites, mais plafonne très vite (l'individu est prêt à payer la même chose pour la conservation de cinq sites que pour tous les sites naturels de l'Etat). Cet effet de saturation suggère que l'individu questionné sur sa disposition à payer pour la conservation d'un site naturel fournit en fait une évaluation de la valeur qu'il accorde à l'environnement en général, d'où un risque de surestimation si l'on tente d'additionner les valeurs obtenues par enquête sur un site pour mesurer la valeur de régions entières.

Ces remarques illustrent à l'évidence que le choix du mode de questionnement n'est pas neutre, la plupart des études existantes utilisant d'ailleurs plusieurs modes de révélation pour éliminer ces biais de procédure. Il est clair que ces biais proviennent des difficultés d'évaluation que rencontre l'individu. Au cours du déroulement de l'enquête, il est engagé dans un processus d'apprentissage complexe où il doit assimiler simultanément la procédure et réfléchir sur la valeur qu'il accorderait à un bien environnemental particulier, question qu'il ne s'est jamais posé en général. Les incohérences apparentes dans ses réponses sont liées directement à ces difficultés.

L'analyste est par ailleurs confronté à d'autres difficultés :

- Choix de l'échantillon enquêté : le problème se pose surtout pour mesurer la valeur d'existence. On a vu que la mise en oeuvre de la méthode supposait une certaine familiarité avec le bien à évaluer. Dans ces conditions, faut-il exclure les non usagers de l'échantillon ? Si

l'objectif est de mesurer une valeur d'existence, il semble préférable d'inclure le plus grand nombre de profils d'individus possibles, avec le risque d'obtenir des évaluations très disparates.

- Choix du mode de paiement hypothétique : l'enquêteur, pour rendre la procédure plus réaliste, est amené à préciser par quel moyen s'effectuerait le paiement s'il était réellement mis en oeuvre. A ce stade, les habitudes culturelles interviennent. Par exemple, aux Etats-Unis le principe du paiement d'un droit d'entrée dans une zone protégée est assez bien accepté par la population, par contre en France l'accès est considéré comme un droit et l'imputation sur l'impôt local mieux accepté (voir Bonnieux, 1992) pour un cas de rejet du droit d'entrée pour une forêt péri-urbaine, et Desaignes et Lesgards (1992) pour un contre exemple dans le cas des réservoirs Seine). Il n'existe donc pas de règle de choix en la matière, un avis raisonnable étant celui d'Arrow (1986) qui préconise d'annoncer le mode de paiement le plus réaliste par rapport au bien à évaluer.

- Traitement des réponses nulles et des non-réponses : confronté à des réponses nulles, l'analyste doit déterminer si elles traduisent soit un refus de répondre (personne non concernée, hostile, s'estimant non informée...), soit une disposition à payer effectivement nulle pour le bien. La pratique est de poser des questions complémentaires permettant d'identifier les rejets. Pour les non-réponses (dans le cas d'enquêtes postales par exemple) on a recours à des traitements statistiques qui permettent de limiter les biais d'évaluation. Ce problème est d'ailleurs contingent à toute enquête.

- Comportements stratégiques : si les individus pensent que l'enquête n'est qu'un prélude à une mise en application réelle du scénario qu'on leur propose, ils peuvent être tentés de tricher dans leurs réponses. On peut aussi avoir affaire à des individus qui répondent au hasard ou par rapport à une perception de l'importance sociale des problèmes d'environnement. Là encore des solutions, classiques dans toute enquête d'opinion (stratification de l'échantillon, questions complémentaires...) existent qui passent par des traitements statistiques appropriés et un soin particulier dans la procédure d'enquête.

### *Conclusion*

Longtemps critiquée, la méthode d'évaluation contingente s'est imposée au cours des dix dernières années comme l'approche la plus prometteuse de l'évaluation des biens environnementaux. C'est la conséquence d'efforts méthodologiques considérables et de l'expérience acquise dans un grand nombre de domaines d'application. On peut s'en étonner au vu des difficultés nombreuses de mise en oeuvre qu'elle rencontre. Encore faut-il rappeler ses avantages : possibilité de mesurer des valeurs d'existence ou de non usage, traitement cohérent des populations concernées, "portabilité" importante i.e. procédant par enquête directe, elles ne nécessitent pas les procédures lourdes de collecte de données qu'imposent les méthodes



indirectes, possibilité de faire des évaluations pour des actifs naturels impossibles à évaluer par des méthodes indirectes.

## **24. Méthodes indirectes d'évaluations**

### *Méthode des coûts de transport*

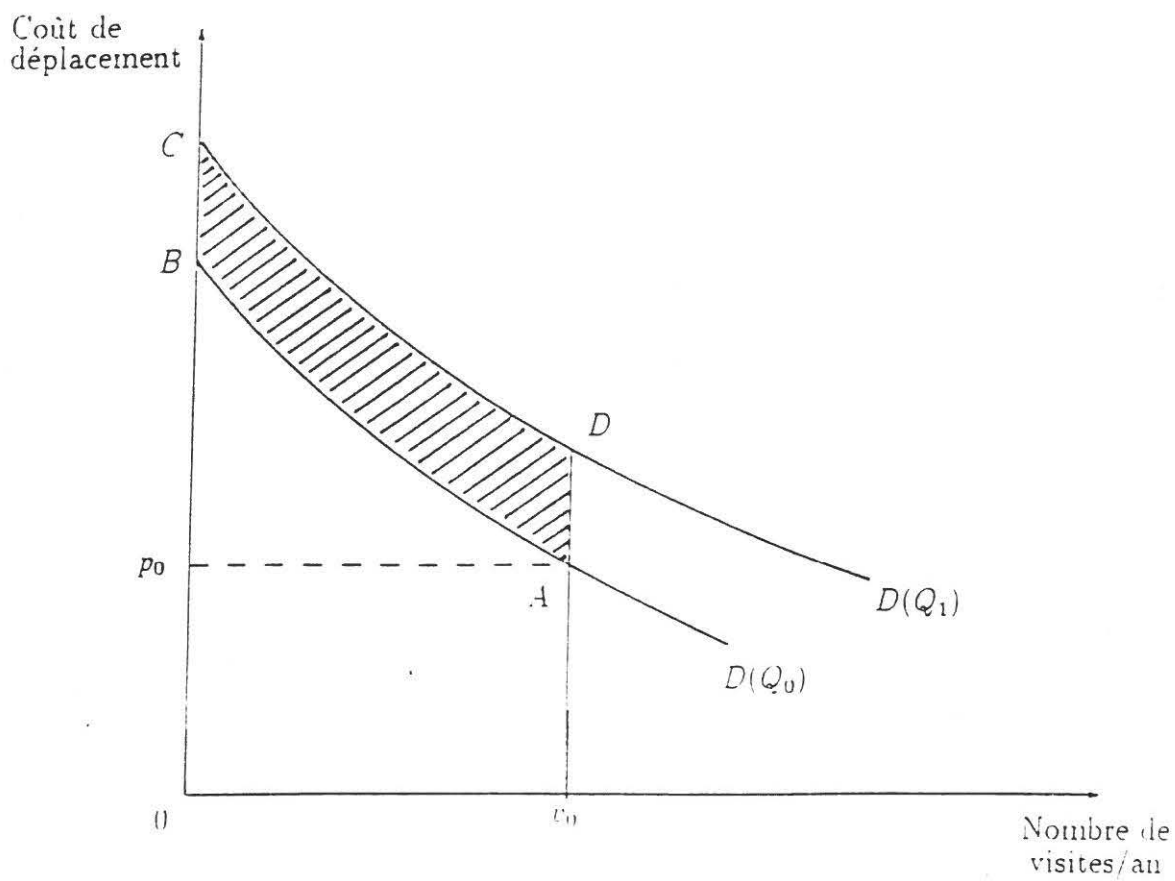
#### *Principes*

La méthode suppose au départ que la décision d'un individu de se rendre sur un site naturel corresponde à un choix implicite d'usage d'un bien environnemental, bien que ce site puisse lui procurer d'autres services, ainsi d'ailleurs que le déplacement lui-même.

Sous cette hypothèse une variation de la qualité de l'environnement sur un site s'analyse comme un déplacement de la fonction de demande de visites sur le site. Sur la figure 7 on a représenté l'effet sur la demande d'une amélioration de la qualité de l'environnement d'un niveau  $Q_0$  à  $Q_1$ .

Si initialement l'utilisateur effectuait  $V_0$  visites sur le site, supportant un coût de déplacement  $P_0$ , l'amélioration de la qualité de l'environnement lui procure un gain en surplus égal à l'aire hachurée ABCD. Le but de la méthode est de mesurer ce gain à partir des observations disponibles sur les visites aux sites et les coûts des déplacements qu'elles impliquent.

Figure 7. Variation du bien-être suite à une variation de la qualité de l'environnement



### *Problèmes posés par la méthode*

Le problème posé par la mesure de la demande pour un site comme une fonction de la qualité du site, est l'absence de variation dans la qualité des sites pour les personnes qui le visitent. La solution classique de ce problème est de construire un modèle à paramètres variables. On suppose que la qualité du site est intégrée dans les demandes de loisir qui dépendent du coût de déplacement ou du revenu, facteurs qui varient selon les ménages. On aboutit à une procédure à deux étapes. A la première étape, la demande de visite d'un site S est régressée par rapport au coût de la visite et au revenu. A la seconde étape les coefficients obtenus à l'issue de la première étape sont régressés par rapport aux variables de qualité caractérisant le site S.

Cette procédure est équivalente à estimer un ensemble de fonctions de demande où les visites du site S dépendent de sa qualité, du coût de sa visite, du revenu, et des interactions entre coûts de transport et qualité, et entre revenu et qualité. Cette approche a été initiée par Vaughan et Russell (1982), et a été utilisée notamment par Smith et Desvousges (1986), ainsi que de nombreux autres auteurs.

Un des problèmes de cette procédure est qu'elle suppose que la visite d'un site ne dépend que du coût de déplacement sur ce site. Ceci suppose qu'implicitement on considère tous les sites comme parfaitement substituables à la première étape, les différences de qualité n'intervenant qu'à la seconde étape. Dans la pratique, les études incluent explicitement les possibilités de substitution en introduisant des indicateurs de différentiels de coûts de déplacement vers d'autres sites.

### *Mise en oeuvre*

Classiquement, la mise en oeuvre comprend la succession d'étapes suivantes (Freeman, 1982) :

- un zonage des environs du site étudié. On détermine pour chaque zone le coût de transport aller/retour sur le site ;
- une enquête sur site afin de déterminer l'origine des visiteurs (zone d'appartenance) ;
- détermination d'un taux de fréquentation par zone en fonction du nombre total d'habitants de la zone ;
- calcul du coût des déplacements. Ce coût inclut également les dépenses d'hébergement ainsi qu'une évaluation du coût d'opportunité lié au temps passé à effectuer le déplacement jusqu'au site. La mesure de coût d'opportunité du temps soulève de redoutables

difficultés tant conceptuelles qu'empiriques. L'approche standard (Mac Connell et Strand, 1981 ; Cesario et Knetsch, 1976) consiste à considérer ce coût comme une proportion du salaire, une option pas complètement satisfaisante si l'on veut rester cohérent avec le modèle économique de comportement d'un consommateur-travailleur ;

- régression du taux de fréquentation en fonction du coût de déplacement, de variables socio-économiques, d'indices de substitution par d'autres sites. C'est l'étape 1 de la procédure d'évaluation ;

- calcul de la fréquentation totale du site, obtenue par agrégation des zones, correspondant à un point de la courbe de demande de visite sur le site ;

- en faisant varier le coût de déplacement on obtient la totalité de la courbe de demande ;

- mise en oeuvre de la seconde étape qui consiste à comparer des demandes pour des sites de qualité différents et donc à reconstituer le déplacement de la courbe de demande suite à une variation de qualité.

### *Conclusion*

La méthode des coûts de transport est la plus ancienne des méthodes d'évaluation de l'environnement. Même si la tendance actuelle est de lui préférer la méthode d'évaluation contingente, elle reste une manière efficace de valider *ex post*, à partir de comportements réels, l'attitude des usagers vis-à-vis des sites naturels. S'appliquant assez bien à la valorisation de parcs naturels ou zones récréatives, elle ne permet pas de mesurer des valeurs d'usage passif ou de sites naturels non fréquentés régulièrement.

### *Méthode hédoniste*

#### *Principes*

La méthode part de l'idée que la valeur des biens immobiliers est influencée par la qualité de l'environnement dans lequel ils se situent. Toutefois l'environnement n'est qu'une des caractéristiques d'un logement. Le problème est d'arriver à décomposer le prix d'un bien immobilier (maison, terrain) en prix pour chacun de ses attributs (localisation, confort, etc...), l'un de ces prix dépendant de la qualité de l'environnement. Cette approche initiée dans les années 60 (Ridker et Hemming, 1967) pour la qualité de l'air, a été surtout formalisée par Rosen (1974, 1976). On introduit une fonction appelée fonction de prix hédoniste qui relie le prix de la maison à un vecteur de caractéristiques de ses attributs. Le prix marginal d'un

attribut est alors la dérivée partielle de la fonction de prix hédoniste par rapport à l'attribut. Si l'acheteur de la maison maximise son utilité lorsqu'il choisit sa maison, ce prix marginal représente également la disposition marginale à payer pour l'attribut. En principe il suffit alors d'intégrer le prix marginal relatif à l'environnement sur l'intervalle de variation de qualité de l'environnement envisagé pour mesurer la disposition à payer pour cette variation de qualité.

### *Problèmes*

Le premier problème que pose cette méthode est qu'elle ne fournit pas des évaluations correctes des variations de bien être relatives à des variations de qualité de l'environnement à long terme, mais seulement des bornes inférieures à ces variations (Bartik, 1988). Toutefois, si au lieu de construire la fonction de disposition marginale à payer, on se contente de l'estimation de la fonction de prix hédoniste, on peut montrer que la variation de prix déduite de la fonction de prix hédoniste suite à une amélioration de la qualité, est une borne supérieure pour les bénéfices de long terme de cette amélioration (Kanemoto, 1988).

### *Mise en oeuvre*

La plupart des applications empiriques considèrent soit l'évaluation de changements marginaux de la qualité, qui ne requièrent que l'estimation de la fonction de prix hédoniste, soit des bénéfices de court terme pour des changements importants qui impliquent d'estimer les fonctions de disposition marginales à payer.

Cette dernière procédure se heurte à un problème délicat d'identification (Brown et Rosen, 1982 ; Anderson et Bishop, 1986), due au fait que les arguments de la fonction de disposition marginale à payer déterminent les prix marginaux des attributs. Une solution (Ohsfeldt et Smith, 1985 ; Ohsfeldt, 1988) consiste à estimer des fonctions de prix hédonistes pour plusieurs marchés ou plusieurs villes. Pour que la démarche soit valable, les ménages doivent avoir les mêmes préférences dans toutes les villes. Devant ces difficultés, on peut se contenter d'estimer la fonction de prix hédoniste, qui on l'a vu, fournit des bornes supérieures à la valeur de l'environnement, ou pour mesurer l'impact de catastrophes écologiques (inondations, incendies...).

## CHAPITRE III. PRÉSENTATION DES ÉVALUATIONS DISPONIBLES

### 1. FONCTION ALIMENTATION EN EAU POTABLE

Cette question est curieusement assez délaissée alors qu'à l'évidence elle comporte des enjeux économiques non négligeables. Il y a plusieurs façons d'aborder la question de l'impact de la qualité. Certaines études (peu nombreuses) examinent la question au niveau des producteurs, distributeurs d'eau. D'autres (guère plus abondantes) se focalisent sur la perception directe au niveau de l'utilisateur. Une troisième catégorie fait appel à des mesures indirectes de la valeur pour l'utilisateur en s'appuyant sur l'observation des stratégies d'évaluation.

En réalité producteurs et consommateurs sont simultanément concernés par une baisse de la qualité de l'eau. Si le producteur distributeur parvient à la compenser par des techniques de traitement appropriées, il y aura un impact sur le bien-être des consommateurs via un effet prix. Si le producteur ne peut y faire totalement face, il y aura en plus un effet quantité négatif pour les usagers. Dans chaque cas, le surplus du producteur sera affecté mais d'une manière qui dépend des élasticités de l'offre et de la demande.

#### *1.1. Mesure de l'impact au niveau du surplus du producteur*

L'étude la plus intéressante est sans doute celle de Holmes (1988). L'auteur évalue le coût de la turbidité des eaux pour les producteurs et distributeurs d'eau. Il procède à une évaluation de la courbe de coût par référence à un coût moyen pour une technologie standard de traitement permettant de délivrer une eau de qualité standard. Cette analyse sert à confirmer les résultats d'une analyse statistique mettant en relation dépenses de maintenance et fonctionnement et turbidité des eaux pour un ensemble de 132 organismes s'alimentant en eaux de surface.

La relation statistique estimée correspond à une fonction de coût hédoniste. Elle a comme arguments : le volume d'alimentation en eau potable, le taux horaire moyen des salaires des poseurs de canalisations, le prix de l'électricité, la turbidité mesurée en unités néphéométriques<sup>1</sup>. On constate qu'une augmentation de 1% de la turbidité entraîne une hausse de 0,07% des charges de fonctionnement et de maintenance.

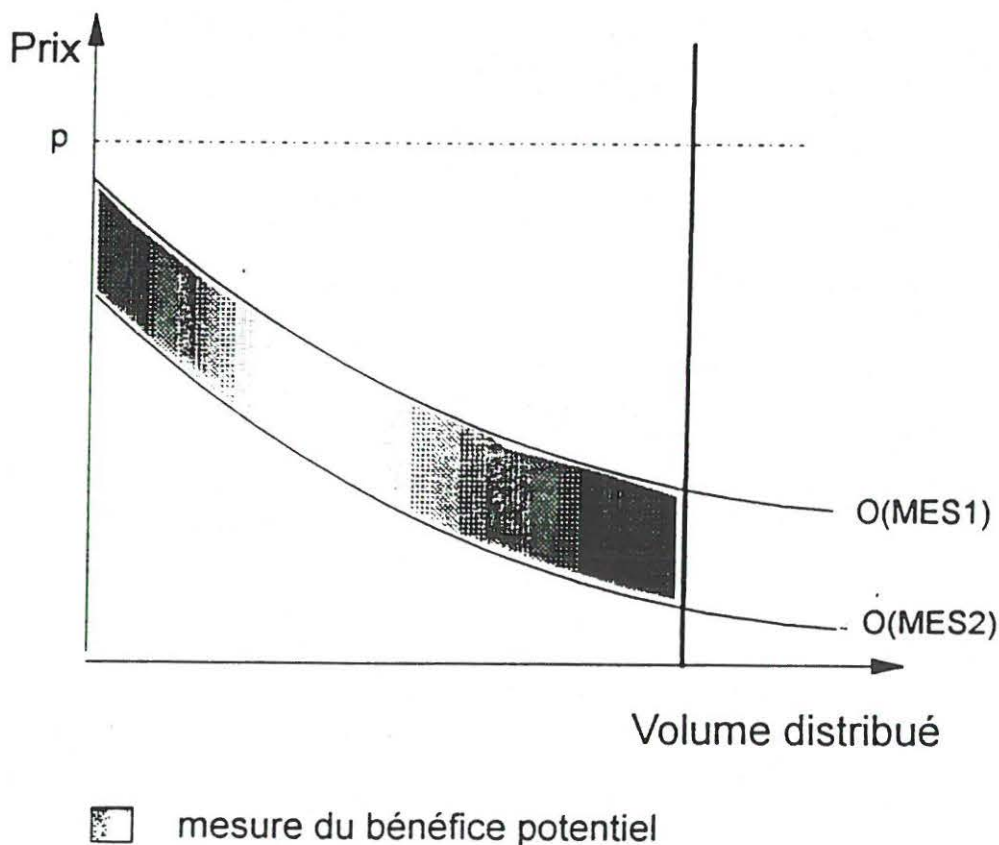
---

<sup>1</sup>Cette mesure est basée sur la quantité de lumière reflétée par un échantillon d'eau. La mesure moyenne est de 13,7 unités.

En fixant les variables à la moyenne mesurée pour l'échantillon, l'auteur parvient à une estimation du coût de 44\$ par million de gallons soit 11,6\$ pour 1000 m<sup>3</sup>. Compte tenu du volume total d'eaux de surfaces utilisé en AEP aux Etats-Unis, l'estimation du coût total lié à la turbidité est de 353,32 millions de dollars par an (valeur 1984). La figure 8 montre le déplacement de la courbe de coût marginal et la surface correspondant à la variation de surplus du producteur, la production s'opère à rendements constants.

Un accroissement de la turbidité est susceptible de générer des surcoûts non négligeables. Une réduction peut engendrer des bénéfices. Ici se pose la question de l'intervention la moins coûteuse (réduction des MES d'origine industrielle et domestique, ou meilleur contrôle de l'érosion par exemple).

*Figure 8. Surplus du producteur et bénéfice potentiel lié à une réduction de turbidité pour la production d'AEP*



## 12. Mesure directe de l'impact sur le surplus du consommateur

Quels bénéfices les individus tirent-ils de l'amélioration de la qualité d'eau destinée à la consommation domestique ? On trouve des éléments de réponse dans des études qui à travers l'utilisation des méthodes d'évaluation contingente cherchent à identifier directement la disponibilité à payer des consommateurs. Il y a peu d'exemples. Ils concernent principalement la valeur des bénéfices associés à la réduction de la pollution en nitrates dans les eaux destinées à la consommation humaine.

*Une approche sans prise en compte de l'incertitude : Nitrates et AEP au Royaume-Uni, (Hanley, 1989)*

La région de l'Anglia est confrontée à des teneurs en nitrates parmi les plus élevées observées au Royaume Uni. La norme de 50mg/l y est dépassée. Une étude conduite par Hanley (1989) a estimé la valeur que les ménages du ressort de la water authority d'Anglia attribuent à des mesures visant à garantir le respect de la norme de 50mg/l. Une évaluation contingente a été lancée auprès d'un échantillon de 400 ménages. On leur a demandé leur consentement à payer annuel maximum pour une eau à la norme. Des informations étaient fournies sur la situation au regard de cette pollution, et sur les coûts de traitement impliqués. Par ailleurs, les enquêtés étaient avisés que si un programme de maîtrise de la pollution était lancé, chaque ménage contribuerait au financement sur la base de l'enchère moyenne. En ignorant les refus de répondre ou les enchères nulles traduisant une protestation contre le principe même du paiement, l'enchère moyenne annuelle par ménage est de 12,97£. Le faible taux d'échantillonnage (0,05%) et de réponse (34%) conduisent à considérer ce chiffre avec prudence. Appliqué tel quel à la population concernée (835000 ménages), on obtient une valeur annuelle totale supérieure à 10 millions de £.

*Risque de pollution, incertitude sur la demande de qualité : Nitrates et AEP dans la région du Cap Cod aux Etats-Unis, (Edwards, 1988)*

L'EPA a retenu comme norme sanitaire, pour les nitrates, la limite de 10 mg/l dans les eaux destinées à la consommation humaine. Cette norme est voisine de la norme européenne qui est exprimée en mg/l de  $NO_3^-$  et non de  $N$ . Une analyse contingente est menée pour révéler la disponibilité annuelle maximale à payer des ménages de la région de Cape Cod pour éviter l'éventuelle pollution (contamination conduisant à une concentration supérieure à 10 mg/l) du seul aquifère de la zone. L'évaluation est conduite en introduisant un aléa sur la contamination de l'aquifère, et sur la présence dans la région des ménages enquêtés au moment ou surviendra le dépassement de la norme. L'évaluation est ici un prix d'option. Il varie avec la probabilité d'occurrence de la pollution. De 0 à 1623\$ pour une probabilité de contamination allant de 0 à 1 et pour un ménage représentatif (doté de la moyenne des diverses caractéristiques), certain de se maintenir sur le site.



Toujours pour un ménage moyen, mais en tenant compte de la probabilité moyenne d'être présent à un horizon de 5 ans, les prix d'option varient comme indiqué au tableau 3.

**Tableau 3. Prix d'option selon le risque**

Probabilité de contamination	Prix d'option (en \$)
25%	360
50%	720
75%	1080
100%	1440

La pollution pouvant se manifester sur une période d'une quarantaine d'années, il est intéressant ainsi que l'a fait l'auteur de calculer la valeur actualisée pour un ensemble de 1 000 ménages du flux de prix d'option sur 30 ans. Se pose ici la question de la valeur à retenir. Doit-on appliquer le prix d'option du ménage moyen à toute la population concernée, ou bien doit-on considérer que les individus qui n'ont pas répondu ou qui ont livré des enchères de protestation attribuent une valeur nulle à la potabilité de l'eau de l'aquifère ? En effet, sur 1 000 questionnaires diffusés, 785 sont revenus, parmi lesquels 585 sont exploitables, 170 correspondent à des refus d'entrer dans la logique de l'enquête. On peut comme le fait l'auteur considérer que 78,5 % des gens interrogés ont manifesté par un retour de questionnaire leur intérêt pour la question. On peut peut-être plus logiquement admettre que seuls 61,5 % des individus (78,5-17,0) sont véritablement en mesure d'exprimer un consentement à payer. Avec un taux d'actualisation de 4%, on obtient les deux ensembles de valeur consignés au tableau 4.

**Tableau 4. Bénéfices selon le risque**

Probabilité de contamination	Bénéfices agrégés non-répondants valeur nulle (en millions de \$)	Bénéfices agrégés non-répondants valeur moyenne (en millions de \$)
25%	3,86	6,28
50%	7,68	12,50
75%	11,49	18,69
100%	15,28	24,85

*Disponibilité à payer pour protéger les eaux souterraines. Ville de Dover dans le New Hampshire (Schultz et Lindsay, 1990)*

La ville de Dover comme bien d'autres aux Etats-Unis doit mettre en place un plan de protection de ses eaux souterraines. Mais on ne sait pas si les citoyens sont prêts à engager les dépenses nécessaires à la réalisation de ce plan. Les responsables ont donc cherché à connaître la disponibilité à payer des propriétaires acquittant l'impôt foncier à Dover. La technique utilisée est celle dite du référendum (voir la partie méthodologie). Les particularités de cette méthode font que certains auteurs préconisent l'utilisation de la valeur médiane plutôt que de la moyenne du consentement à payer. On a alors une évaluation minorante mais indiscutable. Les écarts entre ces deux valeurs peuvent être importants. Ici la disponibilité moyenne des propriétaires acceptant de répondre est de 129 dollars, alors que la médiane se situe à 40 dollars (valeur 1988). On peut considérer que ces deux valeurs définissent une fourchette du consentement à payer des ménages propriétaires se sentant concernés par le risque de pollution des ressources en eau.

Là encore, sur 600 questionnaires, 360 ont été retournés parmi lesquels 14 correspondent à des refus au moins partiels de réponse. Le taux d'implication est donc de 57,7%.

*Quelques résultats complémentaires*

Une étude menée en Allemagne (Holm, Müller et al., 1991) à partir d'un échantillon représentatif de l'ensemble de la population (3800 questionnaires), et basée sur la méthode d'évaluation contingente teste la disponibilité à payer pour améliorer divers aspects de l'environnement. S'agissant de l'eau de consommation, 58,8% des enquêtés la considèrent comme de la meilleure qualité. On trouve 41,7% d'individus déclarant une valeur nulle pour toute amélioration. Pour les autres, ils sont en moyenne prêts à payer 4,3 DM par mois pour une amélioration de qualité dont on n'a pas le détail.

En Suède, la question de l'évaluation individuelle des effets négatifs d'une concentration en nitrate supérieure à 50 mg/l a été examinée en 1991 (Silvander, 1991). Un échantillon de 1000 personnes représentatif de l'ensemble de la population a été constitué en vue de la réalisation d'une évaluation contingente. Pour les individus informés sur une concentration excessive de l'eau qu'ils consomment, la disponibilité moyenne annuelle à payer est de 370 couronnes. Pour l'ensemble des individus, selon l'information qui leur est donnée, et la propre information dont ils disposent sur cette question, les consentements moyens annuels à payer vont de 260 à 630 couronnes.

### *13. Mesure de l'impact sur le surplus du consommateur à partir des dépenses défensives engagées*

Une mesure des dépenses défensives et de compensation engagées par les ménages peut conduire à des estimations valides du coût de dégradation de l'eau, et donc des bénéfices retirés de sa protection. La justification théorique repose sur la fonction de production de services des ménages. Ces derniers élaborent pour leur usage des services qui proviennent de la combinaison de différents inputs. Lorsque ces inputs sont affectés par la pollution, les ménages développent des stratégies d'adaptation qui se traduisent par des dépenses qualifiées de défensives. Elles constituent une borne inférieure de la variation compensatrice ou équivalente.

#### *Exemple de contamination transitoire d'eaux souterraines*

La méthode basée sur les dépenses défensives a été appliquée à un cas de pollution des eaux d'alimentation de la ville de Perkasio (sud-est de la Pennsylvanie), (Abdalla *et al.*, 1992). Une contamination des eaux de nappe par du trichloréthylène a été détectée fin 1987 (0,035 ppm pour une norme de 0,005 ppm). Il a été fait obligation à la ville en juin 1988 de déclarer la pollution. En septembre 1989, la pollution étant toujours présente, une enquête a été lancée auprès de 1733 ménages. Parmi les questionnaires retournés, il a été retenu un ensemble de 761 questionnaires exploitables et représentatifs. En dépit de l'annonce officielle de la pollution, seuls 43,3% des ménages en étaient informés. Parmi ceux-ci, 43,75% (133) avaient pris une ou plusieurs des cinq mesures suivantes :

- augmentation d'achats d'eau en bouteille,
- nouveau comportement d'achat d'eau en bouteille,
- mise en place de systèmes domestiques de traitement de l'eau,
- déplacements pour aller chercher de l'eau dans un site non pollué,
- usage d'eau bouillie.

Des estimations tenant compte de la durée de la pollution au jour de l'enquête (88 semaines), de la valeur du temps engagé dans certaines opérations et du coût des équipements et de l'énergie nécessaires permettent de dresser le tableau 5. Le coût total qui y figure résulte d'une extrapolation à l'ensemble des ménages concernés, mais en supposant que 43,2 % sont informés, et que parmi ceux-ci, 43,75 % engagent des dépenses défensives<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup>Il est intéressant de noter que la décision d'engager des dépenses de protection est influencée significativement par la présence d'enfants dans le ménage. L'intensité des dépenses est elle même influencée par la présence d'enfants en bas âge (moins de 3 ans).

**Tableau 5. Estimation des coûts de décembre 1987 à septembre 1989**

Type de dépense	Estimation basse*	Estimation haute*
- Augmentation de la consommation d'eau en bouteille	11134 \$	11134 \$
- Nouveaux achats d'eau en bouteille	17341 \$	17341 \$
- Système domestique de traitement des eaux	4691 \$	4691 \$
- Déplacements pour aller chercher de l'eau	12512 \$	34031 \$
- Usage d'eau bouillie	15632 \$	64134 \$
Total	61313 \$	131334 \$

\*Sur la base du taux minimum de salaire horaire dans un cas et de la moyenne du taux de salaire des individus interrogés dans l'autre.

La variation de qualité de l'eau pour une période de 88 semaines a généré des dépenses défensives comprises entre 61313\$ et 131334\$. Cette fourchette constitue une estimation minorante du coût associé à la variation de qualité de l'eau

*Exemple de baisse de qualité entraînant une interruption de la distribution*

En mai 1982 le déversement de 80000m<sup>3</sup> d'une solution de formaldéhyde à 50% depuis un wagon citerne dans la ville de Ukiah (Californie, Etats-Unis) a contaminé la Russian River qui sert en particulier de source d'approvisionnement en eau potable pour 250 000 consommateurs. Il a fallu interrompre la distribution à partir de toute une série de puits. Les collectivités concernées se sont adaptées en ayant recours aux moyens suivants :

- accroissement du pompage dans les puits non contaminés
- prélèvement dans des réservoirs et transport par camions
- réduction volontaire de consommation

Une étude (Desvousges et Dunford, 1992) estime à 67500 le nombre de ménages concernés par une interruption durant en moyenne 3 jours. Pour une réduction de consommation de l'ordre de 30%, et avec une élasticité de la demande comprise entre -0,4 et -0,6 et pour un prix de 0,29\$/m<sup>3</sup> la variation de surplus du consommateur se situe entre 0,98 et 1,80\$ par ménage et par jour. Ceci conduit à une estimation du coût de réduction volontaire de consommation pour les ménages allant de 198450 à 364500\$. A ceci vient s'ajouter le coût d'approvisionnement auprès d'autres sources :

- approvisionnement auprès d'autres réseaux : 89953 \$
- transport en véhicules personnels, traitement de l'eau : entre 10500 et 33400 \$.

Au total et pour la seule alimentation en eau potable à usage domestique, le coût total oscille entre 300000 \$ et 500000 \$, soit de 4,5 \$ à 7,4 \$ par ménage.

### *Le cas français*

En France des accidents de pollution affectant des eaux destinées à la consommation humaine ont également été observés. Malheureusement, l'évaluation des dépenses défensives engagées est toujours restée soit inexistante, soit très sommaire. La pollution de la Loire à Tours (1988) et celle du Rhin (1986) ont donné lieu à des évaluations mais qui identifient insuffisamment les types de dépenses défensives des agents et ne les séparent pas clairement des mesures de réparation directe du dommages<sup>3</sup>.

L'exemple de la pollution du champ captant d'Illzach par du chlorobenzène en 1986 permet de situer l'ordre de grandeur du coût de travaux destinés à offrir un nouvel approvisionnement régulier. La zone de captage alimentant 32000 habitants de la banlieue de Mulhouse a dû être abandonnée au début de 1988. Le total du coût de travaux nécessaires à la création d'un nouveau captage dans une zone protégée s'est élevé à 40 millions de francs. On observera que les coûts liés à l'usage d'une eau dont la qualité s'est dégradée entre 1986 et 1988 n'ont pas été estimés. Par ailleurs, on ne sait pas comment cet investissement nouveau s'est traduit au niveau des prix. On peut tout au plus le convertir en charge annuelle supplémentaire par habitant desservi. Ce type d'estimation se rapproche alors de celles qui appartiennent à la catégorie suivante.

---

<sup>3</sup>Pour la pollution du Rhin, l'accord du 29/09/87 comprend une indemnisation globale et forfaitaire d'un montant de 46 millions de francs. Le coût des dommages pour la collectivité dans l'affaire de la pollution de la Loire à Tours a été estimé à 50 millions de francs.

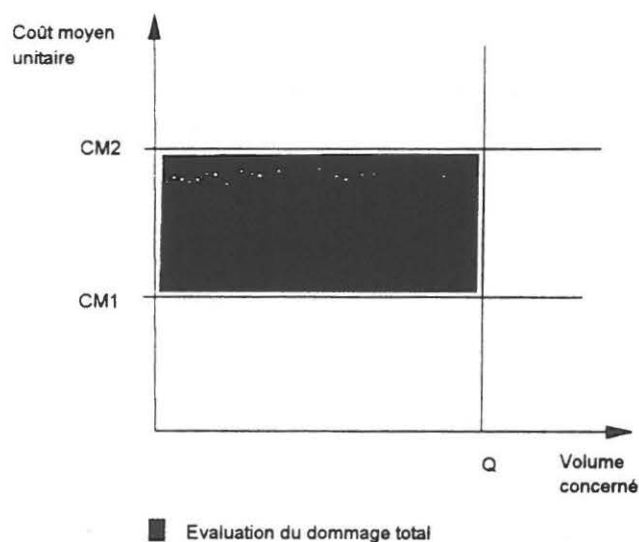
#### 14. Mesure globale de la variation de surplus

On devrait ici trouver les études les plus sophistiquées regroupant impact sur le surplus du producteur et impact sur le surplus du consommateur (à travers des variations de prix). En réalité, apparaissent sous cette rubrique des travaux très sommaires dont nous donnerons un exemple avec une étude cherchant à évaluer l'impact de l'eutrophisation sur l'AEP (Larré, Bouni, Laurens, 1991).

L'eutrophisation, parmi ses divers inconvénients a celui de perturber la production d'eau potable par une action négative sur les facteurs organoleptiques, physico-chimiques et sur la toxicité. Ainsi en présence d'eutrophisation, faut-il mettre en place des filières de traitement adaptées, ce qui se traduit par un surcoût de production. C'est en quelque sorte un déplacement de la fonction d'offre qui est ainsi généré.

Une approche fréquente bien que discutable de la mesure de variation de bien-être dans une telle situation, consiste à faire "comme si" on était en présence d'une inélasticité totale de l'offre et de la demande. Dès lors, l'évaluation du bénéfice potentiel ou du dommage se ramène à la simple multiplication d'une variation de coût unitaire par les quantités initialement concernées (figure 9).

**Figure 9. Evaluation de l'impact de l'eutrophisation sur l'AEP**



Pour un volume de 1,198 milliards de m<sup>3</sup> concernés et un surcoût de fonctionnement moyen estimé à 0,85F/m<sup>3</sup>, on obtient ainsi un dommage de 1,019 milliard de F. Dans cette étude les quantités en cause sont bien sûr approximatives, mais surtout le surcoût unitaire est estimé très grossièrement. Ce type d'analyse montre que l'ordre de grandeur des dommages est loin d'être négligeable, mais on ne saurait définitivement s'en satisfaire.

## 2. FONCTION PRODUCTIVE

Comparée aux procédures d'évaluation des bénéfices naturels et/ou de la qualité du milieu aquatique à usage récréatif, l'analyse des bénéfices au secteur productif est en apparence plus simple. L'eau entrant comme facteur de production dans un système marchand, sa valeur devrait s'identifier à son prix. La situation se complique si d'une part on veut prendre en compte la qualité de l'eau et si d'autre part, on s'intéresse aux effets externes induits par les modes d'utilisation et de mise à disposition de la ressource dans le secteur productif, effets ignorés par le marché. Par ailleurs, l'organisation et le type d'opérateurs, publics ou privés, intervenant sur ces marchés peuvent entraîner des écarts importants des prix pratiqués aux valeurs marginales de l'eau pour ses utilisateurs. Enfin toute politique de fourniture au secteur productif se traduit par des aménagements importants, à effet structurant fort sur le milieu, mais aussi sur les localisations, les niveaux d'activité et donc les demandes. L'exemple de l'irrigation, qui avec 70 % des consommations nettes d'eau dans le monde (65 % en France), représente la principale source de consommation, en est une bonne illustration. Des principales études existantes il ressort que :

- L'organisation administrative et juridique de l'accès à l'eau dans la plupart des pays, impose des restrictions à l'échange qui interdisent une allocation correcte par le marché, et ceci est encore plus vrai pour l'agriculture irriguée, même sans considérer la question des subventions directes ou des politiques de soutien de l'activité agricole.

- L'irrigation joue souvent un rôle d'assurance contre les risques climatiques. Comment mesurer la valeur de cette assurance ? Il faut remarquer que les contraintes soulignées au point a) ont souvent comme objectif de garantir une couverture maximale des besoins agricoles, ce qui ne se justifie pas en général d'un point de vue économique.

- Dans le cas de prélèvement sur des nappes captives, il convient de mesurer le coût d'opportunité associé à l'épuisement des réserves.

- Lorsque plusieurs irrigants prélèvent simultanément sur les nappes, en l'absence d'un système précis d'affectation de droit de prélèvement, il peut s'ensuivre une sur exploitation des réserves.

- Enfin, il faut évaluer les effets externes créés par l'irrigation (salinisation, pollution) ainsi que l'impact des prélèvements en période sèche sur le milieu aquatique.

### 21. Valorisation de la ressource en irrigation et contrainte d'accès

C'est aux Etats-Unis que l'on rencontre le plus d'études sur la valeur de l'eau d'irrigation. L'agriculture irriguée intensive de l'Ouest des Etats-Unis consomme entre 85 % et 90 % de l'eau disponible dans ces régions, avec des conflits d'usage importants liés au développement de l'urbanisation surtout en Californie. A cette concurrence entre usagers vient

se superposer depuis la fin des années 70, une montée des préoccupations environnementales et de loisirs concernant le milieu aquatique. Historiquement, les politiques d'aménagement ont favorisé les irrigants dans l'accès à la ressource par un système de droits de prélèvement assis sur la propriété du sol. Face aux pressions des demandes urbaines, on a assisté au développement d'un marché pour ces droits depuis une vingtaine d'années. En théorie, les prix de cession de droits constituent une borne inférieure des valeurs marginales individuelles de l'eau pour les irrigants. Mais dans la pratique, les contraintes juridiques et réglementaires restreignent les possibilités d'échange, les effets externes sur la qualité ou l'impact des cessions sur d'autres usagers ne disposant pas de droits d'accès déclarés sont ignorés, les demandes et disponibilités futures sont incertaines, et les allocations réalisées sont fréquemment inéquitables.

Dans une étude très complète, Saliba et al (1987) ont mesuré les prix de transfert résultant de transactions entre irrigants et autres usagers dans cinq états de l'ouest des USA. Le tableau 6 résulte d'estimations fournies par plusieurs dizaines d'études de cas complétées par des données de première main fournies par les autorités fédérales.

**Tableau 6. Prix de transfert entre irrigants**

	\$ 1986	FF 1992 <sup>4</sup>
Nevada	1620	10 033
Colorado	2918	18 000
Utah	811	5 022
Arizona	811	5 022
Nouveau Mexique	1135	7 030

Bien qu'issus de contextes très différents, les écarts de prix observés apparaissent conformes aux pressions relatives des demandes d'eau des irrigants et des autres usagers. Une étude de Colby (1990), portant plus spécifiquement sur les coûts de transaction impliqués par les restrictions légales et réglementaires à l'échange vient confirmer cette observation.

A partir d'enquêtes dans le milieu des intermédiaires spécialisés et des irrigants sur les coûts des échanges en termes de frais de prospection, d'avocats et de taxes administratives, elle parvient aux évaluations suivantes : 151 \$/m<sup>3</sup>.10<sup>3</sup> (810 FF) au Colorado, 44 \$/m<sup>3</sup>.10<sup>3</sup> (236 FF) au Nouveau-Mexique, 53 \$ 1990/m<sup>3</sup>.10<sup>3</sup> en Utah (284 FF). Les délais moyens

<sup>4</sup> Les valeurs en dollars américains de ce paragraphe ont été converties en francs français 1992 (voir infra paragraphe 41).



d'obtention d'une autorisation administrative de transaction étaient à la même époque de 29 mois au Colorado, 4 mois au Nouveau-Mexique, 5 mois dans l'Utah. Ces résultats sont cohérents avec d'autres études (Macdonnel, 1990). Ces coûts apparaissent faibles (de l'ordre de 6 %) au regard des prix de transaction, de plus ils sont proportionnels à la pression des demandes et à la rareté des disponibilités en ressource, et d'autant plus élevés que les transferts ont lieu hors de l'agriculture : ces derniers représentent 80 % des volumes échangés au Colorado, 30 à 40 % des transactions dans les autres Etats. Vu la faible valeur des coûts de transaction, l'auteur conclut que les prix de cession reflètent assez bien la valeur sociale de l'eau d'irrigation dans ces régions.

Une autre façon de mesurer la valeur de l'eau en irrigation consiste à calculer le coût social d'une réduction arbitraire des droits de prélèvement pour une population d'agriculteurs. Cette démarche suppose implicitement qu'il est équivalent en termes de variation de surplus de réduire ou d'accroître marginalement la consommation d'eau d'irrigation. Il est assez bien connu que ce n'est vrai que sous des hypothèses très restrictives : absence d'effets revenus, situation initiale d'équilibre concurrentiel, les correspondances d'offre et de demande doivent posséder certaines propriétés de régularité de leurs réponses à des variations de prix. Les enseignements de ce type d'études sont donc à considérer avec beaucoup de précaution, voire de scepticisme.

Charney et al. (1990) cherchent à mesurer l'impact d'un retrait autoritaire de 1000 acres, soit 405 ha, de cultures irriguées dans le comté de La Paz en Arizona, c'est à dire une réduction de 0,2 % de la surface irriguée du comté, sur l'emploi et le revenu de la population. A partir d'un panel d'irrigants, ils construisent des budgets de consommation familiale agricole et des budgets d'achat de facteurs de production. Ils complètent les mesures d'impact de la diminution de revenu agricole sur la consommation et l'activité des exploitants par des enquêtes sur l'effet de ces réductions sur les activités commerciales, industrielles et de services dans la région étudiée. Ils aboutissent à une évaluation de 17 pertes d'emploi pour 1000 acres de retrait et une perte de revenu directe et induite de 367 000 \$ 1987 (2,213 millions FF). Les pertes fiscales pour les collectivités locales et le gouvernement de l'Etat sont estimées à 29 000 \$ (174 923 FF). Ces valeurs paraissent fortement surestimées pour d'autres auteurs (Gardner et Whittlesey, 1990) qui soulignent l'incertitude affectant la mesure des effets macro-économiques régionaux induits et le risque de doubles comptes dans ce type d'évaluation.

Howe et al (1990) ont mené une étude analogue pour la rivière Arkansas au Colorado. Partant des prévisions d'aménagement et de transfert de l'eau d'irrigation vers d'autres usages jusqu'en 2013, recueillies par enquêtes auprès des autorités locales, ils mesurent l'impact de ces évolutions sur l'emploi et le revenu, à l'aide d'un modèle de simulation macro-économique

régional. Deux scénarios de réaction des agriculteurs irrigants sont envisagés : un déplacement progressif des cultures irriguées vers les zones restant irrigables à surface constante, et un scénario de recul net de l'irrigation incorporant explicitement les effets attendus de baisse des prix et de réduction de l'activité agricole dans les vingt prochaines années. Dans un premier temps, les auteurs calculent une tendance d'évolution moyenne en extrapolant les tendances de la période 1950-1980 jusqu'en 2020. Ils parviennent à une estimation de l'ordre de 5 290 000 \$ (33,522 millions FF 1982) soit  $43 \text{ } \$/\text{m}^3 \cdot 10^3$  (272 FF), ce qui paraît négligeable comparé au coût moyen de création de ressources nouvelles évalué pour la région à  $1620 \text{ } \$/\text{m}^3 \cdot 10^3$  (10 200 FF). A partir des prospectives d'évolution des aménagements et des scénarios d'adaptation agricole envisagés, les déviations en pourcentage par rapport à la tendance de base sont donnés au tableau 7.

**Tableau 7. Impacts macroéconomiques de l'irrigation  
(en % par rapport à la tendance de base)**

Scénario	Vallée d'Arkansas		Etat du Colorado	
	1	2	1	2
Emploi agricole	10	21	1	2,5
Emploi total	0,8	1,6	0	0,1
Population totale	0,2	0,3	0	0
Valeur ajoutée agricole	10	21	1,2	2,5
Valeur ajoutée totale	1,4	2,5	0	0,1

NB : Le scénario 1 correspond à un maintien de l'irrigation, le scénario 2 à un recul net.

L'intérêt de ce type d'approche macro-économique est de mettre en évidence la nécessité dans toute étude prospective de moyen-long terme, de comparer des tendances d'évolution des valeurs, par opposition aux approches micro-économiques, plus adaptées à la mesure d'impact de court terme sur des catégories spécifiques d'agents économiques.

Dans de nombreux pays, il n'est même pas possible d'échanger des quotas d'eau d'irrigation. Une étude israélienne (Yaron et Ratner, 1990), portant sur trois grandes coopératives, a mis en évidence des gains de 8 % en termes de profit (soit 194 000 \$/an ou 1,041 million FF) si au moins les rétrocessions intra-annuelles étaient autorisées entre coopératives, et de 17 % en cas d'autorisation d'un échange de quota. La méthodologie est assez sophistiquée, dans un premier temps on construit par programmation linéaire une frontière d'efficacité technique collective, puis on calcule les transferts à effectuer entre les

coopératives selon trois concepts d'équilibre d'un jeu coopératif : solution de marchandage ou de Nash, la valeur de Shapley et l'imputation au coût marginal de la contrainte de rationnement individuel. Il est intéressant de noter que la répartition des gains d'une gestion commune de la ressource entre les coopératives n'est généralement pas équitable quel que soit le mode d'échange considéré. Toutefois il faut être prudent dans la transposition de ces résultats à d'autres situations, en particulier en France, où cette question des marchés de quotas d'eau fait l'objet de vifs débats dans la profession agricole.

Pour compléter ce point, il faut remarquer que toute tentative d'évaluation de bénéfices procurés par l'eau en irrigation (c'est également vrai pour les autres usages) ne peut se fonder sur une agrégation des valeurs marginales individuelles des prélèvements sur l'aquifère. Une décision de prélèvement et/ou de transfert en un point influe sur les possibilités de consommation des autres usagers. Ce phénomène d'externalités de consommation concerne aussi bien les interdépendances amont-aval des prélèvements de surface que les effets des pompages en nappe. En d'autres termes, la structure même du bassin hydrographique influe sur la valeur économique de la ressource dans ses différents usages. Par ailleurs, en l'absence d'une spécification complète des droits de propriété, la non-prise en compte de ces externalités de consommation dans les transactions est une cause d'inefficience d'un système de marché de droits d'eau. La littérature économique des années 60 s'était beaucoup intéressée à ce problème en distinguant soigneusement les prélèvements et les consommations nettes dans les évaluations, l'étude la plus célèbre étant celle de Burt (1964). Malheureusement cette distinction n'a pas été reprise dans les études ultérieures.

L'émergence de nouvelles contraintes liées à la prise en compte de l'environnement (débits réservés, protection des nappes) fait renaître l'intérêt pour ces questions. Les recherches actuelles restent essentiellement théoriques (Livingston et al., 1986 ; Provencher et Burt, 1993) à l'exception notable de Gisser (1983) qui se concentre essentiellement sur les aspects juridiques et réglementaires de la prise en compte de ces externalités en Arizona et au Nouveau-Mexique. L'importance des enjeux d'environnement devrait susciter dans un proche avenir des tentatives d'évaluation empirique des externalités de consommation (Griffin et Hsu, 1993).

On peut faire les mêmes remarques en ce qui concerne la prise en compte dans l'analyse économique des dynamiques d'épuisement des nappes. Les externalités de consommation portent dans ce cas sur les possibilités de prélèvement des générations futures. Cette question a fait l'objet d'une importante littérature théorique mais de très peu d'évaluations empiriques dans le domaine de l'eau.

## 22. Irrigation et qualité des eaux

L'irrigation influe sur la pollution des eaux dans la mesure où elle accroît le lessivage et la percolation des polluants agricoles (engrais azotés, pesticides). Elle peut être également responsable de pollutions spécifiques lorsque les aquifères de prélèvement sont riches en sels ou minéraux toxiques, non assimilables par les cultures. Le drainage par irrigations successives et la tendance des agriculteurs à accroître les doses pour évacuer les sels en excès provoquent un cycle de salinisation progressive des eaux superficielles, dommageable à l'environnement. Le cas du bassin versant de la vallée de San-Joaquin, une région de cultures irriguées intensives, qui approvisionne en partie San-Francisco, est assez exemplaire en la matière. A partir de 1983, on a relevé des teneurs alarmantes en sélénium, molybdène et bore dans les eaux de surface et les réservoirs. Les objectifs de qualité fixés par l'Etat de Californie peuvent être atteints par une réduction de 30 % des eaux de drainage issus des 38000 ha irrigués de la vallée (Hanemann et al., 1987). La première option possible pour atteindre cet objectif est d'imposer des contraintes d'apport et/ou de taxer l'utilisation agricole de l'eau. Des études réalisées sur le site (Dinar et Letey, 1991), il ressort qu'une alternative à cette politique est l'instauration d'un marché de droits d'eau inter et extra districts de distribution, permettant une meilleure utilisation de la ressource. Dans une étude récente, Weinberg et al. (1993) analysent les potentialités de cette alternative.

L'étude porte sur 28 000 ha de cultures, dont 17 800 sont irriguées de façon permanente dans 9 districts de distribution eux-mêmes subdivisés en 16 circonscriptions distinguées par leurs caractéristiques agronomiques et hydrologiques. Les auteurs couplent un modèle hydrologique de transferts de polluants dans l'aquifère, un modèle agronomique qui calcule des rendements pour différentes cultures et différents assolements en fonction des doses d'irrigation, en tenant compte des fluctuations climatiques, et un modèle technique permettant de construire des frontières d'efficacité techniques pour chaque culture pratiquée dans le bassin, 11 techniques et modes de conduite de l'irrigation différents, et trois niveaux d'intensification. Ces frontières sont estimées économétriquement à partir de données d'investissement actualisées, de coût d'opération et de maintenance. Le modèle suppose homogènes sur la zone, l'éventail des techniques disponibles, les prix des différentes cultures, les coûts des facteurs autres que l'eau, et fixe la répartition foncière. Par contre les rendements, les prix de l'eau fournie aux irrigants et les quotas peuvent varier sur chaque district.

L'assolement, le choix d'intensification, de conduite d'irrigation et de culture sont déterminés par optimisation non linéaire du revenu de l'exploitant agricole en incorporant explicitement la possibilité de vendre la part non utilisée de son quota d'irrigation. Trois niveaux d'agrégation sont considérés :

- Aucun transfert n'est possible entre les districts. Ce cas correspond à la situation réelle, la simulation permet de tester la validité des prédictions du modèle par rapport aux observations.

- Seuls les transferts inter districts sont possibles. Les prix effectivement payés par les irrigants varient entre 0 \$ et  $29 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (155 FF) selon les districts, et les quotas entre 701 mm et 1219 mm. Le simulateur permet d'évaluer les valeurs marginales des contraintes de rationnement imposées par les couples prix-quota, valeurs variant entre  $8 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (13 FF) et  $91 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (488 FF). Des gains à l'échange sont donc possibles entre les districts. Le prix qui égalise les valeurs marginales de l'eau d'irrigation s'établit à  $44,6 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (239 FF), et le revenu net moyen s'accroît de 34 \$/ha (182 FF) grâce aux possibilités de transaction. Le taux de drainage mesuré en acre.pied/acre drainé passe de 76 % à 72 % en moyenne. Les surfaces irriguées tendent à augmenter (+ 3 %), mais pas les prélèvements, en raison des réallocations entre cultures permises par le relâchement des contraintes d'approvisionnement. Bien entendu, il ne s'agit que d'effets de court terme, le modèle ne prenant pas en compte les modifications des valeurs foncières qui devrait résulter du découplage du potentiel de consommation d'eau de la surface agricole possédée par l'exploitant.

- Les transferts vers d'autres usagers sont possibles. En raison des coûts de transaction plus élevés des transferts hors agriculture, on suppose que les transferts internes à la zone sont prioritaires. L'offre nette d'eau devient donc positive pour des prix supérieurs à  $44 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (236 FF). L'offre nette peut être estimée à 182 mm pour un prix de  $65 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (349 FF), et double si le prix atteint  $81 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (435 FF). Pour des prix plus élevés les réallocations entre cultures deviennent très importantes et dans certains districts, l'agriculteur devrait abandonner l'irrigation pour se transformer en vendeur d'eau, la courbe d'offre devient inélastique aux variations de prix. Il est clair que l'on touche aux limites de validité du modèle de simulation.

Du point de vue de la protection de l'environnement, un prix de  $78 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (419 FF) permet d'atteindre l'objectif de réduction de 30 % des eaux de drainage dans le bassin. Ce prix apparaît tout à fait compatible avec les prix d'alimentation en eau potable des zones urbaines dans l'Ouest des Etats-Unis, il est même inférieur de moitié à des prix payés par de nombreuses collectivités locales en Californie (Willey et al., 1988). Il doit être clair qu'un tel mécanisme d'allocation concurrentiel correspond en fait à une subvention déguisée aux irrigants en faisant supporter au consommateur urbain et aux finances locales la totalité de l'effort de réduction de la pollution. L'étude effectue une comparaison de la solution de marché à une solution de "moindre coût", correspondant à une allocation de l'effort de réduction de 30 % du drainage approximativement Pareto-optimale, et aboutit à un coût social du marché par rapport à l'optimum de l'ordre de  $27 \text{ \$/m}^3 \cdot 10^3$  (145 FF), pour atteindre l'objectif de qualité fixé.

### ***23. L'aquaculture : une activité en développement liée à l'eau***

L'aquaculture de salmonidés (truites et saumons) connaît depuis une vingtaine d'années une expansion rapide, favorisée par des progrès techniques importants (développement de l'alimentation artificielle), et une croissance des investissements poussée. La production de

truites d'élevage (truites portions soit 80 % de la production totale) dans la CEE est ainsi passée de 84 470 t en 1980 à 136 010 t en 1989, soit une multiplication par 1,6 en 10 ans. Les principaux producteurs sont la France avec 36 000 t/an, l'Italie (30 000 t/an), le Danemark (23 000 t/an), l'ex République Fédérale d'Allemagne (17 000 t), l'Espagne et le Royaume-Uni (16 000 t).

Dans le même temps, la production mondiale de saumons d'élevage était multipliée par 32, passant de 7 202 t en 1980 à 229 190 t en 1989 (Haffray et al., 1990). Dans la CEE, la production s'est élevée de 649 t en 1980 à 40 580 t en 1989, le premier producteur mondial étant la Norvège avec 150 000 t. Cette activité d'élevage est en concurrence sévère avec la pêche (850 000 t). Face à cette explosion de l'offre, les prix ont fortement chuté au cours de la décennie, remettant en question la viabilité économique de nombreuses exploitations. Certains pays comme la Norvège sont même conduits à des politiques de contingentement de la production et de stockage, pour enrayer la chute des cours (Fish Farming International, 1991). Dans un contexte économique aussi difficile, l'intensification paraît seule susceptible de préserver les marges des aquaculteurs. En France, ce processus d'intensification peut se mesurer par la croissance des rendements des bassins, qui se situent actuellement entre 20 et 40 kg/m<sup>2</sup>/an pour la truite d'élevage et peuvent atteindre jusqu'à 100 kg/m<sup>2</sup>/an dans certains cas en Bretagne.

En Europe de l'Ouest, l'aquaculture s'effectue principalement dans les eaux continentales. Le développement de cette activité se heurte à de nombreuses contraintes. Les sites propices à l'élevage sont peu nombreux, ou difficilement extensibles, sauf en montagne (Bonnieux et al., 1993). Mais en montagne, le cycle d'élevage est plus long, affectant la rentabilité. Une politique de segmentation du marché (création de labels) pourrait pallier en partie à cette difficulté.

Du point de vue de l'environnement, l'aquaculture de salmonidés se caractérise par des exigences fortes concernant la qualité de l'eau entrant dans les bassins et des pollutions importantes (essentiellement en éléments azotés et déchets organiques) en sortie. C'est donc une activité "sensible", exposée aux conséquences des conflits d'usage en rivière, des disponibilités en eau limitées, et génératrice de nuisance (Bonnieux et al., 1993).

S'étant développée très récemment, on manque d'études précises concernant l'impact sur l'environnement de cette activité, particulièrement en France. Il paraît important de combler ces lacunes dans l'avenir, l'aquaculture étant encore appelée à connaître de profondes transformations, par un recours de plus en plus grand aux biotechnologies et aux techniques de génie génétique (hormone de croissance rGH en particulier (Bonnieux et al., 1993 ; Gabriel, 1990).

### 3. FONCTION RÉCRÉATIVE ET ÉCOLOGIQUE

La fonction récréative et écologique pose des problèmes d'évaluation car elle recouvre des bénéfices souvent non-marchands, qui ne s'expriment pas en valeurs monétaires. Il faut distinguer les bénéfices d'usage récréatif et les bénéfices de non-usage ou d'usage passif, qui comprennent les bénéfices d'usage différé ou partagé et les bénéfices écologiques, esthétiques, et d'agrément. Il faut distinguer également l'approche en terme de surplus total résultant de la jouissance d'une ressource en eau de qualité donnée, et l'approche en terme de variation de surplus résultant d'une variation de la qualité de l'eau.

#### 31. Bénéfices d'usage

Les estimations de bénéfices d'usage procurés par les activités récréatives proviennent avant tout des Etats-Unis, où elles se sont développées dès la fin des années 1960 et surtout à partir de 1980. Il s'agissait alors de fournir aux agences fédérales de l'eau et à l'administration des forêts une base scientifique d'estimation des valeurs récréatives journalières utilisées depuis 1964. Celles-ci reposaient initialement sur des jugements d'expert visant à approximer le consentement à payer moyen par jour de loisir. Plusieurs synthèses, regroupant les études américaines sur la demande de loisir de plein air, ont ainsi été successivement réalisées à la demande des agences (Dwyer et al, 1977 ; Sorg et Loomis, 1984 ; Walsh et al, 1988, 1990 et 1992).

Environ la moitié des 287 estimations recensées par Walsh et al (1992) est consacrée aux activités récréatives liées à l'eau (tableau 8). Les bénéfices moyens sont exprimés en dollars 1987, par personne et par jour d'activité. Ils représentent le surplus du consommateur, c'est-à-dire le bien-être retiré de la jouissance d'une ressource récréative de qualité donnée, qualité non précisée ici et qui peut varier entre les études de base. Les bénéfices représentent également le consentement à payer (en plus des dépenses déjà effectuées) pour éviter la disparition de la ressource. Il s'agit donc bien du surplus total moyen et non d'une variation de surplus correspondant à une variation de qualité de la ressource (*voir infra* pour ce dernier aspect). Cette valeur correspond donc en fait à la variation du surplus équivalent dans le cadre d'une disparition totale du milieu aquatique. La valeur prise en compte est une valeur d'usage récréatif sur site, à l'exclusion de toute valeur de préservation. Les estimations par la méthode des coûts de transport (MCT : 156) sont un peu plus nombreuses que celles faisant appel à la méthode d'évaluation contingente (MEC : 129).

La valeur économique moyenne d'une journée de loisir de plein air vaut 34 dollars avec un intervalle de confiance à 95% compris entre 31 et 37 dollars et une plage de variation allant de 4 à 220 dollars. Il y a des différences significatives entre les bénéfices selon les activités. En ce qui concerne les activités récréatives liées à l'eau, les bénéfices des activités relativement spécialisées comme la pêche des poissons anadromes (54 dollars), la pratique du bateau sans

moteur (canoe : 49 dollars) ou la chasse au gibier d'eau (36 dollars), sont plus élevés que les bénéfices générés par des activités moins spécialisées telles la baignade ou la pêche en eau chaude (23 à 24 dollars). Une hiérarchie des bénéfices s'établit pour la pêche sportive selon les espèces recherchées, avec en tête les poissons migrateurs (vraisemblablement saumon et truite de mer : 54 dollars), puis les poissons d'eau froide (salmonidés en majorité sédentaires : 31 dollars), et enfin les poissons d'eau chaude (cyprinidés ou percidés : 24 dollars). Les bénéfices procurés respectivement par le camping et le pique-nique (tous milieux : 19 et 17 dollars) donnent une idée de la valeur des activités peu spécialisées pratiquées près de l'eau, mais il manque la promenade, qui est une activité très pratiquée et donc une source potentielle d'importants bénéfices agrégés (Willis et al., 1990).

**Tableau 8. Valeurs économiques nettes par jour de loisir, provenant d'études de la demande récréative par MCT ou MEC de 1968 à 1988 - Etats Unis (dollars fin 1987)**

Activité	Nombre d'estimations	Moyenne	Médiane	Ecart-type de la moyenne	Intervalle de confiance à 95%	Plage de variation
Toutes activités récréatives	287	\$ 33.95	\$ 27.02	\$ 1.67	\$ 30.68-37.22	\$ 3.91-219.65
Camping	18	19.50	18.92	2.03	15.52-23.48	8.26-34.89
Pique-Nique	7	17.33	12.82	5.08	7.37-27.29	7.05-46.69
Baignade	11	22.97	18.60	3.79	15.54-30.40	7.05-42.94
Bateau à moteur	5	31.56	25.67	10.36	11.25-51.87	8.27-68.65
Bateau sans moteur	11	48.68	25.36	15.85	17.61-79.75	10.26-183.36
Chasse gibier d'eau	17	35.64	25.27	5.87	24.13-47.15	16.58-102.88
Pêche en eau froide	39	30.62	28.49	3.24	24.27-36.97	10.07-118.12
Pêche de poissons anadromes	9	54.01	46.24	11.01	32.43-75.59	16.85-127.26
Pêche en eau chaude	23	23.55	22.50	2.46	18.73-28.87	8.13-59.42

Source : Walsh et al (1992)

MCT : méthode des coûts de transport

MEC : méthode d'évaluation contingente

Les données américaines sur la pêche récréative en eau douce peuvent être complétées par quelques travaux européens, essentiellement norvégiens. Les agences et le ministère norvégien de l'environnement sont à l'origine de ces travaux, qui ont pour cadre les phénomènes d'acidification des cours d'eau et des lacs dus aux pluies acides. Les quinze estimations de valeurs récréatives par jour de pêche (et par pêcheur) rassemblées par Navrud et Strand (1992) sont cohérentes avec les valeurs journalières de Walsh et al (1992), car il s'agit de la même grandeur économique, mesurée à l'aide des mêmes grandes méthodes d'évaluation (MCT et MEC). Les bénéfices sont cependant exprimés en couronnes norvégiennes (NOK) 1991 (tableau 9). On retrouve ici, comme aux Etats-Unis, des bénéfices supérieurs pour la pêche des salmonidés migrateurs (94-607 NOK, moyenne 275 NOK) par rapport aux salmonidés sédentaires (truite brune ou fario : 44-170 NOK, moyenne 120 NOK). On retrouve également l'influence de la qualité du site ou de la ressource récréative : la valeur récréative est nettement plus élevée pour une rivière à gros saumons et à stocks importants (La Gaula), que



pour des rivières dégradées par les pluies acides. Après actualisation et conversion monétaire, il est possible de tenter un rapprochement des données américaines et norvégiennes, malgré les inconnues sur la qualité moyenne des sites et les évidentes différences méthodologiques (rapport MCT/MEC plus élevé en Norvège, méthodologies MEC et MCT non détaillées ici, en particulier prise en compte du coût du temps, etc...). Si on assimile les salmonidés migrateurs norvégiens aux poissons anadromes américains et les salmonidés sédentaires aux poissons d'eau froide, les valeurs norvégiennes représentent respectivement les 2/3 et la moitié des valeurs américaines. Cependant les poissons d'eau froide américains ne comprennent pas seulement les poissons sédentaires, la valeur de leur pêche est relevée par l'inclusion des poissons migrateurs. En France, Bonnieux et Vermersch (1992) ont obtenu des surplus MCT par jour de pêche de 160 F pour la truite de mer et de 280 à 400 F pour le saumon. Cela représente une valeur journalière moyenne de 250 F pour la pêche des salmonidés migrateurs et les 3/4 de la valeur américaine correspondante.

**Tableau 9. Revue des études norvégiennes sur la valeur récréative de la pêche en eau douce**

Rivière	Espèce	Auteur	Méthode <sup>1</sup>	Valeur récréative par jour de pêche <sup>2</sup> NOK 1991
Rivière Gaula	Saumon Truite de mer	Strand (1981)	CTZ	335
"	"	Rolfsen (1991)	CTI MEC	440-607 321
"	"	Singsaas (1991)	CTI	217-339
Rivière Vikedalselv (acidifiée)	"	Navrud (1988)	CTI MEC	139-190 131-187
Rivière Audna (acidifiée)	"	Navrud (1990)	CTI MEC	214-243 94-274
Rivière Stordalselv	"	Ulleberg (1988)	CTI	235-311
Rivière Halling-dalselv	Truite fario	Navrud (1984)	CTZ	170
Rivière Tinnelv	"	Scancke (1984)	CTZ	170
Lac Lauvann	"	Navrud (1991)	CTI MEC	119-151 76-103
Lac Gjerstad-skog	"	Navrud (1991)	CTI MEC	85-95 44-65

Source : Navrud et Strand (1992)

- 1 - CTZ : Méthode des coûts de transport par zone  
 CTI : Méthode des coûts de transport sur données individuelles  
 MEC : Méthode d'évaluation contingente
- 2 - Par pêcheur, quelque soit le nombre d'heures par jour

Mis à part le cas de la pêche de loisirs, il existe peu d'informations à l'exception de données américaines, sur les bénéfices associés à des activités peu spécialisées. Le plus souvent l'information porte en effet sur une évaluation globale toutes catégories d'usages confondus. Aussi l'exploitation faite par Willis et al. (1990) des enquêtes sur sites réalisées sous l'égide du British Watercourse Board apparaît tout à fait intéressante, puisqu'elle permet de combler en partie ce vide.

Il s'agit de deux enquêtes réalisées pour la première sur le canal de Lancaster (n=925) pendant l'été 1987 et pour la seconde sur le canal de Montgomery (n=393) pendant l'été 1988. Les données recueillies auprès des visiteurs, origine, activité pratiquée, nombre de visites... ont permis une application de la méthode du coût de déplacement sur données individuelles et de là un calcul du surplus par visite (tableau 10).

**Tableau 10. Surplus par visite selon les usages (individus de plus de 15 ans) en pennies 1987-88**

	LANCASTER	MONTGOMERY
promenade du chien	2,9	1,4
petite promenade	0,7	1,8
pêche	3,2	13,0
promenade en bateau	5,8	
visite spécifique	7,4	
visite au pub		15,5
observation du canal		22,8
observation de la nature		4,4
marche	6,5	6,5
ensemble	11,2	9,2

Les valeurs obtenues pour le surplus sont faibles mais concernent des populations nombreuses. Ces valeurs modestes s'expliquent aussi par la non-prise en compte du temps et par un traitement peu satisfaisant des usagers habitant à proximité. La prise en compte du coût du temps conduit à un surplus toutes activités confondus sensiblement supérieur : 14,9 pennies pour le canal de Lancaster et 10,4 pour le canal de Montgomery. Si maintenant, on élimine des échantillons les individus habitant à moins de 10 miles des sites, on obtient (sans tenir compte du temps) 28,6 pennies pour le canal de Lancaster et 32,2 pennies pour le canal de Montgomery, d'où une moyenne de l'ordre de 30 pennies qui est cohérente avec la valeur proposée par Green et al. (1992) c'est-à-dire 40 pennies 1992 par visite d'adulte. Il existe quelques données allemandes, difficilement exploitables car elles ne distinguent pas les différents usages entre eux, ni les usages passifs des autres usages (Römer et Pommerehne, 1992).

Pour terminer, signalons que les bénéfices d'usage (et aussi de non-usage) peuvent également varier avec les caractéristiques socio-économiques des individus. Smith et Desvousges (1986) et Sanders et al (1990) ont mis en évidence l'influence positive des motivations et des préférences ainsi que du niveau d'éducation sur les bénéfices liés à la qualité de l'eau et à la protection des rivières. En revanche, si les bénéfices semblent augmenter avec le revenu pour Smith et Desvousges (1986), cet effet n'est pas retrouvé par Sanders et al. (1990). L'âge diminuerait les bénéfices récréatifs (Smith et Desvousges, 1986 ; et Sanders et al., 1990) obtiennent des valeurs d'usage plus élevées chez les hommes que chez les femmes.

### *32. Bénéfices de préservation*

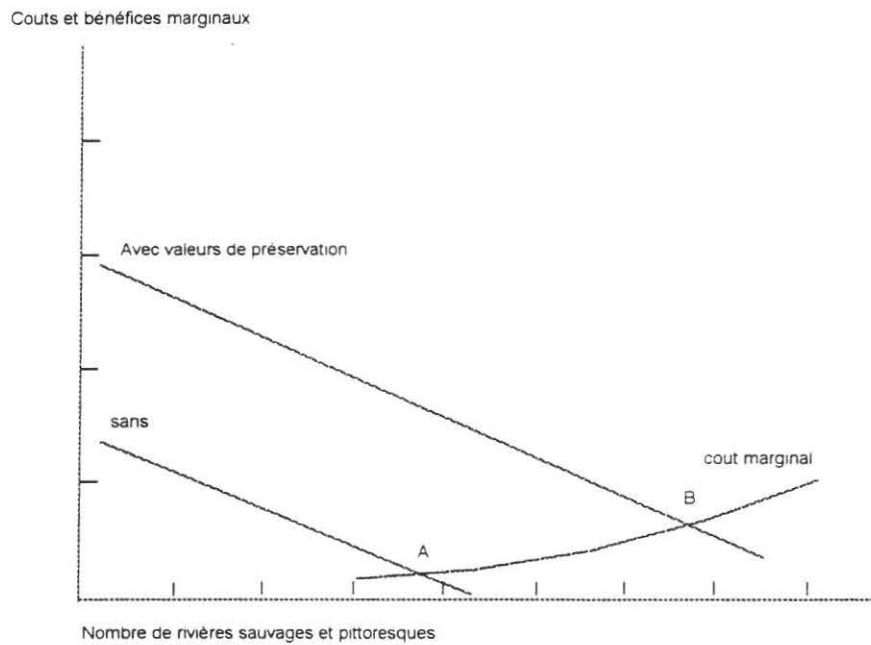
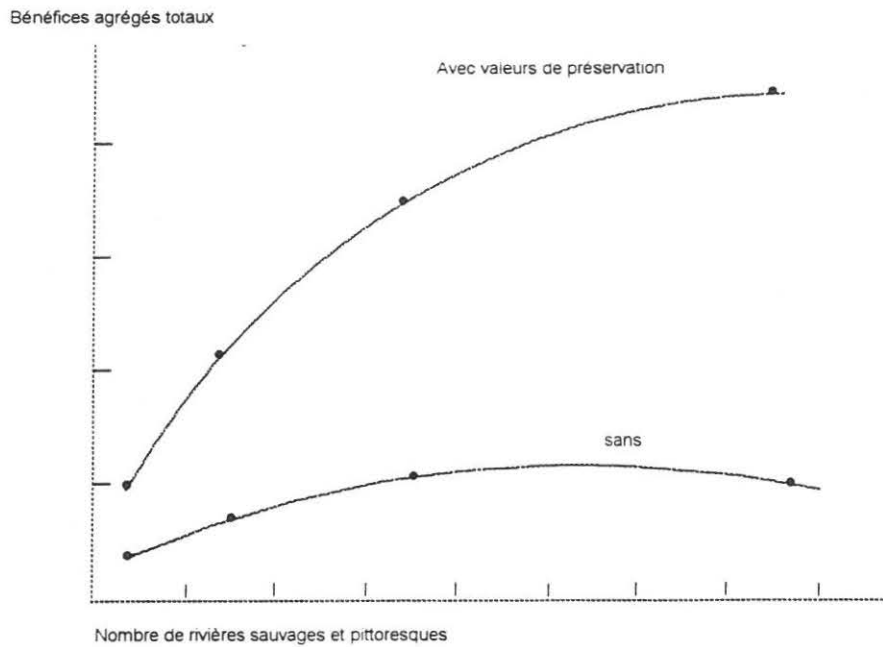
Les bénéfices de non-usage correspondent à ce que certains auteurs appellent la valeur de préservation. Pour Walsh et al (1986) la valeur de préservation des rivières comprend :

- la valeur d'option, sorte de prime d'assurance que l'individu est disposé à payer pour garantir son accès aux rivières dans l'avenir ;
- la valeur de legs ou d'héritage, qui représente la satisfaction de savoir que les rivières sont protégées afin que les générations futures puissent y accéder (c'est une valeur perçue par les générations présentes) ;
- la valeur d'existence, complètement indépendante des usages actuels ou futurs, et qui correspond à la satisfaction de savoir que les rivières existent en tant qu'habitat naturel pour les poissons, la faune sauvage, les plantes.

D'autres auteurs parlent également de valeur d'usage délégué ou partagé, c'est-à-dire la satisfaction de savoir que d'autres personnes ont accès à la ressource.

En additionnant valeur liée à l'usage et valeur de préservation, on obtient la Valeur Economique Totale (VET) ; bien qu'il n'y ait pas de consensus scientifique sur les différentes composantes de la VET, cette classification est commode pour analyser les travaux sur la valeur de préservation. Sanders et al (1990) montrent comment la restriction des bénéfices de la protection des rivières aux seules valeurs d'usage conduit à recommander la protection d'un nombre de rivières socialement insuffisant. Le nombre optimal de rivières protégées est atteint lorsque les bénéfices et coûts marginaux de la protection des rivières s'égalisent (figure 8). La prise en compte des valeurs de préservation augmente le bénéfice marginal et déplace l'optimum de A vers B, ce qui se traduit par la protection d'un plus grand nombre de rivières. Pour ces auteurs, une allocation efficace des ressources naturelles et des eaux continentales en particulier doit donc se faire sur la base d'une VET incluant des valeurs de préservation.

Figure 10. Coûts et bénéfices de la protection des rivières sauvages du Colorado, avec ou sans valeur de préservation (source Sanders et al., 1990)



Dans la littérature, les bénéfices de non-usage concernant la qualité des eaux continentales, la protection des rivières et les stocks de poissons d'eau douce, ont été estimés par évaluation contingente, seule méthode qui convienne pour cette catégorie de bénéfice. Les études existantes permettent deux approches de l'importance relative des valeurs d'usage et de non-usage dans la VET. Un premier ensemble d'estimations distingue le consentement à payer des utilisateurs de l'actif naturel, de celui des non-utilisateurs. Le CAP des non-utilisateurs recouvre uniquement des valeurs de non-usage (option, legs, existence), en revanche le CAP des utilisateurs représente simultanément des valeurs d'usage et de non-usage. Le rapport obtenu en divisant le CAP des non-utilisateurs par celui des utilisateurs constitue alors peut-être une borne inférieure de la part de non-usage dans la VET (à condition que le CAP des non-utilisateurs soit proche de la valeur de non usage des utilisateurs, ce qui n'est pas évident, cf. Smith et Desvousges, 1986). Cette borne inférieure se situerait entre 20 et 82% de la VET attribuée aux fonctions récréatives et écologiques des eaux continentales (tableau 11). Dans un deuxième groupe d'estimations, les auteurs ont obtenu les valeurs d'usage et de non-usage moyennes pour chaque population étudiée, et pour certaines données américaines, ils ont quantifié les différentes composantes de la VET (usage, option, legs, existence). Des réserves ont été formulées sur l'aptitude des individus à isoler ces différentes valeurs, susceptibles de se chevaucher (Smith et Desvousges, 1986 ; Turner et al., 1992). Cependant, on aboutit à une proportion de non-usage comprise entre 60 et 80% de la VET (tableau 12), qui est cohérente avec la borne inférieure indiquée ci-dessus. Ces résultats suggèrent que les valeurs de non-usage liées aux fonctions récréatives et écologiques des eaux continentales seraient deux à quatre fois plus importantes que les valeurs d'usage correspondantes ; mais ils sont difficilement transposables car il s'agit en majorité de biens (rivières sauvages et pittoresques des Etats-Unis) et d'usages (pêche des salmonidés) assez particuliers.

Les valeurs monétaires absolues doivent être considérées avec prudence en raison du faible nombre d'estimations et de la variabilité entre pays et à l'intérieur de certains pays (Norvège). Ces variations peuvent d'ailleurs provenir du fait que selon les estimations, c'est le stock total de ressource qui est valorisé, ou seulement la variation du stock (*voir infra*). Cependant, quelques grandes tendances se dégagent. En Norvège, la valeur annuelle de non-usage liée aux stocks de poissons d'eau douce est plus importante lorsque le bien valorisé est national (300-1600 NOK 1991) que lorsqu'il est local (50-120 NOK 1991) ; cette valeur de non-usage locale est d'ailleurs assez proche de celle de 14 livres 1990, observée au Royaume-Uni chez les non-utilisateurs (à condition d'assimiler le CAP des non-utilisateurs à la valeur de non-usage de la population). Par ailleurs, comme pour les bénéfices d'usage, la valeur de non-usage associée aux salmonidés migrateurs est supérieure à celle des salmonidés sédentaires.

Aux Etats-Unis enfin, la valeur de non-usage associée à la qualité des eaux et à la protection des rivières locales est comprise entre 50 et 100 dollars 1991 par an. Sanders et al (1990) ont montré que la valeur de non-usage relative à la protection des rivières sauvages augmentait avec le nombre de rivières protégées, mais atteignait rapidement un maximum.

**Tableau 11. Consentement à payer des non-utilisateurs pour la qualité des eaux continentales (méthode d'évaluation contingente)**

Auteur	Marché contingent	CAP annuel des non-utilisateurs par ménage (#) ou individu (*)	Rapport CAP non-utilisateur CAP utilisateur (en %)
Mitchell et Carson, 1981	atteindre un niveau de qualité des eaux nationales permettant la pêche (USA)	\$ 111 *	45
Mitchell et Carson, 1984	amélioration de la qualité des eaux nationales (USA)		20
Smith et Desvousges, 1986	éviter la détérioration de la qualité des eaux qui empêcherait tout usage (Pennsylvanie)	\$ 14 - 53 #	60
Green et al., 1990	amélioration de la qualité des eaux (plusieurs cours d'eau au Royaume-Uni)	14 £ *	70
Mäntymaa et al., 1992	éviter la détérioration de la qualité des eaux d'un grand lac (Finlande)	764 FIM *	82

**Tableau 12. Valeurs de non-usage liées à la qualité des eaux continentales, la protection des rivières et les stocks de poissons d'eau douce (méthode d'évaluation contingente)**

Auteur	Marché contingent	Valeurs par an, par ménage (#) ou individu (*)				usage passif et valeur totale rapport en %
		Etats Unis \$ courants	Norvège NOK 1991			
		option	existence	legs	total non usage (préservation)	
<b>ETATS UNIS</b>						
Greenley et al, 1981	amélioration de la qualité des eaux (Colorado)	21	22-31	16-31	59-83 #	-
Desvousges et al, 1983	amélioration de la qualité des eaux (Pennsylvanie)	10-38	42-66	-	-	-
Aiken, 1985	protection de 11 rivières (Colorado)	12	13	17	42 #	86
Clonts et Malone, 1988	protection de 15 rivières (Alabama)	9,5	22,5	17	49 #	74
Sanders et al, 1990	protection de 15 rivières (Colorado 1983)	16	28	36	80 #	80
<b>NORVEGE (source Navrud et Strand, 1992)</b>						
Strand, 1981	éviter l'extinction du stock national de poissons d'eau douce par acidification				1020-1650 *	60
Navrud, 1989	augmentation du stock national de poissons d'eau douce par baisse de l'acidification				255-355 #	75
Navrud, 1991 a	éviter l'extinction d'un stock local de salmonidés migrateurs par acidification				120 *	-
Navrud, 1991 b	éviter l'extinction d'un stock local de truites fario par acidification				48 *	-
Magnussen et Navrud, 1992	amélioration de la qualité des eaux continentales et littorales nationales par diminution des rejets azotés et phosphorés de 50%				800-1600 #	80

### 33. Influence de la qualité

Les données recensées montrent une sensibilité spatiale des bénéfices, attribuable au moins en partie, aux différences de qualité du milieu. Toutes choses égales par ailleurs, la valeur d'un site pittoresque, a fortiori unique, est supérieure à celle d'un site plus banal pour lequel il y a des substituts. Cet écart peut être illustré par trois exemples. Le premier concerne la valeur des rivières du Colorado (Walsh et al., 1985) : la valeur d'usage attribuée aux rivières sauvages et pittoresques est supérieure à celle qui est attribuée aux autres rivières, le surplus moyen par visite valant respectivement 23 et 16,50 dollars 1983. Dans une étude plus synthétique portant sur 287 estimations (voir *supra*), Walsh et al., (1992) ont proposé un modèle d'explication de la valeur récréative journalière. Parmi les variables indépendantes, qui comprennent également la méthodologie utilisée et la nature de l'activité récréative, la qualité

du site s'avère être la source de variation la plus importante. Le surplus unitaire associé à un site de très haute qualité vaut 25 à 39 dollars 1987 de plus que celui associé à un site de qualité moyenne ou basse. Le troisième exemple vient du Royaume-Uni et permet de comparer la valeur des canaux à celle des rivières (Green et al., 1992). L'écart est ici très important puisque le surplus dégagé par un adulte au cours d'une visite vaut 0,40 livre 1992 en moyenne pour les canaux et 0,80 livre 1992 pour les rivières. Ces chiffres sont relativement faibles, surtout lorsqu'on les rapproche de ceux obtenus par le Colorado, mais les situations ne sont pas comparables. Notons qu'au Royaume-Uni, la visite en forêt avec 0,60 livre 1992 se situe dans une position moyenne entre les canaux et les rivières. Dans la hiérarchie des valeurs d'usage, la plage se place très en dessus avec 7 à 8 livres 1992 par visite d'adulte.

Les comparaisons inter-sites fournissent une première approche de l'influence de la qualité sur la valeur. Une autre voie consiste à s'interroger *ex ante* sur l'importance des bénéfices que l'on peut escompter d'une amélioration de la qualité. On se situe d'emblée dans un cadre d'analyse coûts-bénéfices, puisque la perspective retenue est celle de la mise en oeuvre d'une politique économique. Sur le plan des méthodes, cette approche va faire une large place aux méthodes contingentes.

Ainsi aux Etats-Unis, après l'adoption du Clean Water Act de 1972 qui assignait des objectifs de qualité aux eaux continentales, on s'est beaucoup interrogé sur les bénéfices de cette politique. Leur importance justifiait-elle les efforts demandés aux producteurs et aux consommateurs ? C'est dans ce contexte que Mitchell et Carson ont réalisé deux enquêtes nationales en 1980 et 1984, la première ayant un caractère d'étude préliminaire (Mitchell et Carson, 1981, 1984 ; Carson et Michell, 1986). Ces enquêtes constituent une application de l'approche contingente avec utilisation de la carte de réponse : il s'agit d'évaluer le consentement à payer des ménages pour améliorer la qualité de l'ensemble des rivières et des lacs du pays. Pour repérer la qualité, ils utilisent une échelle qui sera reprise dans d'autres enquêtes. Son échelon le plus bas correspond à une eau impropre à tous les usages, même la navigation (qualité D), et son échelon le plus élevé correspond à l'eau potable. Les échelons intermédiaires sont les suivants :

- qualité C, permet la navigation. Elle correspond à la situation de la plupart des eaux continentales,
- qualité B, associée à des critères physico-chimiques plus exigeants puisqu'elle permet la vie piscicole,
- qualité A, c'est le niveau de qualité le plus exigeant introduit par le Clean Water Act de 1972, la baignade est possible sans risque sanitaire.



Les résultats obtenus sont conformes aux hypothèses théoriques habituelles sur le comportement du consommateur :

- la valeur attribuée à une eau de bonne qualité est supérieure à celle attribuée à une eau de moindre qualité,
- la valeur marginale de l'eau diminue au fur et à mesure que sa qualité augmente.

Le premier point peut être illustré à partir des résultats de l'enquête de 1980 qui a porté sur 1576 individus. Le consentement à payer par ménage et par an vaut en dollars 1980, selon l'objectif de qualité retenu :

- qualité C : 133 - 168
- qualité B : 180 - 214
- qualité A : 212 - 247.

Ces données correspondent à la fois à la valeur d'usage et de non-usage. Mitchell et Carson ont distingué ces deux composantes en supposant que le consentement à payer des individus ne pratiquant pas d'activité liée directement à l'eau, correspondait à une valeur de non-usage. Ils obtiennent pour cette composante la même hiérarchie de valeur, selon la qualité. La valeur de non-usage est égale à environ 45 % de la valeur d'usage.

Pour illustrer le second point, considérons les résultats de l'enquête de 1984 qui a porté sur 813 individus. Ils permettent tout d'abord de calculer le coût de renonciation à la qualité qui prévaut en général. Le consentement à payer pour éviter la dégradation de D à C, vaut 93 dollars 1984 par ménage et par an. Pour améliorer la qualité de C à B, on trouve une valeur inférieure et égale à 70 dollars. Mais pour atteindre l'échelon au-dessus et aller de B à A, on a une valeur légèrement supérieure de 78 dollars. Certes, il ne s'agit pas d'un test théorique, d'autant plus que les variations de qualité qui sont considérées ne sont pas marginales. L'eau qui permet la baignade apparaît fortement valorisée, et davantage comme nous le verrons qu'au Royaume-Uni, où les aspects liés à l'écosystème semblent l'emporter sur l'usage proprement dit. On touche évidemment ici, à la question difficile de la perception de la qualité.

L'échelle de qualité a été introduite dans d'autres scénarios hypothétiques. Mais il s'agit d'études monosites qui portent sur une rivière, un lac ou même l'ensemble d'un bassin versant. L'une des plus fameuses est celle de Desvougues et al. (1983) parce que, outre son intérêt factuel, elle a donné lieu à des développements méthodologiques originaux (Smith et Desvougues, 1986). L'enquête a porté sur 303 ménages résidant près de la rivière Monongahela située en Pennsylvanie. Il s'agissait de valoriser des variations hypothétiques de la qualité, la situation de départ correspondant à l'échelon C. Les personnes interrogées étaient confrontées aux mêmes trois scénarios que précédemment :

- dégradation de C à D,
- amélioration de C à B,
- amélioration de C à A.

La stratification de l'échantillon a permis d'utiliser différentes techniques de révélation des préférences (question ouverte, carte de paiement et enchères ascendantes). De plus, les données ont permis de distinguer valeur d'usage et valeur d'option et donc de déterminer un prix d'option. Sans entrer dans les détails des résultats, notons que le consentement à payer pour atteindre la qualité A est supérieur au consentement à payer pour atteindre la qualité B, que l'on considère la valeur d'option ou la valeur d'usage et quelle que soit la méthode de révélation des préférences retenue. Le consentement à payer pour éviter la dégradation est supérieur au consentement à payer pour l'amélioration de C à B et est comparable à celui associé à l'amélioration de C à A. On a donc des résultats qui recoupent ceux de l'enquête nationale.

Cette approche globale a été utilisée pour justifier le contrôle de la pollution des eaux du bassin Waikato en Nouvelle-Zélande. C'est une application de la méthode contingente réalisée en 1983, afin de déterminer le montant annuel que consentirait à payer un individu afin de prévenir une détérioration de la qualité de l'eau à des niveaux semblables aux eaux qui prévalaient au début des années soixante (Harris, 1984). La valeur obtenue englobe à la fois les aspects récréatifs, esthétiques et la préservation du milieu naturel. Le consentement à payer moyen obtenu vaut 16,45 dollars néo-zélandais 1983, mais ce résultat semble biaisé par la valeur de départ utilisée dans la procédure d'enchères retenue pour révéler les préférences.

Il y a eu jusqu'ici très peu de travaux visant à évaluer l'impact au plan national d'une amélioration de la qualité de l'eau. Outre les enquêtes américaines de 1981 et 1984, il convient de citer un ensemble de travaux réalisés au Royaume-Uni par le Flood Hazard Research Centre du Middlesex Polytechnic et en particulier deux enquêtes réalisées en 1987 pour le Department of the Environment :

- 873 interviews d'utilisateurs des cours d'eau portant sur 12 sites,
- 303 interviews de ménages habitant au bord de 9 cours d'eau spécifiques.

La première enquête (Green et Tunstall, 1992) permet d'avoir une idée assez précise de la valeur attribuée par les usagers, à une amélioration de la qualité de l'eau des rivières. Trois niveaux sont distingués :

- (1) Présence d'oiseaux tels que les cygnes ou les foulques,
- (2) Présence de poissons (dont truites) et diversité de la végétation dans l'eau et sur les berges,
- (3) Possibilité pour les enfants de barboter ou de nager.

La moyenne des consentements à payer atteint 41 pences 1987 par visite pour le niveau (1) et 45 pour le niveau (2), ce qui est conforme à la hiérarchie entre ces deux niveaux. A cet égard, les résultats sont peu cohérents de prime abord pour le niveau (3) puisque le consentement à payer n'atteint que 40 pences. La contradiction n'est qu'apparente car ce consentement à payer inclut comme chez Mitchell et Carson une valeur d'usage et de non-usage. Pour les deux premiers niveaux de qualité, la préservation et le caractère rare de la ressource interviennent dans l'évaluation. Lorsqu'on raisonne en termes de baignade, on ne considère plus les qualités de l'écosystème, mais une activité qui peut être réalisée dans d'autres sites naturels ou artificiels (piscines), on ne capture sans doute pas la valeur attachée à la préservation du milieu, ce qui explique que la valeur attribuée au niveau (3) est inférieure à celle qui est attribuée aux niveaux (1) et (2).

Habiter au bord d'une rivière procure des aménités dont la valeur est influencée par la qualité du milieu, comme le montre la deuxième enquête (Green et Tunstall, 1992). Confrontés aux trois scénarios précédents, les résidents seraient ainsi prêts à payer une somme forfaitaire de 563 livres 1987 par ménage, pour une amélioration de la qualité de l'eau. Cette valeur pourrait être capitalisée dans le prix des terrains et des maisons. On établit ainsi un lien entre variation de qualité et marché foncier et immobilier.

Plutôt que d'aborder l'influence globale de la qualité sur les bénéfices, on peut se centrer sur l'influence d'un critère spécifique. Ainsi, d'assez nombreux travaux portant sur des rivières de l'ouest américain se sont intéressés aux bénéfices récréatifs engendrés par le maintien du débit des cours d'eau en période d'étiage (Loomis 1987 ; Colby 1989). Un de leurs objectifs était de comparer ces bénéfices à des bénéfices marchands, afin d'arbitrer entre usages de l'eau. Cette problématique est évidemment centrale dans des régions arides où les besoins de l'agriculture irriguée sont considérables.

A partir d'une enquête réalisée pendant l'été 1978, sur une rivière du Colorado, Daubert et al (1981) ont pu déterminer la valeur marginale de l'eau selon les usages récréatifs et selon le débit de la rivière. Entre deux seuils, celle-ci diminue avec le débit en particulier pour la pêche. Il faut un débit minimum pour permettre les activités récréatives, mais au-delà d'un certain débit la valeur marginale de l'eau devient négative. Rapportée à la saison estivale la valeur marginale d'un acre-pied d'eau dans ses usages récréatifs apparaît en moyenne élevée, comme le montrent les sources disponibles (tableau 13).

**Tableau 13. Valeur marginale (en dollars) de l'eau dans ses usages récréatifs**

Source	Région	Méthode	Valeur marginale /acre-pied	Année
Ward	N.Mexique	coût transport	27,00	1982
Amirfathi et al	Utah	"	74,00	1983
Daubert et al	Colorado	contingente	15,75	1978
Walsh et al	Colorado	"	19,04	1978

Extrait de Loomis, 1987.

1 acre-pied = 1 233 m<sup>3</sup>

Hansen et Hallam (1990) ont raisonné sur un découpage des Etats-Unis en 99 bassins versants, pour analyser l'arbitrage entre fonction récréative (pêche de loisirs) et fonction productive (irrigation) de l'eau. Ce travail a le mérite de porter sur l'ensemble du pays et permet de relativiser des valeurs obtenues dans des régions où il y a des pénuries d'eau. Ainsi dans 81 des bassins versants la valeur marginale d'un acre-pied pour la pêche de loisirs est inférieure à 10 dollars, elle est comprise entre 10 et 100 dollars dans 14 bassins et dépasse cette dernière valeur dans les 4 restants. L'irrigation concerne 67 bassins versants, et dans 52 d'entre eux l'arbitrage devrait se faire en faveur de la fonction récréative, d'après les évaluations de la valeur marginale de l'eau pour l'irrigation.

Dans les barrages-réservoirs, la variation du niveau d'eau au printemps perturbe la reproduction de certaines espèces ornithologiques ou piscicoles. Le maintien du plan d'eau à niveau constant au printemps produirait donc des bénéfices pour l'écosystème. Desaignes et Lesgards (1992) ont évalué la valeur pour le public d'une gestion plus écologique du barrage-réservoir de la Seine. Ces auteurs s'appuient sur une enquête réalisée en 1990 sur le site. A partir d'un échantillon de 101 individus, elles aboutissent à un consentement à payer de 66 à 71 F par personne et par an. Elles se sont aussi intéressées à l'impact sur les usages récréatifs, d'un maintien du niveau d'eau en arrière-saison. Elles calculent, à partir de 98 interviews, un consentement à payer moyen situé entre 25 et 49 F par personne.

Cet ensemble de travaux montrent donc l'influence de la qualité sur les bénéfices. Il permet d'éclairer les décisions de politique générale et les arbitrages entre usages (fonction récréative et fonction productive). Outre la qualité proprement dite de la ressource, il convient enfin d'insister sur l'importance de l'accès à la ressource qui constitue un des paramètres de l'offre. Ainsi dans le cas de la pêche de loisirs, on a pu mesurer la valeur marginale du parcours (Bonnieux et Vermersch, 1993) : on aboutit par pêcheur de truite de mer, à environ 20 F 1990 par kilomètre et par an. Enfin, il faut souligner que l'approche contingente doit être privilégiée pour aborder ces questions.

#### 4. ESSAI D'HARMONISATION DES ÉVALUATIONS

##### 41. Indices de prix et taux de change

Les indices de prix considérés sont issus de la sélection opérée par le FMI. Les bénéfices peuvent selon les cas s'apprécier au niveau du surplus du producteur, à celui du consommateur, ou impliquer les deux catégories de surplus. Deux types d'indices ont été retenus : l'indice des prix de production (IPP) et l'indice des prix à la consommation (IPC). Pour ce dernier, il n'y a pas trop de problèmes. C'est l'instrument de mesure de l'information le plus courant. Il dénote les variations du coût d'acquisition pour un consommateur moyen d'un assortiment donné de biens et services. Pour chaque pays, le FMI retient la série dont la couverture géographique est la plus large. S'agissant de déflater des surplus du producteur, il est plus satisfaisant de retenir un indice de prix à la production (IPP). En effet, la nature, le système de pondération et la couverture de ce type d'indice sont en général mieux adaptés. Malheureusement l'IPP n'est pas disponible pour tous les pays et il faut parfois se contenter d'un indice de prix de gros (IPG), (cf Norvège) ou bien de séries imparfaitement homogènes (cf. France).

Les séries sont présentées pour la période 1963-1992. Le FMI a constitué ces indices au cours du temps en changeant d'année de base. Les séries ont été élaborées par rapport à une base 100=1963, puis une base 100=1970, 100=1975, 100=1980, 100=1985. Bien entendu, les indices fournis par les différents pays sont eux-mêmes établis par rapport à des années de base différentes. Nous avons retenu les huit pays suivants : Etats-Unis, Royaume-Uni, Suède, Norvège, Finlande, Allemagne, Pays-Bas, France (tableau 14).

Les conversions de valeurs exprimées en monnaies étrangères se feront sur la base de l'indicateur moyen 1992 calculé par l'OCDE et fourni dans les statistiques du commerce extérieur (tableau 15).

**Tableau 15. Taux de change**

Etats-Unis	1\$ = 1\$	soit	1\$	= 5,2938 FF
Royaume-Uni	1\$ = 0,570 £	soit	1£	= 9,2874 FF
Suède	1\$ = 5,82 SEK	soit	1SEK	= 0,9096 FF
Norvège	1\$ = 6,21 NEK	soit	1NEK	= 0,8525 FF
Finlande	1\$ = 4,479 Markka	soit	1Markka	= 1,1819 FF
Allemagne	1\$ = 1,5617 DM	soit	1DM	= 3,3898 FF
Pays-Bas	1\$ = 1,7585 Florin	soit	1Florin	= 3,0104 FF
France	1\$ = 5,2938 FF	soit	1FF	= 1,0000 FF

C'est donc sur la base de ces éléments que l'on livrera en FF 1992 les estimations étrangères de différents types de bénéfices relatifs à la qualité des eaux.

Tableau 14. Indices de prix par pays

Année	USA IPP (63)	USA IPC (64)	ROY-UNI IPP (63)	ROY-UNI IPC (64)	SUEDE IPP (63)	SUEDE IPC (64)	NORVEGE IPP (63)	NORVEGE IPC (64)	FINLANDE IPP (63)	FINLANDE IPC (64)	ALLEMAGNE IPP (63)	ALLEMAGNE IPC (64)	PAYS BAS IPP (63)	PAYS BAS IPC (64)	FRANCE IPP0 (63)	FRANCE IPP1 (63a)	FRANCE IPC (64)
1960	30,7	27,5	14,9	13,2	18,1	18,1	25	18,7	15,7	14,1	43,7	39	37,7	26,5	21,5		17
1961	30,6	27,8	15,3	13,6	18,7	18,5	25	19,2	15,8	14,4	44,3	39,9	37,7	26,9	22,1		17,4
1962	30,7	28,1	15,7	14,2	18,9	19,4	25	20,2	16	15	44,8	41,1	37,8	27,5	22,3		18,3
1963	30,6	28,5	15,8	14,5	19,5	20	25	20,7	16,6	15,7	45	42,3	38,7	28,4	22,9		19,2
1964	30,7	28,8	16,3	15	20,4	20,6	27	21,9	17,9	17,3	45,5	43,3	41,1	30	23,7		19,8
1965	31,3	29,3	16,9	15,7	21,2	21,7	27	22,8	18,6	18,2	46,6	44,7	42,2	31,8	23,9		20,4
1966	32,3	30,2	17,4	16,3	21,8	23	28	23,6	19	18,9	47,4	46,3	44,4	33,6	24,6		20,9
1967	32,4	31	17,6	16,7	21,8	24	28	24,6	19,6	20	47	47,1	44,8	34,8	24,3		21,5
1968	33,2	32,3	18,3	17,5	22	24,5	29	25,4	21,7	21,8	46,6	47,8	45,6	36,1	23,9		22,5
1969	34,5	34,1	19	18,4	23	25,2	29	26,2	22,5	22,3	47,5	48,7	44,5	38,8	26,5		23,8
1970	35,7	36,1	20,2	19,6	24	26,9	32	29	23,4	22,9	49,8	50,4	46,6	40,2	28,5		25,3
1971	36,9	37,6	22	21,5	25	28,9	33	30,8	24,6	24,4	51,9	53	48,6	43,2	29,1		26,6
1972	38,6	38,9	23,2	23	26	30,7	34	33	26,7	26,1	53,3	55,9	51,2	46,6	30,4		28,3
1973	43,6	41,3	24,9	25,1	29	32,7	37	35,5	31,4	29	56,8	59,9	54,6	50,3	34,9		30,4
1974	51,8	45,8	30,8	29,1	36	36	44	38,8	39	33,8	64,5	64	59,9	55,1	45,1		34,5
1975	56,6	50	37,9	36,1	38	39,5	48	43,4	44,3	39,8	67,4	61	63,9	60,8	42,5		38,6
1976	59,3	52,9	44	42,1	42	43,5	51	47,4	47,9	45,5	69,9	64,9	68,9	66,3	45,6		42,3
1977	62,9	56,3	52	48,8	46	48,5	55	51,7	52,8	51,3	71,9	69,5	73	70,5	48,2		46,3
1978	67,8	60,6	57,1	52,8	50	53,4	57	55,9	55,7	55,3	72,7	73,1	73,4	73,4	50,3		50,5
1979	76,3	67,5	63,3	59,9	55	57,2	62	58,5	61,2	59,4	76,2	77,4	76,5	76,5	57		55,9
1980	87,1	76,6	72,2	70,7	63	65	71	64,9	71,2	66,3	81,9	82,5	81,5	81,5	62	65	63,3
1981	95	84,5	79,1	79,1	70	72,9	79	73,8	80,3	74,3	88,3	87	87	87	68,8	72,6	71,8
1982	96,9	89,7	85,2	85,9	79	79,2	85	82,1	86,1	81,4	93,5	91,1	92,1	92,1	76,4	80,8	80,3
1983	98,1	92,6	89,8	89,8	88	86,2	90	89	90,8	88,2	94,9	94,1	94,7	94,7	84,9	87,9	88
1984	100,5	96,6	95	94,3	95	93,1	95	94,6	95,7	94,5	97,9	96,3	97,8	97,8	96,1	95,8	94,6
1985	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
1986	97,1	101,9	104,3	103,4	97	104,2	102,7	107,2	94,8	102,9	97,5	99,9	97,3	100,1		97,2	102,8
1987	99,7	105,7	108,3	107,7	100	108,6	108,9	116,5	95,7	107,1	95,1	100,1	96,1	99,4		97,8	106,6
1988	103,7	109,9	113,2	113	105	114,9	114,7	124,3	99,5	112,6	96,2	101,4	96,7	100,1		102,9	109,8
1989	108,8	115,2	119	121,8	113	122,3	120,9	130	104,5	120	99,3	104,2	100	101,2		108,5	114,1
1990	112,7	121,4	126	133,4	119	135,1	125,4	135,4	108	127,4	101	107	101	103,7		107,2	117,7
1991	112,9	126,6	133,1	141,2	121	147,8	128,6	140	108,3	132,6	103,4	110,7	103,3	107,7		105,8	121,5
1992	113,6	130,4	138	146,4	120	151,1	128,6	143,3	109,5	136	104,8	115,2	106	111,7		104,1	124,4

## 42. Transfert des évaluations : quelques remarques méthodologiques

### *Remarques d'ordre général*

Les évaluations environnementales sont à la fois coûteuses et relativement longues à réaliser. C'est pourquoi, les praticiens de l'évaluation environnementale sont convaincus de la nécessité de procéder à des transferts de valeur. Face à l'impossibilité de lancer pour chaque étude de cas une évaluation spécifique, il faut envisager, en s'appuyant sur des résultats acquis dans des contextes proches, d'établir une estimation par transfert. Les conditions requises pour valider un tel transfert sont nombreuses et dépendent à la fois du nombre d'évaluations disponibles et du degré de normalisation des procédures. Ce qui est très délicat pour un pays donné devient une gageure lorsqu'on entend le pratiquer entre pays.

### *Remarques spécifiques*

Les mesures du surplus du consommateur selon la méthode de l'évaluation contingente font appel à des techniques d'enquête. Dans une enquête par questionnaire *in situ*, par téléphone, ou par voie postale, le taux de non réponse et le taux de refus explicites de répondre sont les indicateurs d'un moins grand intérêt des individus. Cela ne veut pas dire que la question posée est sans intérêt pour eux, mais ils n'en acceptent pas la logique, ou bien ils ne lui accordent pas une priorité suffisante pour fixer un consentement à payer.

Si l'on se réfère à des valeurs moyennes, il est sans doute fallacieux de retenir le consentement moyen à payer des individus ayant répondu pour l'appliquer à l'ensemble de la population concernée. Le ratio ensemble des réponses sur ensemble des non-réponses plus refus de réponses livre un taux d'implication des individus par rapport à la question posée. Pour calculer un bénéfice agrégé, il faut en tenir compte soit à travers la taille de la population que l'on prend en considération, soit à travers un consentement moyen reflétant le taux d'implication des individus. Si le taux de réponse à l'enquête est de  $x\%$ , et que le consentement moyen à payer calculé est de  $y$ , on peut admettre qu'une estimation basse du consentement moyen à payer pour la population située dans la zone concernée est égal au produit  $xy$ .

## 43. Essai de synthèse

Comme on l'a vu, les données disponibles se rapportent à des situations très diverses et peu comparables entre elles. De plus pour l'essentiel, elles concernent des pays étrangers, le plus souvent les Etats-Unis. Leur simple transposition sans précaution pourrait donc conduire à des résultats discutables. Pour deux des grandes catégories étudiées, la fonction eau potable et la fonction récréative, il nous est cependant apparu possible de sélectionner les résultats les plus pertinents. On propose donc à partir d'avis d'experts, des points de repères utiles pour la situation française.

### *Fonction eau potable*

Les données américaines ont permis de montrer l'importance des surcoûts des traitements liés à la turbidité : 69 F 1992 pour 1 000 m<sup>3</sup>, soit plus de 2 milliards de F 1992 pour l'ensemble des Etats-Unis et par an. L'intérêt de ces chiffres est de mettre en évidence la liaison entre variation de qualité et coût de traitement. A cet égard, les approches en termes de surplus du producteur offrent un intérêt majeur, mais ne sont pas transposables directement. Il faudrait disposer ici de références françaises.

L'approche contingente fournit des évaluations *ex ante* particulièrement intéressantes du surplus du consommateur. Pour la protection générale de la ressource, les données américaines et allemandes sont convergentes. Exprimées en francs 1992, les moyennes annuelles par ménage (ménage propriétaire aux Etats-Unis) valent de 250 à 810 F aux Etats-Unis et 496 F en Allemagne. Ces valeurs sont obtenues à partir des réponses des seuls ménages qui se déclarent concernés. Si on raisonne sur l'ensemble de la population, on est conduit à proposer des valeurs plus basses : 150 - 480 F aux Etats-Unis et 260 F en Allemagne.

En revanche lorsqu'on s'intéresse au respect de la norme sur la teneur en nitrate, on relève des écarts importants entre les résultats anglais et américains. Pour l'Angleterre, on a des valeurs annuelles par ménage comparables aux valeurs obtenues pour la protection en général : 145 F 1992, en ne considérant que les seuls ménages concernés et 49 F 1992 en raisonnant sur l'ensemble de la population. Alors qu'aux Etats-Unis les chiffres obtenus dans le contexte particulier du Cap Cod et en situation d'incertitude sont très élevés, plusieurs milliers de francs par ménage et par an.

Signalons la cohérence des données portant sur les dépenses défensives qui fournissent aussi une estimation du surplus. Rappelons ici, deux exemples américains de pollution de l'eau de la nappe, la première par le trichloroéthylène et la seconde par le formaldéhyde. Les valeurs moyennes s'établissent entre 6 et 13 F 1992 par ménage et par jour dans le premier exemple et entre 11 et 19 F dans le second. Bien que l'estimation soit sommaire, rappelons enfin l'exemple de la pollution de la nappe en Alsace par du chloronitrobenzène : l'impact sur le surplus global atteint 103 F 1992 par habitant desservi.

Sur la base des données analysées, on propose de retenir 200 F 1992 par ménage et par an pour la protection générale de la ressource destinée à l'AEP. A partir des données de la Gironde, on vérifie que les bénéfices potentiels sont largement supérieurs au budget de surveillance des nappes. En effet, pour 75 % de l'approvisionnement, ce budget atteint 1 million de francs 1992 alors que les bénéfices concernent 357 000 ménages (c'est-à-dire les  $\frac{3}{4}$  de ceux de la Gironde). En revanche, les valeurs observées pour une pollution par les nitrates relèvent de contextes spécifiques et ont été obtenues par des protocoles de mesure très différentes. Elles ne fournissent pas de repères significatifs et comparables.



On mettra ces informations en perspective en rappelant que la distribution d'eau potable par les réseaux publics est d'environ 5,5 milliards de m<sup>3</sup> par an. Sur ce total, les eaux souterraines représentent 3,5 milliards de m<sup>3</sup> (60%) et les eaux de surface 2,5 milliards de m<sup>3</sup>. On estime à 60% la population desservie par des réseaux alimentés en eaux de nappes. S'agissant de la teneur en nitrate des eaux de consommation, on estime que 900 000 français sont concernés par des teneurs supérieures à 50 mg/l. Si l'on considère les pollutions par les pesticides, on constate qu'en 1990, 13,3 millions de personnes consommaient au moins épisodiquement une eau dont la teneur en atrazine était égale ou supérieure à 0,1 µg/l (limite réglementaire) et que 224 000 personnes étaient confrontées à des teneurs supérieures à 2 µg/l (limite recommandée par l'OMS). De 1986 à 1988 on a dénombré 114 cas de pollutions accidentelles survenues sur des captages. Les eaux souterraines étaient en cause dans 80% des cas, la plupart des accidents conduisant à l'abandon de captage. La consommation d'eau embouteillée atteint 4,8 milliards de litres par an. Ce sont plus de 10 milliards de francs qui sont consacrés à ces achats.

### *Fonction récréative*

Confrontés au manque de données françaises, on s'est appuyé sur la transposition de valeurs obtenues à l'étranger. Certes la technique du transfert est acceptable, mais pour être valable, il faut disposer de moyens de recoupement. Pour ce faire, on s'est fondé sur le cas de la pêche et on a supposé que la règle suivante : valeur France = valeur Norvège = 2/3 valeur Etats-Unis, vérifiée pour la pêche des poissons migrateurs, pourrait être appliquée aux autres activités récréatives. La technique retenue a consisté à ramener les indicateurs de bénéfice en valeur constante 1992 dans leur monnaie nationale puis à effectuer la conversion en francs français.

<i>Activité récréative</i>	<i>Fourchette probable</i>	
pique-nique	30	120
baignade	70	130
bateau à moteur	50	230
bateau sans moteur	80	350
chasse au gibier d'eau	110	190
pêche des salmonidés sédentaires	100	150
pêche des salmonidés migrateurs	150	350
pêches des cyprinidés et percidés	80	130

Il s'agit de valeurs nettes (des dépenses) par journée, exprimées en francs 1992. On s'est basé sur une analyse (quasi) exhaustive des données disponibles, en particulier sur de nombreuses études américaines (287 recensées).

Pour les bénéfices quotidiens d'activités peu spécialisées comme la promenade, les données sont peu nombreuses. La valeur unitaire ne dépasse pas quelques francs si la visite est de courte durée. Mais compte tenu du nombre d'individus concernés et de la fréquence, ces

activités ont une valeur élevée. Enfin, il n'est pas possible d'avancer de chiffre pour les bénéfices de non-usage.

## 5. ESSAIS D'AGRÉGATION AUX ÉTATS-UNIS

S'il est indispensable de développer au niveau local des études d'évaluation pour différents types d'actifs naturels, se pose pour la plupart d'entre eux la question d'une évaluation nationale<sup>5</sup>. En effet les politiques adoptées par l'Etat, qu'elles soient directement à but environnemental ou qu'elles entraînent indirectement des impacts environnementaux vont faire sentir leurs effets sur des ensembles d'actifs. Il faudra alors identifier les bénéfices tirés ou les coûts subis pour ces ensembles qui peuvent regrouper de multiples unités.

On peut essayer dans certains cas de passer du local au national par simple sommation. Dans la majorité des cas, cette approche se révélera impraticable, et il faudra reprendre la question selon une logique adaptée au niveau d'agrégation auquel on entend traiter le problème.

Les Etats-Unis, avec le "Clean Water Act" pour la pollution d'origine industrielle, mais aussi avec des programmes tel que le "Conservation Reserve Program" pour la pollution d'origine agricole, ou encore les normes en matière de débit minimum acceptable posées par la "Federal Energy Regulatory Commission" ont été conduits à développer des analyses de bénéfices associés à ces politiques.

### *51. Les bénéfices nationaux pour la pêche en eaux douces*

#### *L'étude de Vaughan et Russel*

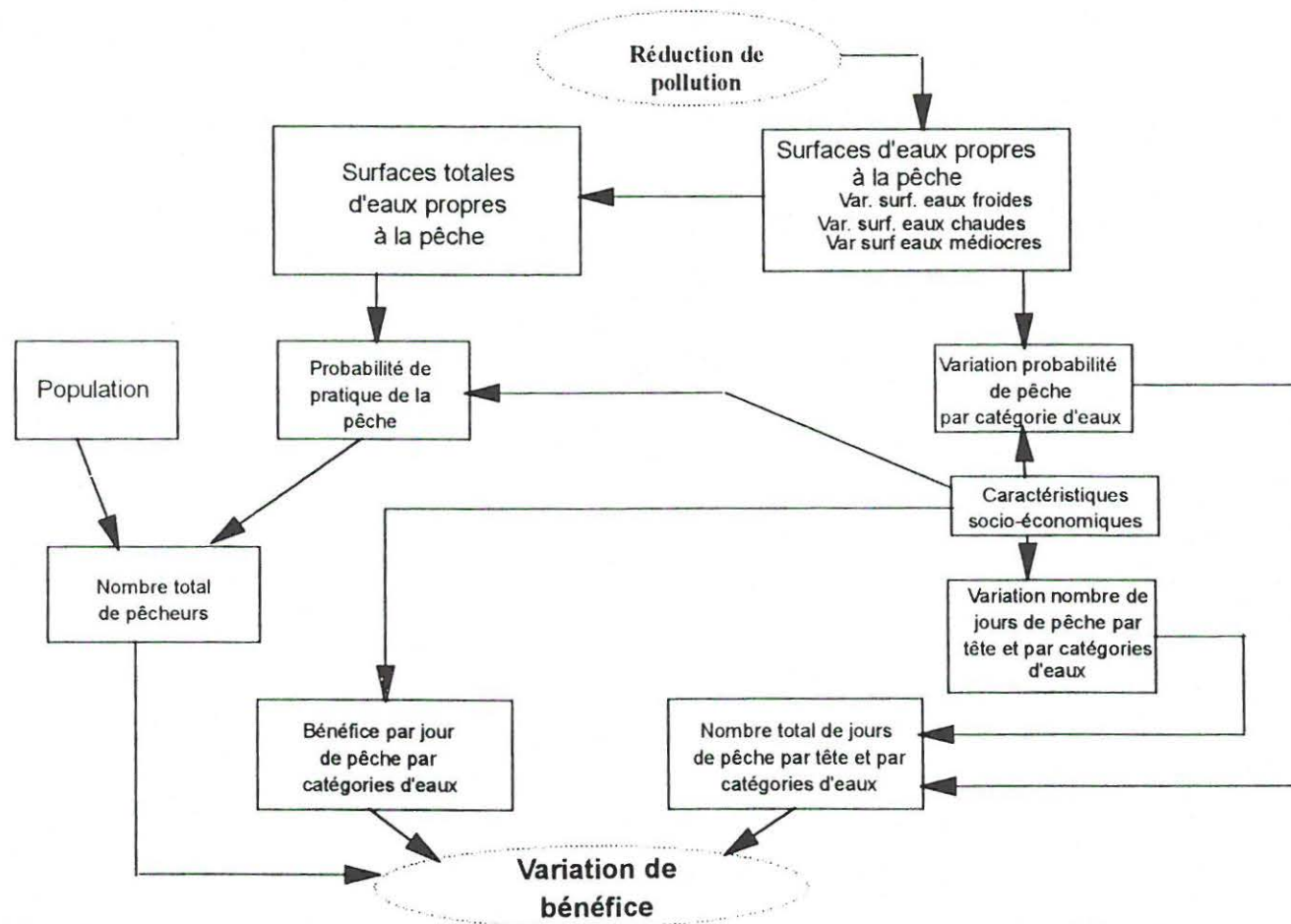
Une étude achevée en 1982 (Vaughan et Russell, 1982), s'appuyant sur une solide méthodologie apporte d'utiles éclairages à cette question. La logique de la démarche est décrite au moyen de la figure 11. L'évolution des paramètres physiques, chimiques et biologiques de l'eau est reliée à des surfaces propres à l'exercice de différents types de pêche. Le niveau de qualité des eaux retentit sur la probabilité de pratiquer et sur le nombre de jour d'exercice d'un type de pêche donné. Une estimation des bénéfices par jour et type de pêche permet une combinaison avec les autres résultats d'établir un calcul de bénéfice total. L'évolution de la qualité des eaux est appréhendée par rapport à une série d'objectifs envisagés par l'EPA. Partant de la situation de référence, quatre niveaux de qualité sont considérés. Un exemple d'enchaînement de calculs est donné au tableau 16.

---

<sup>5</sup>Ou régionale. La logique étant la même, nous traiterons la question en nous cantonnant au niveau national.

Figure 11.

**PECHE DE LOISIR EN EAUX DOUCES**  
 MODELE DE CALCUL DES BENEFICES ASSOCIES AUX OBJECTIFS DE DEPOLLUTION DE 1985 AUX U.S.A.



Patrick POINT CDE-LARE Université Bordeaux I

Synthèse à partir de : Vaughan, Russell 1982

On a ainsi :

A0) Situation de référence: année 1972, avant la mise en place de la politique.

A1) passage des coefficients de rejet autorisés en 1972 au système du BPT (Best Practicable Treatment) pour les sources ponctuelles. Les stations d'épuration des collectivités locales passent toutes au traitement secondaire des effluents.

A2) A la politique précédente s'ajoute un contrôle des sources diffuses avec réduction des rejets sédimentaires de 100% pour l'agriculture non-irriguée. (Règle approximative, chaque kg de carbone organique dans les sédiments se traduit par une baisse de 0,1 kg de DBO)

A3) Un contrôle des sources de rejets acides assure partout un pH inférieur à 5.

A4) Passage à la BAT (Best Available Technology) dont l'effet principal attendu est que pas un point de mesure ne puisse faire apparaître un niveau d'oxygène dissout inférieur à 5,0 ppm.

**Tableau 16. Exemple d'enchaînement de calculs**

	Situation de base A1	Objectif A3
Population concernée (millions d'habitants)	212	212
Probabilité de pratiquer la pêche	0,2793	0,2798
Nombre de pêcheurs (millions)	59,16	59,26
Probabilité de pêcher la truite	0,3742	0,3821
Probabilité de pêcher la perche	0,6919	0,6765
Probabilité de pêcher des espèces communes	0,3287	0,3247
Jours/tête consacrés à pêcher la truite	14,62	14,63
Jours/tête consacrés à pêcher la perche	18,44	18,84
Jours/tête consacrés à des espèces communes	9,89	10,34
Total jours/an de pêche à la truite (en millions)	323,6	331,4
Total jours/an de pêche à la perche	754,6	755,2
Total jours/an de pêche d'espèces communes	192,3	199,0
Valeur par jour de pêche à la truite (en \$)	10,96	10,96
Valeur par jour de pêche à la perche	9,65	9,65
Valeur par jour de pêche d'espèces communes	7,00	7,00
Bénéfice total pêche à la truite (en milliards \$)	3,308	3,521
Bénéfice total pêche à la perche	7,116	7,178
Bénéfice total pêche d'espèces communes	1,469	1,557
Bénéfice total (en milliards \$)	11,893	12,256

Le tableau 17 donne les gains associés au passage d'un objectif à un autre. L'estimation basse résulte d'une utilisation du modèle logit pour le calcul de la probabilité de pratique de la pêche. L'estimation haute est obtenue avec un recours à la régression linéaire pondérée.

**Tableau 17. Gains associés à la réalisation d'objectifs de qualité**

Amélioration	Estimation	Bénéfices nets totaux 10 <sup>6</sup> \$	Bénéfices marginaux 10 <sup>6</sup> \$	Bénéfices par pêcheur \$	Bénéfices par habitant \$
A1	basse	105	105	1,77	0,50
	haute	235	235	3,97	1,11
A2	basse	127	22	2,14	0,60
	haute	284	49	4,80	1,34
A3	basse	138	11	2,33	0,65
	haute	308	24	5,20	1,45
A4	basse	162	24	2,73	0,76
	haute	367	59	6,19	1,73

*Bénéfices nationaux pour la pêche associés à une réduction des pollutions  
d'origine agricole*

La démarche suivie par Ribaudo et Piper (1991) est proche de celle précédemment analysée. Un indice de qualité de l'eau est relié à des activités de pêche. La qualité est identifiée à trois indicateurs fortement liés à l'agriculture : les MES, l'azote Kjeldahl total et le phosphore total. L'indicateur construit est sommaire puisque pour chaque région hydrologique, il prend la valeur 1 ou 0 selon que la valeur seuil fixée pour chacun des trois indicateurs est ou non dépassée. Deux jeux de valeur seuil ont été considérés.

Là encore les auteurs procèdent à une estimation de la probabilité de participation ainsi qu'à celle d'une équation donnant une détermination du nombre de jours de pratique.

Quels sont les bénéfices associés à la mise en place d'un programme national visant à geler 45 millions d'acres de terres agricoles fortement soumises à érosion<sup>6</sup>? Le programme mis en place en 1986 est censé être totalement opérationnel en 1990 pour une durée de 10 ans à partir de cette date. L'effet d'un tel programme se révèle fortement significatif pour les régions des Appalaches et du Corn Belt. Le modèle prédit 107000 pêcheurs et plus de 2 millions de journées de pêche supplémentaires en fin de programme. Compte tenu d'une valeur du jour de pêche de 23\$ et d'un taux d'actualisation de 4%, la valeur actualisée des bénéfices est de 46 millions de dollars.

<sup>6</sup>Les terres sont converties en zones boisées ou en prairies.

### *Bénéfices nationaux pour la pêche associés à une amélioration des débits*

Dans l'étude menée par Hansen et Hallam (1991) sur la valeur d'un m<sup>3</sup> supplémentaire de débit pour l'exercice de la pêche qui est réalisée, la procédure est proche de celle déjà décrite. Les auteurs développent un modèle hydrologique qui lie les modifications du débit à la disponibilité de la ressource en poisson à l'aval. L'activité de pêche est elle-même reliée à l'abondance de la ressource disponible. La référence à une valeur moyenne du surplus du consommateur pour un jour de pêche permet de passer à un calcul de bénéfice. Le modèle montre que dans 81 sur 99 régions hydrologiques, la réponse en termes de jours de pêche se manifeste pour des variations de l'ordre de 50 m<sup>3</sup>/heure. Sur l'ensemble des régions hydrologiques, la valeur d'un débit supplémentaire de 50 m<sup>3</sup>/heure oscille entre 0,10\$ et 1997\$ pour la pêche à la perche, et entre 0,13\$ et 1660\$<sup>7</sup> pour la pêche à la truite.

### **52. Les bénéfices nationaux totaux**

Freeman (1982 et 1990) a rassemblé plusieurs études d'agrégation des bénéfices réalisées entre 1975 et 1981. A la différence de la section précédente qui s'intéressait uniquement à la pêche en eau douce, cette synthèse couvre la plupart des bénéfices d'usage et de non-usage résultant de l'amélioration de la qualité des eaux continentales et littorales. L'objectif de la synthèse était d'évaluer, pour l'année 1985, les bénéfices nationaux procurés par la mise en application du "federal water pollution act amendments" de 1972 (FWPCA-72), dans ses dispositions concernant les sources ponctuelles de pollution. Cette loi visait à atteindre en 1983 un niveau de qualité d'eau permettant la pêche et la baignade. Elle prévoyait la création de normes technologiques d'émission ("technology based effluent standards") uniformes, limitant les rejets industriels et municipaux à des niveaux correspondants à l'adoption de procédés technologiques donnés. La mise en place des normes devait se faire en deux étapes progressives :

1. pour 1977, normes "best practicable technology" (BPT) pour l'industrie et "secondary treatment" (ST) pour les collectivités locales ;
2. pour 1983, normes plus sévères, "best available technology" (BAT) pour l'industrie et "best practicable waste technology" (BPWT) pour les collectivités locales.

Les bénéfices sont évalués à l'horizon 1985, pour les deux étapes associées.

Freeman classe les bénéfices résultant du contrôle des sources ponctuelles de pollution de l'eau en 4 grandes catégories :

---

<sup>7</sup>dollars 1980

1. Les bénéfices récréatifs. Ils recouvrent la pratique de la pêche (eau douce et mer), du bateau, de la baignade et de la chasse au gibier d'eau. Faute d'estimations disponibles ils ne comprennent pas les bénéfices liés aux activités moins spécialisées comme la promenade, le pique-nique, l'observation de la nature, pourtant fréquemment pratiquées au bord des cours d'eau et sur le littoral.

2. Les bénéfices de non-usage. Cette catégorie rassemble les bénéfices écologiques et/ou de préservation, esthétiques et d'agrément, indépendants de la pratique d'activités au bord de l'eau.

3. Les bénéfices procurés par l'amélioration de la productivité biologique des pêcheries commerciales.

4. Les bénéfices d'usage divers. Ils comprennent :

- - les bénéfices de l'amélioration de la santé humaine obtenue par la réduction de la contamination microbienne et chimique des eaux potables,
- - les bénéfices issus de la réduction des coûts de traitement des eaux municipales, imposée pour des raisons autres que la santé humaine,
- - les bénéfices des ménages liés à l'amélioration d'autres caractéristiques de l'eau (dureté, corrosion),
- - les bénéfices résultant de la réduction des coûts de traitement des eaux à usage industriel.

Pour évaluer les bénéfices, les études recensées par Freeman s'appuient sur la détermination de 4 relations entre :

1. - la réglementation et les rejets polluants
2. - les rejets polluants et la qualité de l'eau
3. - la qualité de l'eau et les usages
4. - les usages et les bénéfices.

Ces différentes relations sont plus ou moins bien appréhendées selon les études, qui de plus, sont souvent limitées à des eaux et des usages particuliers. Le tableau des bénéfices agrégés proposé par Freeman résulte donc d'extrapolations à partir des études les plus fiables. Les bénéfices nationaux de la loi de 1972 représentent vraisemblablement 14 milliards de dollars 1984, et proviennent pour la moitié de l'amélioration des possibilités récréatives (tableau 18).

Les bénéfices récréatifs se divisent en 4 parts de taille voisine, pesant chacune entre 1,5 et 2 milliards de dollars 1984 : pêche en eau douce, pêche en mer, bateau, baignade. Les bénéfices de la chasse au gibier d'eau sont beaucoup plus limités. Les bénéfices d'usage passif

représentent 1/4 des bénéfices récréatifs totaux. Enfin, les bénéfices liés aux pêcheries commerciales, à la santé humaine, aux traitements municipaux et aux traitements industriels ont une importance semblable ; chacun d'entre eux se situe entre 1 et 1,5 milliard de dollars 1984.

**Tableau 18. Bénéfices en 1985 de la loi de 1972 sur le contrôle des sources ponctuelles de pollution aux États-Unis (milliards de dollars 1984)**

Catégorie de bénéfices	Plage de variation	Valeur la plus vraisemblable
Pêche en eau douce	.7 - 2.1	1.5
Pêche en mer	.1 - 4.5	1.5
Bateau	1.5 - 3.0	2.2
Baignade	.3 - 3.0	1.5
Chasse au gibier d'eau	.0 - 0.5	.2
<i>Total activités récréatives</i>	2.6 - 13.1	6.9
Usage passif	.7 - 5.9	1.8
Pêcheries commerciales	.6 - 1.8	1.2
Santé humaine	.0 - 3.0	1.5
Traitements municipaux	.9 - 1.8	1.3
Ménages	.2 - 0.7	.4
Industries	.7 - 1.4	.9
<i>Total usages divers</i>	1.8 - 6.9	4.1
<i>Total général</i>	5.7 - 27.7	14.0

Les études sur les bénéfices récréatifs utilisent soit la méthode des coûts de transport (MCT), soit des modèles de participation récréative régionale. A partir de la variation de la fonction de demande de visite en fonction de la qualité de l'eau, la MCT permet d'obtenir simultanément les variations de fréquentation et de consentement à payer. C'est la méthode la plus rigoureuse. Les modèles de participation récréative relient la participation à des activités spécifiques aux caractéristiques socio-économiques de la population ainsi qu'à l'offre et à la qualité des opportunités récréatives (la qualité de l'eau en particulier) ; les bénéfices agrégés sont obtenus en multipliant la participation supplémentaire due à l'amélioration de la qualité de l'eau par une valeur journalière spécifique de l'activité ("shadow price"). L'inconvénient de ces modèles par rapport à la MCT est qu'ils sous-estiment les bénéfices car ils ne prennent pas en compte la variation de surplus liée à la variation d'utilité des usagers initiaux ; de plus, les valeurs journalières ne reposent pas toujours sur des bases scientifiques suffisantes. Cependant, ces modèles ont un usage plus général (notamment pour les loisirs en zone urbaine) que la MCT, qui est surtout adaptée à l'évaluation de sites bien délimités, avec des coûts d'accès suffisamment variables. Les chiffres de bénéfices récréatifs nationaux proposés par Freeman reposent essentiellement sur un ensemble d'études réalisées pour la "National Commission on Water Quality" (NCWQ - 1976). Cette synthèse fait largement appel aux modèles de



participation récréative, avec des valeurs journalières de 12, 10 et 9 dollars 1978, pour le bateau, la pêche et la baignade respectivement. Freeman double les estimations de la NCWQ (pêche en eau douce, bateau, baignade) pour tenir compte de l'augmentation d'utilité des usagers existants. A l'opposé, des données supplémentaires sur les proportions relatives de pêche en mer et en eau douce l'amènent à diviser par 4 l'estimation NCWQ sur la pêche en mer.

Pour évaluer les bénéfices de non-usage, Freeman s'appuie sur des études locales très peu nombreuses, relatives à la pêche en eau douce, où les bénéfices de non-usage représentent 50 à 150% des bénéfices récréatifs. Il reprend ensuite l'idée de relier les bénéfices de non-usage aux bénéfices récréatifs, en l'élargissant à toutes les catégories de bénéfices récréatifs nationaux, mais en adoptant cette fois un coefficient de 25 % seulement.

L'évaluation des bénéfices des pêcheries commerciales est basée sur une étude qui modélise la fonction de production biologique, et les fonctions d'offre et de demande pour les espèces d'intérêt commercial. Le supplément de récolte permis par l'amélioration de la qualité de l'eau se traduit par une augmentation du surplus des pêcheurs, mais également du surplus des consommateurs en raison de la baisse des prix.

Faute de données reliant la contamination chimique des eaux à la santé humaine, les bénéfices de l'amélioration de la santé humaine ont été limités aux seuls bénéfices de la réduction des maladies microbiennes et virales véhiculées par l'eau potable. L'estimation fait appel aux statistiques de morbidité-mortalité, ainsi qu'aux données de coûts entraînés par la maladie et de valeur de la vie humaine. Enfin, les bénéfices liés au traitement des eaux municipales ont été estimés à 40% des coûts de traitement avant amélioration de la qualité de l'eau.

## CHAPITRE IV. ETUDES DE CAS FRANÇAIS

### 1. PERCEPTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU : CAS DES LACS ALPINS

Il s'agit d'un travail réalisé par l'INRA (Bonnieux, et al., 1976 ; 1977) pour le compte du Ministère de la Qualité de la Vie (Comité Scientifique Eau) en 1974-76. Bien que déjà un peu anciens, les résultats obtenus restent d'actualité car ils fournissent des informations précises sur la relation entre qualité objective de l'eau et du milieu d'une part, perception de la qualité par les individus d'autre part. De plus, la démarche employée apparaît avec le recul tout-à-fait pertinente, et pourrait inspirer d'autres travaux.

Cette étude, centrée sur la qualité de l'eau des lacs d'Annecy et du Bourget, s'est attachée dans un premier temps à déterminer les caractéristiques de l'eau les plus significatives aux yeux des usagers des lacs. Puis on a tenté de relier ces caractéristiques à un ensemble de paramètres physiques, en particulier hydrobiologiques. On a cherché à coupler les comportements des diverses catégories à des critères objectifs de qualité. Situés dans la même région, ces deux lacs constituent des unités géographiques et économiques comparables malgré des différences sensibles. Toutefois Annecy était connu pour ses travaux d'assainissement, alors qu'au Bourget, malgré une eutrophisation avancée, rien n'avait été encore entrepris. D'où la possibilité d'une étude "toutes choses égales par ailleurs", le facteur variable étant ici l'état trophique de l'eau.

Dans une première phase, une pré-enquête psycho-sociologique a été réalisée afin de déterminer les motivations des principaux intéressés : touristes et population locale, acteurs socio-économiques et responsables administratifs. Cette enquête qualitative a conduit à élaborer quelques hypothèses simples relatives à l'image opposée des deux lacs, au rôle de l'information, à l'importance de la notion de pureté et à l'ambiguïté de la conception du lac naturel. Elle a également débouché sur la construction d'un questionnaire assez simple, base de l'enquête quantitative. La deuxième phase a été basée sur l'exploitation de l'enquête quantitative réalisée auprès de 903 personnes dans la zone d'Annecy et 892 dans la zone du lac du Bourget (échantillon aléatoire tiré de manière classique selon l'âge, la CSP, et selon le caractère résident ou non-résident).

#### *11. Résultats*

Une hypothèse de départ était que les critères d'appréciation seraient différents suivant les activités pratiquées. Cette hypothèse a été confirmée, et on a pu dégager des groupes de comportements associés aux différentes fonctions de loisir de l'eau : pêche, voile et activités nautiques, plage, promenade.

Cependant, des résultats généraux valables dans tous les cas ont été obtenus. Nous distinguerons :

- les résultats extrapolables directement, ayant une valeur générale,
- le rôle de l'information dans ses effets au niveau de la perception.

### *Résultats extrapolables*

#### *Le couple turbidité-couleur comme indicateur de pureté*

La notion subjective de pureté de l'eau est apparue comme faisant l'objet d'un très large consensus. Cette notion synthétique définit une vision globale des lacs et se révèle très intéressante. En effet, l'analyse de ses composantes permet de voir que la pureté peut être appréciée à l'aide du couple turbidité-couleur. Or, ce couple correspond à des critères hydrobiologiques à caractère positif et mesurables. Ainsi transparence et couleur appréciées objectivement fournissent une estimation de la notion de pureté. On peut penser que ce résultat vaut pour tous les plans d'eau et pas seulement pour les lacs étudiés. L'importance de cette notion peut être mise en relation avec une fonction privilégiée de l'eau - trop souvent la seule possible - qui est celle d'un élément que l'on regarde, facteur de détente et de calme.

#### *Urbanisation et appropriation*

Malgré un ensemble de réponses très favorables à Annecy, on constate des réticences dans le domaine de la facilité d'accès aux rives et de l'urbanisation, à l'inverse, le Bourget qui apparaît comme un négatif d'Annecy bénéficie d'un sentiment favorable lorsqu'on aborde cette question.

Il existe une liaison entre degré d'utilisation et liberté d'accès aux rives que l'on peut traduire par l'importance de l'appropriation privée. La sensibilité des gens à cette question fournit un indice convenable de la satisfaction vis-à-vis des possibilités de fréquentation des berges. Ce point nous paraît suffisamment vérifié dans les faits pour qu'on puisse le regarder comme une constante. Ici se poserait bien sûr le problème d'une mesure objective concrète de cet élément. Il n'a pas été abordé dans l'étude.

#### *Caractère sauvage et roselières*

Il s'est dégagé une majorité d'opinions en faveur d'une conservation du caractère "sauvage" des lacs et de leurs rives. Cette opinion peut être reliée à l'appréciation positive des roseaux. Elle est le fait des trois quarts des personnes interrogées. Ces personnes invoquent en général des raisons objectives concernant la faune et le rôle d'épuration des roselières.

Toutefois pour une petite minorité se recrutant chez les baigneurs, l'opinion sur les roseaux est défavorable. Pour cette catégorie en effet, il y a concurrence dans la répartition spatiale entre roselières et plages. Sans être forcément contre le caractère "sauvage" du lac, les baigneurs s'opposent sur ce point aux autres personnes. Le critère roselière doit donc être envisagé comme ayant une valeur relative.

### *Rôle de l'information*

Dès la pré-enquête psycho-sociologique, nous avons pu constater le rôle important joué par les médias dans la vision de la pollution. Sans modifier les critères de perception, ils influencent le degré de sensibilité du public. On a constaté ainsi à Annecy un effet sécurisant tendant à accentuer l'impression de pureté de l'eau effectivement ressentie, alors qu'au Bourget, il s'agissait d'un effet inverse se traduisant par une objectivisation de certaines craintes. Pour mieux comprendre les mécanismes, il est intéressant d'introduire la notion d'effets directs et celles d'effets indirects. Ainsi, une campagne de publicité pour la promotion d'Annecy basée sur la pureté de l'eau aura-t-elle des effets directs positifs à Annecy et *a contrario* des effets indirects négatifs au Bourget.

Les opinions induites par les médias et accentuées par elles, demeurent fragiles. On peut penser qu'elles sont superficielles et que les craintes profondes demeurent. Il est possible qu'un changement physique limité ou l'apparition de troubles ayant des origines bactériologiques entraînent un bouleversement de l'image des lacs. Notons, *a contrario*, que la simple annonce de futurs travaux d'épuration au Bourget a provoqué une vision beaucoup plus optimiste de la qualité de l'eau chez certaines personnes interviewées.

L'appréhension de ces mécanismes s'est faite grâce à l'enquête psycho-sociologique. En effet, l'ensemble des questions relatives à l'information s'est avéré insuffisant tant dans la formulation que dans le champ couvert.

## **12. Réflexions critiques sur la démarche**

Les variables socio-économiques classiques comme l'âge, la catégorie socio-professionnelle ou le sexe, ne suffisant pas à mettre en évidence des comportements homogènes associés aux diverses fonctions de l'eau. Un approfondissement sur le plan explicatif de l'étude des fonctions s'est donc avéré nécessaire. Il s'agirait d'une recherche nouvelle qui pourrait se développer dans deux directions : l'une d'ordre psychologique et peut-être psychanalytique, et l'autre davantage d'ordre socio-économique.

La première viserait tout particulièrement à éclairer les rôles respectifs de l'information et de l'inconscient dans la formation de l'image des lacs. Il s'agirait d'intégrer les résultats auxquels nous avons abouti quant à l'influence des média dans un appareil explicatif plus large. Par ailleurs, il conviendrait d'éclairer la préférence du public pour l'aspect sauvage du lac, l'importance qu'il accorde à la pureté en faisant référence à des éléments scientifiques rendant compte de l'inconscient ou relevant d'archétypes ou de mythes.

Le second axe de recherche aurait pour objectif de mieux identifier les déterminants socio-économiques des comportements. Bien que l'analyse ait fait apparaître le rôle des catégories socio-professionnelles, celui-ci ne semble pas être essentiel, et on a pu émettre l'hypothèse du rôle déterminant du niveau culturel et éducatif. Celui-ci pourrait être cerné selon une démarche identique à celle suivie : enquête qualitative débouchant sur un questionnaire base d'une enquête quantitative.

La détermination d'indicateurs socio-économiques présente sur le plan pratique d'indéniables mérites. Elle conduit par ailleurs à une réflexion renouvelée sur les relations entre facteurs de comportement et variables écologiques. Cependant, une approche systématique, en termes d'indicateurs, aboutirait à des conclusions mystificatrices, dans la mesure où les indicateurs retenus n'ont pas de statut théorique bien établi. En effet, pour pouvoir être opérationnel, un indicateur doit être agrégé, ce qui peut conduire à masquer la nature réelle des objectifs poursuivis. Dans le cas présent, la décomposition par fonction révèle des oppositions ou des divergences de points de vue entre utilisateurs. Toute décision d'aménagement concernant un lac devra opérer entre ces points de vue des arbitrages.

## **2. PÊCHE DE LOISIR (CAS DES SALMONIDÉS MIGRATEURS)**

Ce travail a été financé conjointement par le Conseil Supérieur de la Pêche et la Région Basse-Normandie. Il a pour cadre la mise en valeur du patrimoine halieutique et le développement du "tourisme-pêche", qui nécessitent simultanément des opérations de réhabilitation piscicole et l'amélioration de la gestion des pêcheries (périodes d'ouverture, quotas de capture, parcours de pêche). Il s'agissait également d'évaluer les bénéfices procurés par la pêche sportive, dans une région où les cours d'eau sont potentiellement menacés par les pollutions (ou aménagements) d'origine essentiellement agricole et agro-alimentaire.

Au cours de la saison de pêche 1990, des enquêtes de terrain ont été réalisées (Bonnieux et Vermersch, 1993) sur trois rivières à saumon (l'Elorn dans le Finistère, la Sée et

la Sélune dans la Manche) et une rivière à truite de mer (la Touques dans le Calvados). Les enquêtes ont porté sur 350 pêcheurs répartis à parts égales entre pêcheurs de saumon et de truite de mer, ce qui correspond à des taux de sondage de 25 % et 14 % respectivement. Les enquêtes de terrain ont été complétées par des enquêtes postales auprès de pêcheurs ayant fourni leur adresse. Les objectifs des enquêtes étaient :

1. d'apprécier la valeur économique de la pêche sportive, à travers la mesure *ex post* du surplus total des pêcheurs, qui dérive de l'estimation des dépenses occasionnées par la pratique de la pêche (méthode des coûts de transport),
2. d'évaluer *ex ante* les bénéfices (variation de surplus) relatifs à un accroissement des quotas de capture ou de l'offre de parcours de pêche (méthode d'évaluation contingente).

### **21. Dépenses et surplus des pêcheurs sportifs**

L'étude détaillée de la population de pêcheurs et de sa pratique de la pêche a permis de reconstituer le coût d'une saison de pêche aux salmonidés migrateurs. Il regroupe les coûts de transport et d'hébergement, les droits de pêche et l'amortissement sur 5 ans du matériel de pêche. Le coût d'une saison de pêche est élevé et vaut en moyenne 8 544 F pour le saumon et 5 759 F pour la truite de mer (francs 1990) ; dans les deux cas, les pêcheurs qui habitent à plus de 50 km du lieu de pêche supportent un coût plus élevé que les pêcheurs locaux.

Les calculs de surplus ont été faits à partir des données individuelles, en tenant compte des coûts variables de transport et des coûts d'hébergement ; la distance parcourue est introduite comme variable explicative et reflète donc le coût d'opportunité du temps. Les autres déterminants de la demande qui ont été considérés sont le revenu, la valeur du matériel et la fréquentation d'une rivière substituable. On aboutit ainsi à un surplus par jour de pêche compris entre 160 F pour la truite de mer et 280 à 400 F pour le saumon (francs 1990).

Un essai d'agrégation a été tenté pour la région Basse Normandie, sur la base de 500 pêcheurs de saumon et 2 000 pêcheurs de truite de mer environ (voir également Bonniex et al., 1991). Les pêcheurs de salmonidés migrateurs qui ont fréquenté les cours d'eau de Basse-Normandie en 1990, ont dépensé environ 17 millions de francs pour la pêche. Ces dépenses ont été entreprises à 30 % par les pêcheurs de saumon et à 70 % par les pêcheurs de truite de mer. Pour partie soit 3 millions de francs ces dépenses ont été réalisées hors de la Basse-Normandie, le reste soit 14 millions de francs a été dépensé en Basse-Normandie. 56 % des dépenses faites en Basse-Normandie ont été réalisées par des habitants de la région, les 44 % restants étant réalisés par des non-résidents. Ces dépenses dans la région ont été à l'origine d'un accroissement du revenu régional (surplus des producteurs) de l'ordre de 6 millions de francs.

Parallèlement, l'agrégation du surplus des pêcheurs sur les mêmes populations représente 7 millions de francs pour la pêche du saumon et 8 millions de francs pour la pêche de la truite de mer, soit un total de 15 millions de francs pour la Basse-Normandie. Il peut être intéressant de rapprocher ces chiffres des dépenses engagées en faveur des salmonidés migrateurs. En 1990, 4,4 millions ont été employés à financer des actions de réhabilitation piscicole en Basse-Normandie (connaissance des stocks et du milieu, construction de passes à poisson, amélioration des habitats salmonicoles, repeuplement). Les coûts ont toutefois porté essentiellement sur des opérations de restauration d'autres cours d'eau que la Sée, la Sélune ou la Touques ; ils ne sont donc pas directement comparables aux bénéfices calculés ci-dessus.

## 22. *Variation de surplus et approche contingente*

La pêche sportive se prête particulièrement bien à l'approche contingente. Les pêcheurs sont en effet familiarisés avec les actifs naturels (rivières, stocks halieutiques) et ont l'habitude de payer pour avoir accès à ces biens (taxes piscicoles, cartes d'associations). Des marchés contingents, décrivant des mesures de gestion piscicole spécifiques de chaque espèce, ont été proposés aux pêcheurs de saumon et aux pêcheurs de truite de mer. La carte de paiement a été utilisée pour obtenir les consentements à payer (CAP).

Jusqu'en 1990, les pêcheurs de saumon étaient autorisés à capturer un quota maximum de 6 saumons entre le début mars et la mi-juillet. Pour mieux exploiter le stock abondant de petits saumons remontant en été, il a été décidé de repousser la date de fermeture de la pêche d'un mois, à partir de 1991. Le quota de 6 saumons pouvait alors devenir contraignant. L'objectif de l'analyse contingente a donc été d'évaluer *ex ante* l'avantage qu'il y aurait pour les pêcheurs à supprimer les quotas à partir du 1er juin. 56 % des 149 personnes interrogées ont répondu à l'enquête postale, et parmi eux 42 % sont favorables à la suppression des quotas. Le CAP moyen s'élève à 103 F, soit le quart de la taxe piscicole spécifique pour le saumon. Les pêcheurs favorables à la suppression des quotas sont donc prêts à payer 25 % de droit spécifique en plus pour pêcher librement pendant un période plus longue de 25 %.

Sur la Touques, un projet de construction d'échelle à poisson sur un barrage infranchissable ouvrait de nouvelles perspectives pour la remontée et la pêche des truites en mer. On a donc interrogé les pêcheurs sur leur consentement à participer à un fonds destiné à financer l'achat de kilomètres supplémentaires de berges. La question a été posée en partie sur le terrain (100 % de réponses) et en partie par voie postale (48 % de retour). 53 % des 97 personnes interrogées acceptent de payer pour acheter 5 km supplémentaires ; leur CAP moyen vaut 578 F.

On a modélisé la probabilité d'accepter de contribuer à un fonds (modèles probit et logit) et le montant du consentement à payer (modèle tobit simple). La modélisation permet à

la fois une explication et une prédiction des variables dépendantes (acceptation et CAP) à partir des variables indépendantes (caractéristiques du pêcheur). De tels modèles peuvent être utiles pour élargir les résultats de l'échantillon à une population plus importante, et calculer ainsi des bénéfices agrégés. Bien que leur qualité statistique soit médiocre, les différents modèles fournissent des tendances semblables, conformes aux hypothèses *a priori*. Le revenu et la valeur du matériel ont une influence positive, en revanche, l'expérience de pêche a une influence négative. Par ailleurs, la demande de pêche est plus élevée chez ceux qui fréquentent un substitut de la Touques et augmente avec la distance parcourue. Il s'agit des pêcheurs qui ont les dépenses les plus élevées et sont prêts à consacrer davantage d'argent pour accéder à un parcours plus important.

Le modèle Tobit permet de prendre en compte le comportement de certains pêcheurs qui souhaitent une réduction des droits de pêche, même accompagnée d'une diminution du parcours de pêche. Ce comportement se traduit par des valeurs négatives de CAP estimées par le modèle, et un CAP estimé moyen de 277 à 363 F, inférieur à la moyenne arithmétique citée plus haut. Ces chiffres conduisent à un CAP estimé agrégé par km de berge et par an compris entre 12 620 et 16 500 F, alors que le CAP agrégé obtenu à partir de la moyenne arithmétique vaut 26 300 F. Les valeurs de marché (location et entretien) se situent entre 15 000 et 20 000 F. Cependant, le CAP agrégé ainsi obtenu sous-évalue probablement la valeur du kilomètre de berges, notamment en raison de l'augmentation de fréquentation qui serait induite par l'accroissement de l'offre de parcours.

### 3. RESSOURCES EN EAU ET AEP (LE CAS DE LA GIRONDE)

L'alimentation en eau potable (AEP), en dépit de son importance stratégique, n'a suscité que peu de recherches en France (Ballay et Boistard, 1987, 1991). En particulier, on ne dispose d'aucune estimation sérieuse d'une fonction de demande d'eau potable de la part des usagers. Un travail récent réalisé à partir de données relatives au département de la Gironde (Point, 1993) contribue à combler ce vide.

Le département de la Gironde constitue une bonne illustration des problèmes de partage de ressource en eau. Une part importante de l'AEP (et notamment celle de la ville de Bordeaux) est réalisée à partir de forages dans la nappe des sables éocènes. On accède ainsi à une eau de très bonne qualité, peu vulnérable aux pollutions et exploitable à des profondeurs raisonnables (250 m). Actuellement l'AEP représente 88 % du prélèvement total. L'industrie et la géothermie pour l'essentiel se partagent le reste. Les ponctions sont telles que le niveau de la



nappe baisse régulièrement depuis des années. On parvient à un niveau piézométrique à la limite de l'acceptable. Au-delà, il faut craindre des intrusions d'eaux salées en provenance de l'estuaire, ces intrusions constituant une forme grave de pollution et partant, de dégradation de la ressource. Il convient donc de répartir cette ressource sur la base d'une ponction totale ne dépassant pas les niveaux actuels. La détermination d'une fonction de demande pour l'AEP doit jouer un rôle pivot dans la recherche de la solution.

### *31. La méthode*

Dans l'approche en termes de fonction de demande l'accent est mis sur la relation entre prix et quantité consommée. Cela ne veut pas dire que les autres facteurs déterminant de la demande soient négligés, bien au contraire puisqu'ils sont indispensables au positionnement global de la demande. Il est ainsi classique de relier la demande en eau au revenu, aux préférences et aux variables d'environnement. Pour ce qui est des préférences on peut penser par exemple que le choix de vivre en dehors de zones fortement urbanisées va se traduire par des besoins supérieurs en eau notamment pour le jardin. En même temps on sait que les citadins sont plus équipés d'appareils ménagers fortement consommateurs en eau. Ceci explique qu'il n'est pas évident a priori de déterminer le signe d'une variable reflétant la densité. On penchera toutefois pour un signe positif. La présence d'un habitat saisonnier est aussi de nature à influencer la consommation d'eau à usage domestique. On peut postuler que le revenu influe positivement sur cette consommation. Dans la mesure où il n'a pas été possible de dissocier les diverses formes de demande en AEP, il faut également introduire une variable traduisant le développement industriel et commercial.

L'élément central du dispositif d'information est constitué par une enquête sur les prix de l'eau réalisée en 1975 par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. Cette enquête a été menée sur l'ensemble des collectivités du bassin, redevables au titre des prélèvements d'eau dans le milieu naturel. Les collectivités dont les prélèvements sont inférieurs au seuil de perception de la redevance (30000 m<sup>3</sup>/an) n'ont pas été interrogées, de même celles qui distribuent de l'eau qu'elles ne prélèvent pas elles-mêmes (achats en gros).

La population interrogée est constituée de près de 1200 collectivités qui ont répondu dans une proportion de 77% en nombre, ce qui correspond à 74% du volume. Le questionnaire a été construit de façon à faire apparaître tous les cas de tarification existants. Malheureusement, le codage dans un souci de simplification ne permet pas de reconstituer certaines caractéristiques, notamment lorsqu'il y en a, les tranches d'abonnement et leurs prix. Seules ont été retenues les valeurs associées à une consommation de 100 m<sup>3</sup>. De cette enquête portant sur les 18 départements inclus dans le territoire de compétence de l'Agence de l'Eau,

nous avons extrait l'information relative au département de la Gironde pour tester la possibilité de construire une fonction de demande en AEP.

La distribution d'eau potable est un service public communal. Les communes ont le droit d'administrer et d'organiser l'exploitation de ce type de service comme elles l'entendent. En particulier elles ont le choix entre une gestion directe (régie) et une gestion déléguée (affermage, concession). Pour l'exercice de cette activité à caractère industriel ou commercial, les communes se sont parfois regroupées en syndicats. Lorsqu'ils existent ces syndicats deviennent nos unités d'observation. Il faut donc agréger les données des communes concernées pour établir le vecteur des variables caractérisant le syndicat. Cet exercice est relativement lourd. Ainsi, le département de la Gironde comporte 554 communes. L'enquête Agence a touché 72 collectivités locales de distribution sur lesquelles seules 62 comportent des données complètes et utilisables. Ce qui représente tout de même pour ce département, 408 communes. Quelques difficultés viennent pimenter cet exercice notamment lorsque certaines communes relèvent simultanément de deux syndicats. Il faut alors répartir les valeurs au prorata des populations desservies.

Ajoutons une dernière difficulté créée par l'existence d'une redevance d'assainissement assise directement sur la consommation d'eau et de plus incorporée dans la facture d'eau. Son montant en affecte nécessairement la consommation<sup>8</sup>. Là encore, la tarification est extrêmement variée : termes fixes, valeur forfaitaire, surtaxe communale, etc... . Une difficulté majeure tient au fait qu'il n'y a pas recouvrement exact entre les unités de gestion de la distribution d'eau et celles opérant en matière d'assainissement. Un syndicat peut ainsi par exemple remettre en fermage la distribution d'eau à un opérateur donné, alors que chaque commune constitutive du syndicat gèrera l'assainissement pour son propre compte. Dans l'enquête de l'Agence de l'Eau qui était tournée essentiellement vers l'AEP, un module portant sur l'assainissement est présent. Il est souvent cependant incomplètement renseigné pour les raisons précédemment évoquées. Cela interdit une véritable prise en compte de cette redevance.

Les autres données permettant de caractériser la fonction de demande ont été recueillies au niveau communal. Elles sont issues soit de l'INSEE, soit de la Direction des Collectivités Locales.

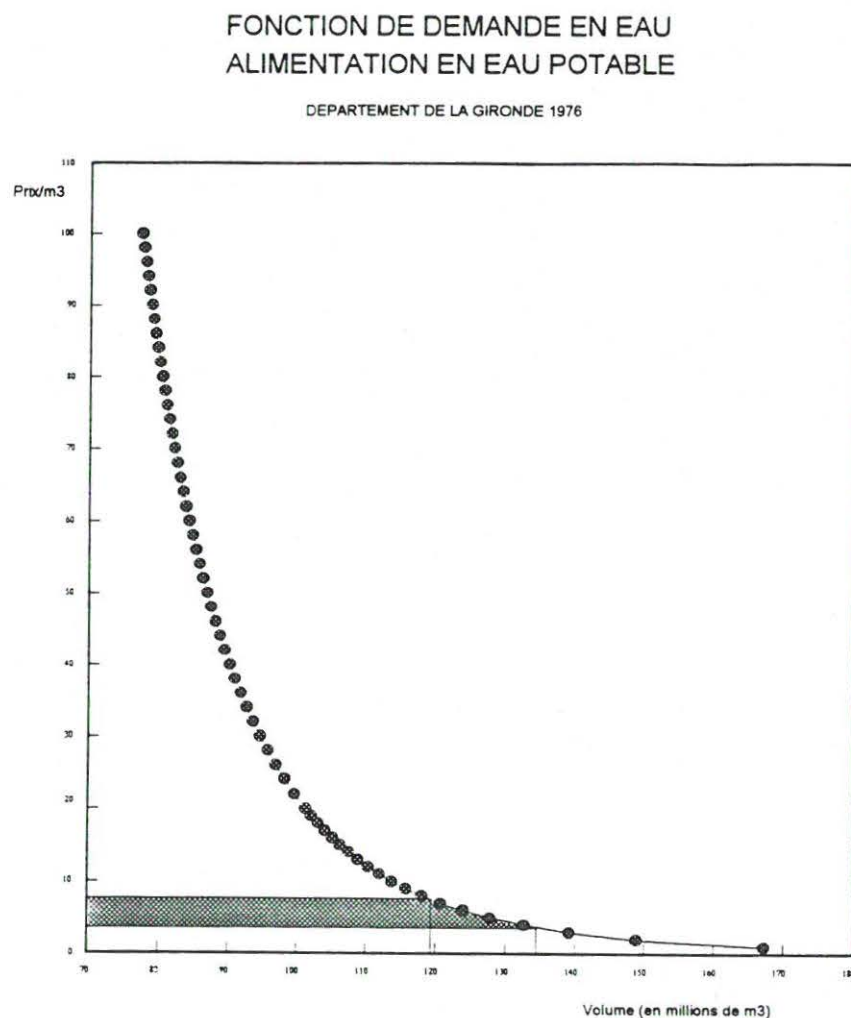
---

<sup>8</sup> Du moins pour les particuliers ou les industriels raccordés. Là où il n'y a pas de réseau ce sont des formules d'assainissement individuel ou autonome qui s'imposent. Il n'y a alors pas versement de la redevance d'assainissement.

Les volumes dont nous disposons intègrent toute la demande en AEP. Les prix eux concernent spécifiquement la demande domestique. Pour certains grands établissements, il y a possibilité d'obtenir des tarifs spéciaux associés à de fortes consommations. Les données nous interdisent une dissociation des deux types de demande. Cela nuit bien sûr à la consistance du modèle. Par ailleurs comme indiqué précédemment, nous ne disposons pas d'une indication directe du prix marginal. Nous avons tenté d'en reconstituer un, mais compte tenu de la diversité des modes de tarification, et du caractère limité de l'information disponible, ces valeurs sont à considérer avec prudence. Les essais économétriques conduits avec cette variable ne donnent pas de résultats satisfaisants. C'est le prix moyen pour une facture type de 150 m<sup>3</sup> par ménage qui apparaît significatif.

Un modèle explicatif statistiquement significatif est mis en évidence à partir du prix, du potentiel fiscal, du ratio habitants non-permanents/habitants permanents et de la densité.

*Figure 12.*



### 32. Résultats

A partir de ce modèle, il faut construire une fonction de demande agrégée. Ici deux possibilités se présentent. La première est celle habituellement employée. Elle consiste à constituer un profil moyen de demande et à le pondérer convenablement pour procéder à l'agrégation. La deuxième méthode est un peu plus laborieuse, mais elle tire mieux parti des informations disponibles. La demande agrégée va être construite à partir de la sommation horizontale des courbes de demande pour chaque commune ou syndicat. Ceci n'est pas équivalent à la simple expansion de la demande moyenne puisque l'on va tenir compte de la distribution des caractéristiques déterminant le positionnement de chaque fonction de demande individuelle. Un calcul numérique conduit à la fonction (figure 12) :

$$Q = 167,268 p^{-0,1675}$$

Quel est le surplus associé à l'usage de l'eau pour l'AEP ? Pour répondre à cette interrogation, nous disposons d'une fonction de demande marshalienne et non d'une fonction de demande compensée. Au vu des observations de Willig (1976), il est classique d'admettre que l'on peut en première approximation se contenter d'un calcul de surplus ordinaire. La fonction d'offre n'est pas identifiée, nous ne connaissons pas le profil du coût marginal de mise à disposition de la ressource. Nous le poserons ici constant et égal au prix moyen.

Le surplus est calculé comme l'intégrale de la courbe de demande entre le prix moyen et un prix représentant la disponibilité maximale à payer<sup>9</sup>. Cette valeur n'est généralement pas connue. Aussi calcule-t-on une variation de surplus pour des situations que l'on considère comme significatives. Ici, nous en proposerons deux :

La première se réfère au prix maximum observé dans l'échantillon. Pour des conditions de distribution et de qualité qui certes ne sont pas identiques, mais, en Gironde, ne sont pas non plus trop dissemblables, certains consommateurs payaient le m<sup>3</sup> jusqu'à 7,56 F, alors que le prix moyen pondéré de l'échantillon était de 3,61 F. Une différence dans la facilité d'accès à la ressource, ou dans la qualité qui générerait cet écart de prix conduirait à une variation de surplus de 540F/habitant et par an.

La deuxième, plus extrême, se réfère au prix d'un substitut qui pourrait s'imposer en cas d'indisponibilité totale de la ressource. Le prix de réservation est celui de l'eau en bouteille soit de l'ordre de 1000F le m<sup>3</sup> à l'année de l'enquête. Ici la variation de surplus est de 65500F/habitant et par an ou de façon plus significative de 180F/habitant et par jour de non disponibilité de la ressource.

---

<sup>9</sup>La forme fonctionnelle retenue ne permet pas d'identifier cette valeur pour une consommation nulle.

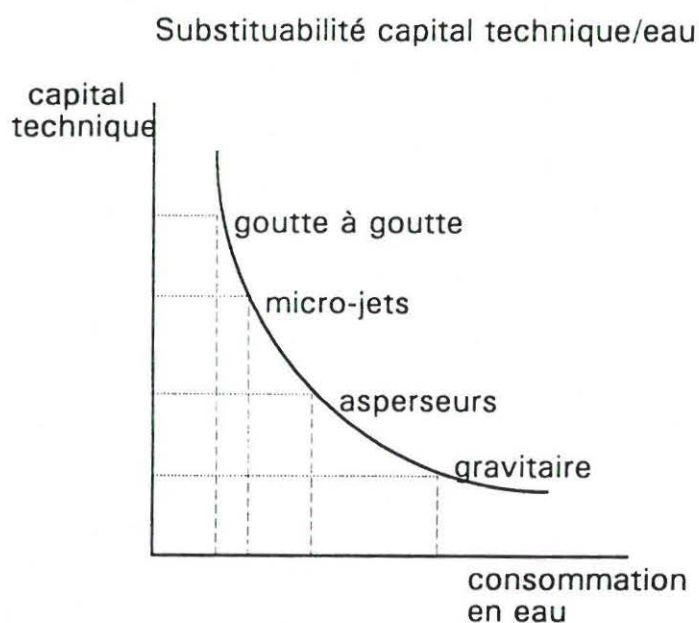
#### 4. DEMANDE D'EAU A USAGE D'IRRIGATION (APPLICATION AUX BOUCHES-DU-RHONE)

La rivière Durance qui a un module de 140 m<sup>3</sup>/s a été largement équipée de retenues aux fins de régularisation du cours et de production d'énergie électrique. En été, EDF n'est tenue de laisser dans la rivière qu'un débit réservé de 2 m<sup>3</sup>/s. Par ailleurs, cet organisme livre par voie de canaux, environ 200 m<sup>3</sup>/s à l'agriculture et à la consommation urbaine. La question d'une meilleure répartition des eaux de la Durance entre usages productifs, mais aussi entre ces usages et d'autres tels que les loisirs, la capacité d'épuration est posée. La réponse passe par une évaluation du bénéfice social associé à chaque usage.

##### 4.1. Méthode

L'étude porte sur l'eau à usage d'irrigation et a été initiée dans le cadre du PIREN Durance du CNRS. L'examen des techniques d'irrigation laisse apparaître que, de l'arrosage gravitaire au goutte à goutte en passant par les asperseurs et les microjets, il y a toute une panoplie qui peut être utilisée. Chaque technique se caractérise par un niveau de consommation d'eau pour produire un niveau d'humidification donné des productions agricoles (figure 13). On montre que les niveaux de technologie sont bien représentés par l'investissement/ha. Par ailleurs, les doses d'eau/ha sont une fonction décroissante des niveaux de technologie.

Figure 13.



L'idée de base de la méthode (Point, 1988, 1991) est de considérer que les choix de technique d'irrigation sont en partie expliqués par la rareté relative de la ressource. Quel est le surcoût accepté par les agriculteurs pour faire face à la raréfaction de la ressource ? Cette valeur si on peut la mettre en évidence reflétera la valeur de la ressource dans un cadre de court terme. Nous supposons que l'affectation des ressources pour parvenir aux objectifs est convenablement réalisée par ailleurs, et qu'il ne reste plus qu'à examiner le problème de l'irrigation. Nous admettons la séparabilité de la fonction d'irrigation par rapport à l'ensemble de la fonction de production agricole. Pour un niveau donné d'humidification  $H_0/ha$ , on a donc un ensemble de combinaisons productives qui associent consommation d'eau  $E/ha$  et niveau de capital  $K/ha$ . A partir de ces observations et hypothèses, la démarche s'effectue en deux étapes :

- estimation de la fonction d'humidification  $H(K,L,E)$  qui combine eau, travail et capital technique. La recherche du minimum de la fonction de coût sous la contrainte de la fonction de production conduit à une liaison fonctionnelle entre les quantités d'eau utilisées, les prix relatifs de l'eau, du travail et du capital, ce dernier intervenant comme un paramètre ;

- estimation de la distribution  $S(K)$  des surfaces irriguées selon les différentes technologies.

La combinaison des deux fonctions, avec intégration par rapport au capital technique, livre une estimation de la courbe de demande d'eau.

#### 42. Résultats

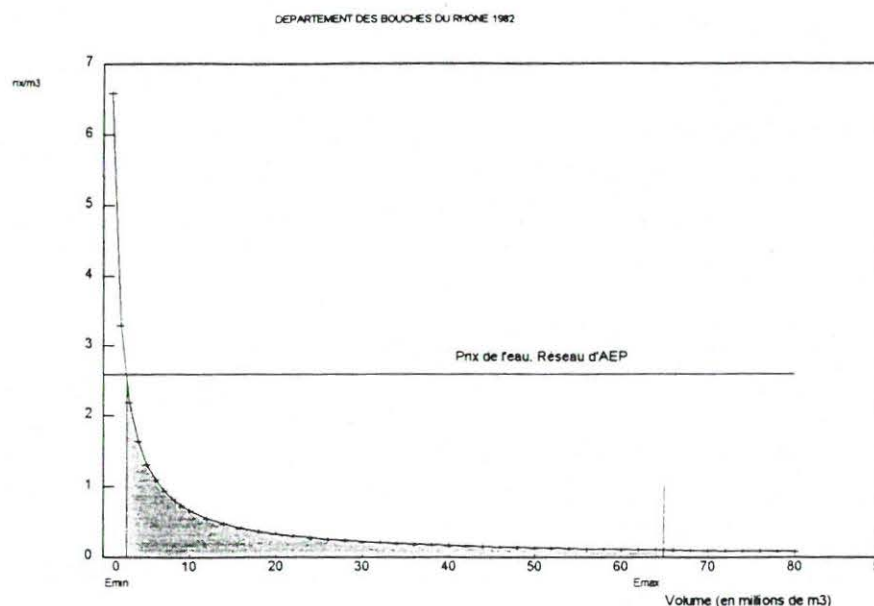
Pour l'année 1982, on obtient la relation :

$$E = 6585,395 \cdot 10^3 / p$$

L'emploi de la méthode pour le département des Bouches-du-Rhône est illustré par la figure 14. On y observe le profil de la demande d'eau à usage d'irrigation pour l'année 1982.

Figure 14.

## FONCTION DE DEMANDE EN EAU A USAGE D'IRRIGATION



Le surplus est calculé à partir de la relation inverse en intégrant par rapport aux quantités. La consommation totale  $E_{max}$  pour les différentes technologies était égale à  $643 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ . Comment déterminer la quantité minimale  $E_{min}$ ? Nous allons passer par le choix du prix d'un substitut et supposer que les irrigants seraient en mesure de s'approvisionner en eau distribuée par les réseaux d'AEP. A l'époque, le prix moyen de l'eau dans la région sud-est était de l'ordre de  $3,60 \text{ F/m}^3$ . A ce prix,  $E_{min} = 1829 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ . Entre ces deux bornes, le surplus s'établit à  $38,63 \cdot 10^6 \text{ F}$  soit  $407 \text{ F/ha}$  irrigué.

On peut comme dans le cas relatif à l'AEP se référer à des situations plus extrêmes qui correspondent à une indisponibilité totale de la ressource avec par exemple  $E_{min} = 10^3 \text{ m}^3$ . Dans ce cas, la variation de surplus est de  $88,1 \cdot 10^6 \text{ F}$ , soit  $930 \text{ F/ha}$  irrigué.

## 5. BÉNÉFICES ÉCOLOGIQUES ET VALEUR DE LOISIR

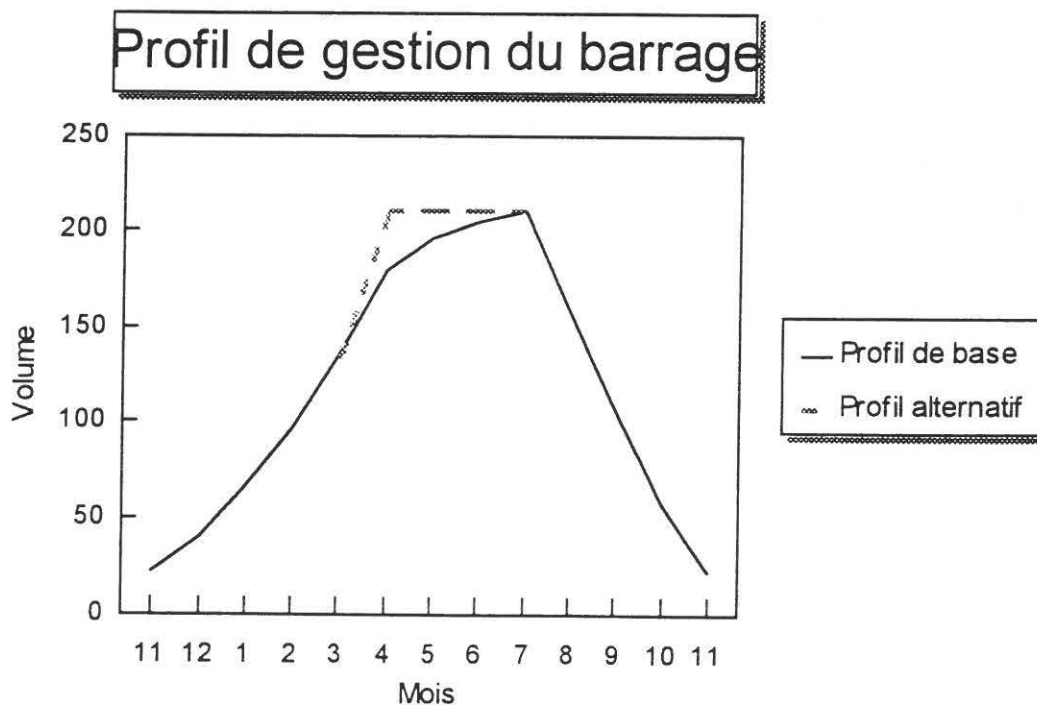
Cette étude (Lesgards, 1992 ; Desaignes et Lesgards, 1992) réalisée sur le site du barrage Seine a été mise en oeuvre durant l'été 1991. Elle porte sur le lac de la Forêt d'Orient; un réservoir sur la Seine à environ 200 km en amont de Paris. Le barrage (205 millions de m<sup>3</sup>) a été construit au début des années soixante et mis en service en 1966 pour réguler le cours de la Seine. En 1970, le site a été classé en Parc Naturel Régional pour sa richesse biologique notamment au niveau de l'avifaune. La gestion actuelle du barrage qui vise à limiter l'ampleur des crues génère des effets négatifs :

- la hausse des niveaux d'eau durant le printemps interfère avec la reproduction piscicole et les oiseaux d'eau, alors que le site est reconnu comme étant d'importance européenne sur le plan de l'ornithologie.

- la baisse des niveaux d'eau durant l'été et l'automne a un impact négatif sur les usages de loisir : accès plus difficile et pratique moins aisée de la voile.

Quels seraient les bénéfices d'une modification de la gestion du barrage avec un maintien de niveau constant d'avril à juin et un retard dans les lachures jusqu'à fin août (figure 15) ?

Figure 15.





## **51. Méthode**

Une estimation des coûts sociaux associés à la gestion actuelle est réalisée au moyen d'une enquête s'appuyant sur les méthodes d'évaluation contingente. Cette enquête a été conduite sous la forme d'entretiens personnels de 30 minutes sur le site durant le mois de juillet. Un total de 101 personnes a été interrogé sur les impacts écologiques et 98 personnes l'ont été sur les impacts relatifs aux activités de loisir. Le questionnaire était divisé en trois parties. La première concernait les différents usages du site. La deuxième portait sur la disponibilité à payer pour améliorer la qualité de l'écosystème ou pour allonger la période de niveau favorable aux activités de loisir. La troisième partie était consacrée aux caractéristiques socio-économiques des visiteurs. La plupart des individus interrogés avaient une bonne connaissance du site. Des graphiques et photographies étaient présentés pour illustrer la gestion présente et l'alternative envisagée. La disponibilité à payer était mesurée au moyen d'une carte de paiement suggérant différents montants. La forme envisagée pour le paiement était un droit d'accès ou une surtaxe ajoutée à une redevance annuelle pour l'exercice de la pêche et de la voile. La population de visiteurs a été divisée en trois groupes selon leur activité principale : baigneurs et promeneurs (22700 sur la période juillet-août), pêcheurs (3300 sur la période mars-décembre), amateurs de voile (4500 sur la période mars-novembre). L'ensemble représente un total de l'ordre de 350 000 visites par an.

Les biais classiques dans ce type d'exercice ont été corrigés, notamment le biais hypothétique (surestimation de la disponibilité à payer réduite au moyen d'une transformation logarithmique), et le biais lié aux non-réponses (utilisation d'un modèle tobit).

## **52. Résultats**

La probabilité d'indiquer une disponibilité à payer positive est expliquée principalement par les variables suivantes : sexe (plus forte pour les femmes), sensibilité à l'impact sur l'écosystème, existence d'un substitut (qui réduit la probabilité), situation de famille, nombre d'enfants, nationalité (probabilité plus élevée pour les étrangers), âge et revenu. Ces résultats sont en accord avec le modèle théorique implicite :

- pour la gestion orientée vers l'impact écologique, la disponibilité moyenne à payer est comprise entre 66 et 77 F par ménage,
- pour l'option de gestion orientée vers les loisirs aquatiques, la disponibilité moyenne à payer est comprise entre 25 et 49F par ménage.

Il est intéressant de noter que les bénéfices d'une amélioration écologique qui ne sont pas liés à un usage direct, sont supérieurs à ceux tirés d'un usage direct. Pour une population concernée constituée de 20 à 25000 ménages, le bénéfice maximum tiré de l'option "réduction de l'impact écologique" serait ainsi de l'ordre de 1,5 à 2,0 millions de francs (1991). On observera que ce chiffre est supérieur au coût des dommages liés aux crues de printemps pour une population de 100 à 200 agriculteurs de l'Aube et de la Seine-et-Marne (1-1,2 millions de francs par an (Lesgards, 1992).

## CHAPITRE V. ACQUIS ET PERSPECTIVES

Jusqu'ici, l'analyse de la politique de l'eau s'est concentrée sur le coût privé des investissements et des réglementations, et s'est peu intéressée aux bénéfices. Pour éclaircir les décisions publiques, il convient cependant de considérer les deux volets puisqu'en fin de compte ce sont les bénéfices qui justifient les coûts imposés à l'économie.

En traitant des "**bénéfices potentiels d'une amélioration de la qualité des eaux continentales**", ce rapport constitue donc un **apport original**. Il a permis de recueillir une masse importante de travaux essentiellement étrangers, ce qui nous amène à souligner le **retard de la France** par rapport à des pays comme les Etats-Unis, le Royaume-Uni ou la Norvège. Mais les difficultés ne sont pas simplement d'ordre statistique et résultent aussi de l'absence de programme économique impulsé par les décideurs. Elles tiennent aussi à la nature des bénéfices que l'on cherche à évaluer ; ceux-ci s'apparentent en effet à des **biens publics**. Aussi, en dépit des progrès accomplis, **il n'est pas envisageable à court terme d'aboutir à une évaluation globale des bénéfices en termes monétaires**. Ce rapport, réalisé dans des délais relativement brefs, débouche donc sur des recommandations. Avant de les énoncer, revenons sur quelques points importants.

### 1. ACQUIS

#### *Fonctions de l'eau*

Elles permettent un regroupement opérationnel des bénéfices retenus dans la typologie. On a distingué quatre fonctions :

- **fonction AEP**
- **fonction productive**
- **fonction récréative**
- **fonction écologique.**

#### *Qu'est-ce qu'un bénéfice ?*

Les bénéfices relèvent du surplus du consommateur. Il peut être expliqué en prenant l'exemple de la pêche de loisir. Le surplus ou bénéfice du pêcheur sportif correspond à son consentement à payer au dessus des dépenses qu'il effectue pour pratiquer la pêche. Seules les dépenses (coût de transport et d'hébergement, droits de pêche, amortissement de matériel...) sont prises en compte dans la comptabilité nationale. Le surplus mesure en termes monétaires le bien être (utilité, satisfaction, agrément...) procuré par la pratique de la pêche. On peut

mesurer le bien-être total correspondant à la jouissance d'une eau de qualité donnée ou la variation de bien-être induite par une variation de la qualité de l'eau. La satisfaction du pêcheur augmente si l'eau est plus pure, plus poissonneuse, etc... Dans cette étude, le bien-être total a été ramené à la journée de pêche.

Pour le consommateur d'eau potable, le bénéfice représente la satisfaction d'utiliser ou de boire une eau limpide, qui ne présente pas de risques pour la santé humaine, etc... Notons que l'amélioration de la qualité de l'eau induirait des baisses de coût de traitement de l'eau (augmentation du surplus des producteurs) qui viendraient s'ajouter aux bénéfices des consommateurs, mais pour lesquelles on ne disposait pas de données françaises. Les chiffres proposés pour la France correspondent donc au seul bien-être des consommateurs (bien-être total et non variation).

### *Bénéfices et dommages*

Bénéfices et dommages sont les deux faces d'une même médaille, les premiers sont associés à une amélioration et les seconds à une détérioration. Pour les évaluer, on se réfère à la notion de surplus du consommateur, si l'agent économique impliqué est un individu (ou un ménage). S'il s'agit d'une entreprise, on considère la notion de surplus du producteur.

La variation de surplus du consommateur (resp producteur) engendrée par une amélioration de la qualité fournit donc une mesure monétaire des bénéfices de l'individu (resp de l'entreprise) concerné.

### *Surplus unitaires*

Confrontés au manque de données françaises, on s'est appuyé sur la **transposition de valeurs obtenues à l'étranger**. Certes la technique du transfert est acceptable, mais pour être valable, il faut disposer de moyens de recoupement. On a supposé que la règle suivante :

$$\text{valeur France} = \text{valeur Norvège} = 2/3 \text{ valeur Etats-Unis},$$

vérifiée pour la pêche des poissons migrateurs, pourrait être appliquée aux autres activités récréatives. La technique retenue a consisté à ramener les indicateurs de bénéfice en valeur constante 1992 dans leur monnaie nationale puis à effectuer la conversion en francs français.

Les hypothèses précédentes admises, on retiendra les valeurs suivantes :

<i>Activité récréative</i>	<i>Fourchette probable</i>	
<b>pique-nique</b>	<b>30</b>	<b>120</b>
<b>baignade</b>	<b>70</b>	<b>130</b>
<b>bateau à moteur</b>	<b>50</b>	<b>230</b>
<b>bateau sans moteur</b>	<b>80</b>	<b>350</b>
<b>chasse au gibier d'eau</b>	<b>110</b>	<b>190</b>
<b>pêche des salmonidés sédentaires</b>	<b>100</b>	<b>150</b>
<b>pêche des salmonidés migrateurs</b>	<b>150</b>	<b>350</b>
<b>pêche des cyprinidés et percidés</b>	<b>80</b>	<b>130</b>

Il s'agit de **valeurs nettes** (des dépenses) par journée, **exprimées en francs 1992**. On s'est basé sur une analyse (quasi) **exhaustive** des données disponibles, en particulier sur de nombreuses études américaines (**287 recensées**).

Pour les **bénéfices quotidiens d'activités peu spécialisées** comme la promenade, les données sont peu nombreuses. La valeur unitaire ne dépasse pas **quelques francs** si la visite est de courte durée. Mais compte tenu du nombre d'individus concernés et de la fréquence, ces activités ont **une valeur élevée**. Enfin, il n'est pas possible d'avancer de chiffre pour les bénéfices de non-usage.

Pour l'approvisionnement en eau potable, les approches en termes de surplus du producteur ne sont pas transposables directement. En revanche, les approches ex ante en termes de surplus du consommateur offrent par leur nombre des valeurs repères. Sur cette base, on propose de retenir **200 F** par ménage et par an pour une protection générale de la ressource en eau à usage d'eau potable.

### *Agrégation*

En dépit de ses limites (fragilité de certaines données de base et conventions adoptées), l'agrégation faite par les Etats-Unis n'est pas sans intérêt. Elle permet de replacer dans un cadre cohérent l'ensemble des bénéfices et aboutit à un chiffrage raisonnable et crédible. L'objectif, rappelons-le, était d'évaluer pour 1985, les bénéfices nationaux procurés par l'application de la loi sur l'eau de 1972.

Le total des bénéfices est de l'ordre de 14 milliards de dollars 1984, c'est-à-dire environ **100 milliards de francs 1992**. Il n'y a pas de distinction entre eaux continentales et eaux littorales.

**Les bénéfices récréatifs** (de type non marchand) **constituent la catégorie la plus importante**, environ la moitié du total. La valeur des bénéfices de non-usage doit être considérée avec beaucoup de prudence eu égard au mode d'évaluation retenu : 1/4 des bénéfices récréatifs nationaux. Toutefois, compte tenu des études de cas disponibles qui

fournissent le rapport valeur d'usage / valeur de non-usage (usage passif), on peut avancer que ce coefficient multiplicateur correspond à une sous-estimation.

**Les bénéfices liés à l'alimentation en eau potable constituent le second grand poste de cet agrégat** (près de 25 % du total). Il s'agit principalement de :

- réduction des maladies microbiennes et virales véhiculées par l'eau potable,
- réduction des coûts de traitement des eaux.

### *Valeurs globales*

Il est injustifié de transposer l'agrégat calculé pour les Etats-Unis à la France compte tenu de la spécificité du scénario américain d'amélioration de la qualité des eaux ainsi que des conditions géographiques et hydrauliques propres au continent nord-américain. **On peut proposer des ordres de grandeur pour deux catégories de bénéfices : pêche de loisir et approvisionnement en eau potable.**

Pour la pêche de loisir, on propose une valeur basse fondée sur:

- . 100 F/jour
- . 12 journées par an
- . 3 millions de pêcheurs

d'où un surplus total de **3,6 milliards de francs/an.**

Pour l'AEP, on aboutit à une valeur de préservation de l'ordre de **4,3 milliards de francs/an**, sur la base d'une valeur de 200 F/ménage en multipliant par 21,5 millions de ménages.

## **2. PERSPECTIVES**

### *Recommandations*

(i) Il existe de nombreuses données de base dans l'administration et les Agences de l'Eau qu'il convient de mobiliser : **stimuler un effort d'harmonisation et de présentation des statistiques.**

(ii) **Compléter l'appareil statistique** de manière à disposer de données plus détaillées sur :

- les loisirs liés à l'eau, en particulier avec des budgets-temps,
- la valeur accordée à la préservation de l'environnement et en particulier à l'eau.

(iii) **Lancer des études spécifiques** afin de disposer d'études de cas. Il est nécessaire de couvrir les principaux bénéficiaires pour faire des comparaisons internationales et fonder les transferts de valeur.

(iv) **Sensibiliser les décideurs** (administrations territoriales et nationales, agences de l'eau...) à la démarche économique.

On peut préciser ces recommandations en ce qui concerne les recherches à développer sur l'alimentation en eau potable, les aspects récréatifs et la dimension écologique.

### ***Fonction AEP***

On l'a indiqué dans le texte, il y a relativement peu d'études même à l'étranger, consacrées à cette question. En France le champ reste à explorer dans sa presque totalité. La construction de fonctions de demande spatialisées est à peine esquissée et doit être poursuivie avec prise en compte de la qualité délivrée. Ajoutons qu'il conviendrait de dissocier clairement les demandes en AEP uniquement domestiques, de celles des services ou de l'industrie.

S'agissant des ménages, et au delà de la simple valeur d'usage, une exploration du consentement à payer pour protéger la ressource en qualité et quantité, mériterait d'être lancée.

Pour l'industrie, la ressource en eau intervient comme un facteur de production. L'étude de la place de ce facteur dans la fonction de production ou dans la fonction de coût peut renseigner sur sa valeur et sur le coût d'opportunité d'une restriction quantitative ou qualitative dans l'accès à la ressource.

Un effort vigoureux reste à engager pour l'exploration de fonctions d'offre d'AEP incorporant des indicateurs de qualité de l'eau brute. L'exploitation de données recueillies auprès des traitants d'eau semble être un passage obligé.

Seule une progression significative dans ces deux directions permettra d'identifier et de mesurer les gains pour la collectivité d'une amélioration de la qualité et de la disponibilité de la ressource en eau destinée à l'AEP.

### ***Fonction récréative et écologique***

Les données françaises concernant les fonctions récréatives et écologiques de l'eau étant lacunaires, les différentes rubriques du tableau 19 devraient être l'objet de recherches à entreprendre.

**Tableau 19. Composantes de la mesure globale des bénéfices relatifs  
aux fonctions récréative et écologique de l'eau**

Catégorie de bénéfice	Grandeur économique			
	Surplus total		Variation de surplus	
	mesures	méthode	mesures	méthode
Bénéfices récréatifs	- surplus unitaire pour chaque activité récréative, sauf la pêche des salmonidés migrateurs.	MCT MEC	- relations liant le surplus unitaire à la qualité de l'eau	MCT MEC
	- effectifs concernés, pratique annuelle	développer l'appareil statistique	- relations liant la participation aux différentes activités récréatives, à la qualité de l'eau	modèles de participation récréative
			- variation de la fonction de demande d'activité récréative selon la qualité de l'eau	MCT
Bénéfices d'usage passif	- rapport entre les bénéfices d'usage passif et les bénéfices récréatifs pour l'ensemble des activités récréatives liées à l'eau, ou si possible pour chacune d'entre elles.	MEC	- variation du rapport marginal entre les bénéfices d'usage passif et récréatifs, selon la qualité de l'eau.	MEC

MCT : méthode des coûts de transport  
MEC : méthode d'évaluation contingente

## BIBLIOGRAPHIE

- ABDALLA C. W., ROACH B. A., EPP D. J., 1992. "Valuing Environmental Quality Changes Using Averting Expenditures : An Application to Groundwater Contamination." *Land Economics* 68 : 163-169.
- ANDERSON G.D., BISHOP R.C., 1986. "The valuation problem" in BROMLEY (ed) "*Natural resource economics*". Kluwer Nijhoff Publishing : 89-137.
- ARROW K, SOLOW R., PORTNEY P. R., LEAMER E. E., RADNER R., SCHUMAN H., 1993. Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register* 58 (10) Friday, January 15, 1993 : 4601-4614.
- ARROW K., 1986. "The review panel's assessment", in CUMMINGS et al. (Eds). "*Valuing Environmental goods : an assessment of the contingent valuation method*", Rowman and Allenheld, Totowa, N. J., 180-185.
- ARTHAUT R., DUPORT L., 1986. "Recherche de modalités standard d'appréciation de la qualité des eaux superficielles." in *Les Comptes du Patrimoine Naturel* INSEE Paris : 415-421.
- BALLAY D., BOISTARD P. 1987. "Consommation domestique et prix de l'eau potable. Evolution en France de 1975 à 1985". *Techniques Sciences Méthodes* 10 : 1-10.
- BARTIK T. Y., 1988. "Measuring the benefits of amenity improvements in hedonic price models". *Land Economics* 64 : 172-183.
- BERGSTROM J. C., STOLL J. R., RANDALL A., 1990. "The Impact of Information on Environmental Commodity Valuation Decisions". *American Journal of Agricultural Economics* 72 : 614-621.
- BOCKSTAEL N. E., McCONNEL K. E., 1981. "Theory and estimation of the household production function for wildlife recreation". *Journal of Environmental Economics and Management* 8 : 199-214.
- BOISTARD P., BALLAY D. 1991. "Le service public de distribution d'eau. Le point de vue des consommateurs", *Techniques Sciences Méthodes* 12 : 569-578.
- BONNIEUX F., 1992. "*La méthode d'évaluation contingente*". INRA, Document de travail, Rennes.
- BONNIEUX F., BOUDE J. P., GUERRIER C., RICHARD A., 1991. "*La pêche sportive du saumon et de la truite de mer en Basse-Normandie*". CSP-INRA-ENSAR.



- BONNIEUX F., GLOAGUEN Y., RAINELLI P., FAURE A., FAUCONNEAU B., LE BAIL P.Y., MAISSE G., PRUNET P., 1993. "Potential benefits of biotechnology in aquaculture : the case of growth hormones in French trout farming". *Technological Forecasting and Social change* 43 : 369-379.
- BONNIEUX F., RAINELLI P., MICLET G., 1977. "Indicateurs liés à la qualité de l'eau et comportements". *Economie Rurale* n°120 : 18-25.
- BONNIEUX F., RAINELLI P., MICLET G., et al., 1976. "Elaboration d'indicateurs socio-économiques liés à la qualité de l'eau : application aux lacs d'Annecy et du Bourget". INRA et Ministère de la Qualité de la Vie.
- BONNIEUX F., VERMERSCH D., 1993. "Bénéfices et coûts de la protection de l'eau : application de l'approche contingente à la pêche sportive". *Revue d'Economie Politique* 103 : 131-152.
- BOUWES N.W., SCHNEIDER R., 1979. "Procedures in Estimating Benefits of Water Quality Change". *American Journal of Agricultural Economics* 61 : 535-539.
- BOYLE K. J., BISHOP R. C., WELSH M. O., 1985. "Starting point in contingent valuation bidding games". *Land Economics* 61 : 188-194.
- BOYLE K. J., BISHOP R. C., 1987. "Valuing wildlife in benefits-costs analysis : a case study involving endangered species". *Water Resources Research* 23 : 943-950.
- BOYLE K.J., BISHOP R.C., 1988. "Welfare measurement using contingent valuation : a comparison of techniques". *American Journal of Agricultural Economics* 70 : 20-28.
- BROOKSHIRE D. S., IVES B. C., SCHULZE W. D., 1976. "The valuation of aesthetic preferences". *Journal of Environmental Economics and Management* 3 : 325-346.
- BROWN J. N., ROSEN H. S., 1982. "On the estimation of structural hedonic price models", *Econometrica* 50 : 765-768.
- BURT O. R., 1964. "The Economics of Conjonctive Use of Ground and Surface Water". *Hilgardia* 36 (2).
- CARSON R. T., MITCHELL R. C., 1986. "The value of clean water : the public's willingness to pay for boatable, fishable, and swimmable quality water". Discussion Paper QE 85-08, rev.. Resources for the Future, Washington, D.C.
- CESARIO F. J., KNETSCH J. L., 1976. "A recreation site demand and benefit estimation model". *Regional Studies* 10 : 97-104.
- CHARNEY A. H., WOULDARD G. C., 1990. "Socioeconomic Impacts of Water Farming on Rural Areas of Origin in Arizona". *American Journal of Agricultural Economics* 72 : 1193-1199.
- CHAVAS J. P., BISHOP R. C., SEGERSON K., 1986. Ex ante consumer welfare evaluation in cost-benefit analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 13 : 255-268.

- CIRIACY-WANTRUP S. V., 1947. "Capital returns from soil-conservation practices". *Journal of Farm Economics* 29 : 1181-1196.
- COLBY B. G., 1989. "Estimating the value of water in alternative uses". *Natural Resources Journal* 29 : 511-527.
- COLBY B. G., 1990. "Transactions Costs and Efficiency in Western Water Allocation". *American Journal of Agricultural Economics* 72 : 1184-1192.
- CUMMINGS R. G., BROOKSHIRE D. S., SCHULZE W. D., (Eds), 1986. "*Valuing environmental goods : an assessment of the contingent valuation method*", Rowman and Allanheld, Totowa, N. J.
- DAUBERT J.T, YOUNG R.A, 1981. "Recreational demands for maintaining instream flows : a contingent valuation approach". *American Journal of Agricultural Economics* 63 : 666-676.
- DESAIGUES B., LESGARDS V., 1992. "L'évaluation contingente des actifs naturels : un exemple d'application". *Revue d'Economie Politique* 102 : 99-122.
- DESAIGUES B., POINT P., 1993. "*Economie du patrimoine naturel*". Economica, Paris.
- DESAIGUES D., LESGARDS V., 1992. "L'évaluation contingente des actifs naturels : un exemple d'application". *Revue d'Economie Politique* 102 : 99-122.
- DESVOUSGES W. H., SMITH V. K., Mc GIVNEY M. P., 1983. "A comparison of alternative approaches for estimating recreation and related benefits of water quality improvements". Environmental Protection Agency, 230-05-83-001, Washington D-C..
- DESVOUSGES W.H. , DUNFORD R.W., 1987. "*Russian River Basin Formaldehyde Release*". Research Triangle Institute, North Carolina.
- DINAR A., LETEY J., 1991. "Agricultural Water Marketing, Allocative Efficiency and Drainage Reductions". *Journal of Environmental Economics and Management* 20 : 210-223.
- DUPOIT J., 1844. "De la mesure de l'utilité des travaux publics". *Annales des Ponts et Chaussées*.
- DWYER J., KELLY J., BOWES M., 1977. "*Improved procedures for valuation of the contribution of recreation to national economic development*". Rep.128, Water Resourc. Cen., Univ. of Illinois, Urbana.
- EDWARDS S. F., 1988, "Option Prices for Groundwater Protection". *Journal of Environmental Economics and Management* 15 : 475-487.
- FREEMAN A. M., 1979. "*The benefits of environmental improvements : Theory and practice*". Johns Hopkins Press for Resources for the Future, Inc., Baltimore.
- FREEMAN A. M., 1982. "*Air and water pollution control. A benefit-cost assessment*". John Wiley and Sons, New York, 186 p.

- MITCHELL R. C., CARSON R. T., 1984. "A contingent valuation estimate of national freshwater benefits". Technical report to the US Environmental Protection Agency, Washington, DC, Resources for the Future.
- MITCHELL R. C., CARSON R. T., 1989. "Using surveys to value public goods: the contingent valuation method". Resources for the future, Washington D.C., Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- NAVRUD S., 1989. "Estimating Social Benefits of Environmental Improvements from reduced acid rain depositions: a contingent valuation survey". In FOLMER H., VAN IERLAND E. (Eds), "Valuation Methods and Policy making in Environmental Economics", Elsevier, Amsterdam : 69-103.
- NAVRUD S., STRAND J., 1992. "Norway", in NAVRUD S. (ed.) : "Pricing the european environment". Scandinavian University Press, Oslo : 108-135.
- OHSFELDT R. L., 1988. "Assessing the Accuracy of Structural parameters estimates in Analyses of implicit markets". *Land Economics* 64 : 135-146.
- OHSFELDT R. L., SMITH B. A., 1985. "Estimating the demand for heterogeneous goods". *Review of Economics and Statistics* 67 : 165-171.
- POINT P. 1988. "Une méthode de détermination de la valeur de l'eau à usage d'irrigation". 5ièmes journées de Microéconomie Appliquée, Toulouse 9-10 juin, 25 p..
- POINT P. 1991. "Irrigation, Technological Substitutions and Water Demand Evaluation". CED-LARE, 18 p.
- POINT P. 1993. "Partage de la ressource en eau et demande d'alimentation en eau potable". *Revue Economique* 44 : 849-862.
- PROVENCHER B., BURT O., 1993. "The Externalities Associated with the Common Property Exploitation of Groundwater". *Land Economics* 69 : 139-157.
- RANDALL A., STOLL J. R., 1980. "Consumer Surplus in Commodity Space". *American Economic Review* 70 : 449-455.
- RIBAUDO M. O., PIPER S. L., 1991. "Estimating Changes in Recreational Fishing Participation from National Water Quality Policies". *Water resources Research* 27 : 1757-1763.
- RIDKER R. G., HENNING J. A., 1967. "The determinants of residential property values with special references to air pollution". *Review of Economics and Statistics* 49 : 246-257.
- RÖMER A. U., POMMEREHNE W. W., 1992. "Germany and Switzerland", in NAVRUD S., (ed.) : "Pricing the european environment". Scandinavian University Press, Oslo : 65-83.
- ROSEN S., 1974. "Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition". *Journal of Political Economy* 82 : 34-55.

- ROWE R. D., D'ARGE R. C., BROOKSHIRE D. S., 1980. "An experiment on the economic value of visibility". *Journal of Environmental Economics and Management* 7 : 1- 19.
- SALIBA B., BUSH D., 1987. *"Water Markets in Theory and Practice : Market Transfers- Water Values and Public Policy"*. Westview Press.
- SAMPLES K. C., DIXON J. A., GOWEN M. M., 1986. "Information Disclosure and Endangered Specie Valuation". *Land Economics* 62 : 306-312.
- SANDERS L. D., WALSH R. G., LOOMIS J. B., 1990. "Toward empirical estimation of the total value of protecting rivers". *Water Resources Research* 26 : 1345-1357.
- SHULTZ S.D., LINDSAY B.E. 1990. "The Willingness to Pay for Groundwater Protection". *Water resources Research* 26 : 1869-1875.
- SILVANDER U., 1991. *"The Willingness to Pay for Fishing and Grounwater in Sweden"*. En Suédois. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- SMITH D. G., CRAGG A. M., CROKER G. F., 1991. "Water Clarity Criteria for Bathing Waters Based on User Perception". *Journal of Environmental Management* 33 : 285-299.
- SMITH V. K., DESVOUSGES W. H., 1986. *"Measuring Water Quality Benefits"*. Kluwer-Nighoff Publishing, Boston.
- SMITH V. K., KRUTILLA J. V., 1982. *"Toward Formulating the Role of National Resources in Economic Models"*. In V. K. SMITH et J. V. KRUTILLA (eds). *"Explorations in Natural Resources Economics"*. Johns Hopkins Press, Baltimore : 1-43.
- TURNER R. K., BATEMAN I., PEARCE D. W., 1992. "United Kingdom", in Navrud S., (ed.) : *Pricing the european environment* , Scandinavian University Press, Oslo : 150-176.
- VAUGHAN W.J., RUSSELL C.S., 1982, *"Freshwater Recreational Fishing : The National Benefits of Water Pollution Control"*. RFF, Inc., Washington D.C.
- WALSH R. G., JOHNSON D. M., McKEAN J. R., 1988. *"Review of outdoor recreation demand studies with nonmarket benefit estimates, 1968-1988"*. Tech. Rep.54, Colorado Water Resour. Res. Inst., Colorado State Univ., Fort Collins.
- WALSH R. G., JOHNSON D. M., McKEAN J. R., 1990. "Nonmarket values from two decades of research on recreation demand". In LINK A.N. et SMITH V.K. (eds) : *Advances in Applied Microeconomics* 5 : 167-193, JAI Press, Greenwich.
- WALSH R. G., JOHNSON D. M., McKEAN J. R., 1992. "Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968-1988". *Water Resources Research* 28 : 707-713.
- WALSH R. G., SANDERS L. D., LOOMIS J. B., 1986. "Public benefits of wild and scenic rivers". In *General Technical Report*, Intermountain Research Station, SDA Forest Service, n° INT-212 : 363-369.

- WALSH R. G., SANGERS L. D., LOOMIS J. B., 1985. "Wild and scenic river economics : recreation use and preservation values". *American Wilderness Alliance*, Englewood, Colorado.
- WEINBERG M., KLING C. L., WILEN J. E., 1993. "Water Markets and Water Quality". *American Journal of Agricultural Economics* 75 : 278-291.
- WEISBROD B. A., 1964. "Collective consumption services of individual - consumption goods". *Quarterly Journal of Economics* 78 : 471-477.
- WILEY Z., GRAFF T., 1988. "Federal Water Policy in the United States - An Agenda for Economic and Environmental Reform". *Columbia Journal of Environmental Law* 13 : 325-356.
- WILLIG R. D., 1976. "Consumer's Surplus without apology". *American Economic Review* 66 : 587-597.
- WILLIS K., GARROD G., DOBBS I., 1990. "The value of canals as a public goods the case of the Montgomery and Lancaster canals". ESRC, Countryside Change initiative, Working Paper 5, Newcastle.
- YARON D., RATNER A., 1990. "Regional Cooperation in the Use of Irrigation Water : Efficiency and Income Distribution". *Agricultural Economics* 4 : 45-58.
- YU J. K., FOGEL M. M., 1978. "The Development of a Combined Water Quality Index". *Water Resources Bulletin* 14 : 1239-1250.

## TABLE DES MATIERES

<b>SOMMAIRE.....</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE I. ÉLÉMENTS D'UNE VALORISATION.....</b>	<b>2</b>
1. TYPOLOGIE DES BÉNÉFICES .....	2
11. Notions théoriques.....	2
12. Principes importants.....	3
13. Proposition de typologie .....	5
2. PERCEPTION ET MESURE DE LA QUALITÉ .....	8
3. FONCTIONS DE L'EAU.....	11
 <b>CHAPITRE II. LES METHODES D'EVALUATION DES ACTIFS NATURELS .....</b>	 <b>12</b>
1. LE CONCEPT DE SURPLUS.....	12
2. APPLICATION A L'ENVIRONNEMENT .....	21
21. Evaluation d'un actif naturel facteur de production .....	21
22. Evaluation d'un actif naturel consommé au sens large.....	22
23. Une méthode directe : l'évaluation contingente .....	24
Principe .....	24
Problèmes d'application .....	25
Mise en oeuvre.....	26
Procédures d'enchères .....	26
Question ouverte .....	27
Carte de paiement .....	27
Question fermée.....	27
Conclusion.....	29
24. Méthodes indirectes d'évaluations .....	30
Méthode des coûts de transport .....	30
Principes.....	30
Problèmes posés par la méthode .....	32
Mise en oeuvre.....	32
Conclusion.....	33
Méthode hédoniste .....	33
Principes.....	33
Problèmes .....	34
Mise en oeuvre.....	34
 <b>CHAPITRE III. PRÉSENTATION DES ÉVALUATIONS DISPONIBLES.....</b>	 <b>35</b>
1. FONCTION ALIMENTATION EN EAU POTABLE.....	35
11. Mesure de l'impact au niveau du surplus du producteur .....	35
12. Mesure directe de l'impact sur le surplus du consommateur .....	37
Une approche sans prise en compte de l'incertitude : Nitrates et AEP	

au Royaume-Uni, (Hanley, 1989) .....	37
Risque de pollution, incertitude sur la demande de qualité : Nitrates et AEP dans la région du Cap Cod aux Etats-Unis, (Edwards, 1988).....	37
Disponibilité à payer pour protéger les eaux souterraines. Ville de Dover dans le New Hampshire (Schultz et Lindsay, 1990).....	39
Quelques résultats complémentaires.....	39
13. Mesure de l'impact sur le surplus du consommateur à partir des dépenses défensives engagées .....	40
Exemple de contamination transitoire d'eaux souterraines.....	40
Exemple de baisse de qualité entraînant une interruption de la distribution .....	41
Le cas français .....	42
14. Mesure globale de la variation de surplus .....	43
 2. FONCTION PRODUCTIVE.....	44
21. Valorisation de la ressource en irrigation et contrainte d'accès.....	44
22. Irrigation et qualité des eaux.....	49
23. L'aquaculture : une activité en développement liée à l'eau.....	50
 3. FONCTION RÉCRÉATIVE ET ÉCOLOGIQUE .....	52
31. Bénéfices d'usage.....	52
32. Bénéfices de préservation .....	56
33. Influence de la qualité .....	60
 4. ESSAI D'HARMONISATION DES ÉVALUATIONS .....	66
41. Indices de prix et taux de change.....	66
42. Transfert des évaluations : quelques remarques méthodologiques .....	68
Remarques d'ordre général.....	68
Remarques spécifiques .....	68
43. Essai de synthèse .....	68
Fonction eau potable .....	69
Fonction récréative.....	70
 5. ESSAIS D'AGRÉGATION AUX ÉTATS-UNIS .....	71
51. Les bénéfices nationaux pour la pêche en eaux douces .....	71
L'étude de Vaughan et Russel.....	71
Bénéfices nationaux pour la pêche associés à une réduction des pollutions d'origine agricole .....	74
Bénéfices nationaux pour la pêche associés à une amélioration des débits .....	75
52. Les bénéfices nationaux totaux .....	75
 <b>CHAPITRE IV. ETUDES DE CAS FRANÇAIS .....</b>	<b>79</b>
 1. PERCEPTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU : CAS DES LACS ALPINS .....	79
11. Résultats.....	79
Résultats extrapolables.....	80
Le couple turbidité-couleur comme indicateur de pureté.....	80
Urbanisation et appropriation.....	80
Caractère sauvage et roselières.....	80
Rôle de l'information.....	81
12. Réflexions critiques sur la démarche.....	81

2. PÊCHE DE LOISIR (CAS DES SALMONIDÉS MIGRATEURS).....	82
21. Dépenses et surplus des pêcheurs sportifs .....	83
22. Variation de surplus et approche contingente.....	84
3. RESSOURCES EN EAU ET AEP (LE CAS DE LA GIRONDE).....	85
31. La méthode.....	86
32. Résultats.....	89
4. DEMANDE D'EAU A USAGE D'IRRIGATION (APPLICATION AUX BOUCHES-DU-RHONE) .....	90
41. Méthode .....	90
42. Résultats.....	91
5. BÉNÉFICES ÉCOLOGIQUES ET VALEUR DE LOISIR.....	93
51. Méthode .....	94
52. Résultats.....	94
 <b>CHAPITRE V. ACQUIS ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>95</b>
1. ACQUIS.....	95
Fonctions de l'eau.....	95
Qu'est-ce qu'un bénéfice ?.....	95
Bénéfices et dommages.....	96
Surplus unitaires .....	96
Agrégation .....	97
Valeurs globales.....	98
2. PERSPECTIVES.....	98
Recommandations .....	98
Fonction AEP.....	99
Fonction récréative et écologique.....	99
 <b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>101</b>
 <b>TABLE DES MATIERES .....</b>	<b>109</b>



