

Université Libre de Bruxelles

IGEAT

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire

* * *

Diplôme d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement

"Le concept d'équité dans l'Analyse coûts-bénéfices

Application : la Transhennuyère"

Travail de Fin d'Etudes présenté par

Fabrice Dehoux

en vue de l'obtention du grade académique de

Diplômé d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement

Année Académique : 2004-2005

Directeur : Prof. Pierre Cornut

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont consacré une partie de leur temps précieux à relire ce travail et à me prodiguer leurs conseils.

Un remerciement tout particulier est adressé à mon promoteur, M. Pierre Cornut, pour les différentes discussions, parfois assez philosophiques, qu'il a bien voulu entretenir avec moi.

Je voudrais aussi remercier le Professeur Tyteca pour m'avoir donné le goût du vaste et nouveau domaine qu'est l'économie de l'environnement.

Merci également aux professeurs W. Hecq et P. Servais d'avoir bien voulu discuter d'un mémoire qui a priori ne devait pas être parmi leurs priorités.

Enfin, je voudrais remercier M. Durant, du Parc naturel des Plaines de l'Escaut, pour son apport pour les questions de terrain.

Table des matières

Introduction.....	1
1 Contexte de la transhennuyère	3
1.1 Caractéristiques d'un aquifère.....	3
1.2 L'eau souterraine en Région wallonne.....	4
1.3 L'aquifère du Tournaisis	5
1.3.1 Résumé de la situation.....	7
1.3.2 Les idées suggérées... ..	8
1.3.3 ...et les autres.....	10
1.4 Description des enjeux	10
2 La transhennuyère	13
2.1 Description du projet.....	13
2.2 Impacts de la Transhennuyère	14
3 Analyse coûts-bénéfices	16
3.1 L'évaluation de projets.....	16
3.2 La méthode de l'analyse coûts-bénéfices (ACB)	17
3.2.1 Principes	18
3.2.2 Etapes d'une ACB.....	19
3.2.3 Les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement et les composantes de la valeur totale.....	22
3.3 Transferts d'avantages ou de valeurs.....	30
3.4 Avantages de l'ACB	32
3.5 Limites et problèmes de l'ACB	33
3.6 Conclusion.....	35
4 Propositions pour pallier l'inconvénient de la globalisation des intérêts : prise en compte de la dimension « équité »	37
4.1 Le concept d'équité.....	38
4.2 Etude de cas.....	38
4.3 Propositions	39
4.4 Considérations sur la proposition	41
5 Evaluation économique de la rareté	43

5.1	La rareté de la ressource.....	43
5.2	Le coût de la rareté de la ressource.....	45
6	Analyse coûts-bénéfices de la Transhennuyère	48
6.1	Coûts liés à la mise en œuvre de la Transhennuyère	48
6.1.1	Les coûts financiers.....	49
6.1.2	Les coûts environnementaux	51
6.1.3	Coûts économiques totaux.....	58
6.2	Bénéfices de la Transhennuyère	60
6.2.1	Effondrements karstiques	60
6.2.2	Coûts de la rareté.....	61
6.2.3	Bénéfices totaux.....	62
6.3	Résultats de l'ACB	62
6.4	ACB partielle, équité.....	63
7	Leçons à tirer du cas pratique de la Transhennuyère pour notre méthode	67
	Conclusion	69

Résumé

La Transhennuyère est un projet d'adduction d'eau censé permettre d'arrêter la surexploitation structurelle de la nappe aquifère du tournaisis. Ce projet ne fait cependant pas l'unanimité, et certaines personnes se sont insurgées contre ce qu'elles appellent une catastrophe écologique. En effet, ce projet prévoit le pompage d'importantes quantités d'eau dans une nappe qui alimente une zone humide de grand intérêt biologique. Nous présentons brièvement la Transhennuyère sous ses aspects techniques, économiques, socio-politiques et environnementaux.

Afin d'analyser ce projet, nous nous basons sur la méthode appelée « Analyse coûts-bénéfices » (ACB). Avant de la mettre en œuvre, nous analysons le fonctionnement de cette méthode, ainsi que les avantages et inconvénients qu'elle présente. Nous adoptons une démarche épistémologique en étudiant d'une manière critique les hypothèses sous-jacentes à l'ACB. Nous discutons ainsi des méthodes d'évaluation monétaire de biens environnementaux. Nous expliquons ce qu'est un transfert de valeurs car nous utilisons cette démarche par la suite pour évaluer les coûts de la Transhennuyère. Enfin, nous proposons une méthode pour évaluer les coûts de la rareté de la ressource.

Parmi les limites de l'ACB que nous avons identifiées, l'absence de prise en compte du concept d'équité est celle qui nous interpelle le plus dans le cadre d'un mémoire pluridisciplinaire et axé sur le développement durable. Après une analyse de ce problème, nous définissons ce que nous appelons « équité ». Nous proposons alors une démarche basée sur un critère d'équité que nous définissons. Cette démarche se base sur la réalisation d'une ACB partielle pour chaque groupe social ayant des intérêts similaires par rapport à la problématique étudiée. La méthodologie que nous proposons doit permettre d'intégrer la prise en compte de l'équité dans l'ACB.

La méthodologie proposée est alors testée sur le cas pratique de la Transhennuyère. Nous nous rendons compte que notre proposition tient la route, mais est néanmoins très lourde à mettre en œuvre.

Pour ce qui est de la Transhennuyère, deux scénarios sont étudiés : un premier où aucun impact environnemental majeur n'est provoqué par la transhennuyère, et un second où l'impact existe. Dans le premier cas, le choix du décideur est simple, car les résultats de l'ACB sont positifs, et il n'y a aucun perdant. Le second cas est plus intéressant au niveau théorique puisqu'il permet au décideur d'effectuer un choix pour lequel notre démarche peut servir de support méthodologique.

Nous concluons notre travail par des remarques sur la pertinence de la démarche proposée, et sur des améliorations qui devraient y être apportées dans une étape ultérieure.

INTRODUCTION

Objectifs

Deux objectifs principaux nous guideront tout au long de la réalisation de ce travail de fin d'études. Il s'agira tout d'abord d'analyser la méthode dite « analyse coûts-bénéfices », tout en essayant de pallier à ses inconvénients, et d'autre part de faire un cas d'étude, qui consistera à appliquer la méthode décrite à la Transhennuyère.

L'analyse coûts-bénéfices est une méthode d'évaluation de projets régulièrement utilisée. Une des raisons de cette utilisation est probablement la simplicité de compréhension de ses résultats (qui consistent en un « bénéfice net » ou un « coût net » pour la société). Néanmoins, elle pose de sérieux problèmes en termes éthiques et d'équité. Le **premier objectif** sera donc surtout de décrire la méthode afin de comprendre ses mécanismes et les hypothèses sur lesquelles la méthode repose, mais également de développer une réflexion permettant d'éviter les écueils que nous venons d'aborder ; il s'agit donc de décrire une méthodologie solide applicable à l'évaluation de projets.

Le **second objectif** consiste en un test de l'analyse coûts-bénéfices et des idées développées pour traiter les aspects éthiques et d'équité. Le cas choisi est celui de la Transhennuyère, un projet d'adduction d'eau visant à arrêter la surexploitation d'une nappe en captant de l'eau dans une autre nappe. Nous avons sélectionné ce projet car il a été la base de plusieurs débats quant à son bien-fondé ou non.

Structure

Nous adopterons tout au long de ce travail une approche multidisciplinaire, clairement inscrite dans la logique du développement durable. Nous débuterons notre travail par l'analyse d'un problème environnemental (la baisse de niveau d'une nappe d'eau souterraine ; la possible disparition ou détérioration d'une zone humide) causé par un comportement économique (la surexploitation d'une nappe). Des aspects hydrologiques et hydrogéologiques seront donc abordés, ainsi que des aspects écologiques (tels que la biodiversité). Nous analyserons cette problématique sous l'angle économique (via une analyse coûts-bénéfices), mais en tentant de toujours porter un regard critique sur les aspects sociaux, éthiques et environnementaux en jeu. Nous ferons donc des allers-retours entre les trois « compartiments » du développement durable (voir Figure 1).

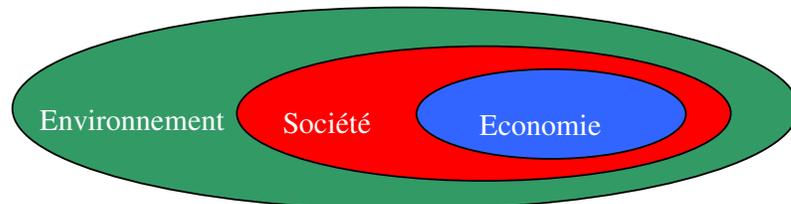


Figure 1 Le développement durable : imbrication des composantes

Nous commencerons ce travail par une description de la problématique de la surexploitation d'une nappe d'eau souterraine. Nous nous pencherons plus spécifiquement sur la mise en œuvre du projet « Transhennuyère » qui est censé apporter la solution à cette surexploitation. Nous décrirons les acteurs de cette problématique et ses enjeux. Nous expliquerons ensuite pourquoi nous avons choisi l'analyse coûts-bénéfices comme méthodologie de base pour évaluer ce projet. Nous expliquerons comment fonctionne cette analyse, ainsi que ses limites et avantages. Nous essayerons de pousser le développement de cette méthodologie pour lui permettre de dépasser ou contourner certaines de ces limites. Dans cette partie théorique, et afin d'illustrer ou de valider les différents concepts, plusieurs références à notre cas pratique seront déjà faites. Nous mettrons alors la théorie en pratique et évaluerons le projet de Transhennuyère sur base des informations disponibles et de différents scénarios pour les informations non disponibles ou incertaines.

Remarquons, avant de débiter le travail, que plus de la moitié de ce rapport consiste à poser le problème et à analyser la méthodologie à mettre en œuvre pour évaluer la Transhennuyère. Il nous semble plus important de développer une méthodologie correctement fondée, et pratiquement réalisable, plutôt que de se perdre dans la recherche de chiffres permettant d'affiner une conclusion quant au bien-fondé de la Transhennuyère (ce projet a en effet d'ores et déjà été mis en œuvre, et étant donné l'importance des investissements en jeu, nous verrons qu'il serait difficile de revenir en arrière). En effet, cette méthodologie peut servir à d'autres évaluations économiques par la suite.

1 CONTEXTE DE LA TRANSHENNUYERE

1.1 Caractéristiques d'un aquifère

Nous aborderons ici uniquement les caractéristiques d'un aquifère qui vont directement nous intéresser dans ce travail.

Il faut d'abord distinguer les aquifères **confinés** des aquifères non confinés, les premiers étant caractérisés par un toit imperméable, à l'inverse des seconds. Une troisième catégorie est celle des aquifères fossiles, qui sont isolés des autres systèmes aquatiques et ne se rechargent plus (la ressource hydrique est dans ce cas non-renouvelable).

Toute nappe souterraine (mis à part les aquifères fossiles) a une **source** (qui peut être l'eau de pluie qui s'infiltré, l'eau de surface, un autre aquifère, ou plus généralement une combinaison de ces trois possibilités) et un **exutoire** (l'eau de surface ou un autre aquifère). Cela signifie que, tant d'un point de vue qualitatif que d'un point de vue quantitatif, on ne peut séparer conceptuellement les eaux de surface des eaux souterraines ; de même, les aquifères peuvent être directement ou indirectement connectés. Plusieurs aquifères peuvent ainsi former un ensemble.

La **quantité d'eau** présente dans un aquifère dépend de la porosité et du volume de la roche, de la nature et de l'épaisseur de la couche superficielle de l'aquifère (une roche schisteuse étant par exemple beaucoup moins perméable que de la craie), de la surface d'infiltration, de l'intensité et de la régularité des précipitations et du taux d'infiltration. Malgré les avancées technologiques dans ce domaine, une évaluation précise de la quantité d'eau présente dans un aquifère reste une problématique très délicate (Green, 2003). Ceci est dû à plusieurs facteurs, dont le principal est la **complexité géologique** des aquifères. L'évaluation de la quantité d'eau est basée sur différents relevés piézométriques, c-à-d le niveau atteint par l'eau à différents endroits. De plus, la quantité d'eau présente dans un aquifère est supérieure à la quantité disponible à la consommation, et ceci pour des raisons technologiques (il n'est pas toujours possible d'extraire l'eau), économiques (les coûts peuvent devenir prohibitifs avec la profondeur ou la difficulté d'extraire l'eau), environnementales (nous le verrons, des affaissements de terrain peuvent par exemple survenir) ou politiques (certaines régions peuvent être privilégiées par rapport à d'autres). On se base donc sur un indicateur appelé « taux d'exploitation » et qui est le rapport entre les quantités prélevées et les flux transitant naturellement par les aquifères, et ce sur une période de temps déterminée (un an par exemple). Si ce taux est supérieur à l'unité, une baisse du niveau de la nappe se fera ressentir ; on parlera alors de surexploitation.

La **qualité des eaux souterraines** est influencée par différents facteurs, mais une

pollution superficielle peut prendre plusieurs années avant d'atteindre la nappe. Cela signifie également que lorsqu'une action de prévention est prise en vue de réduire la pollution, cela peut prendre des années (voire des dizaines d'années) avant de constater une amélioration. De plus, une pollution ponctuelle peut avoir un effet très faible selon la taille de l'aquifère (phénomène de dilution). Cette pollution peut également rester très localisée.

Un des **avantages des aquifères** pour les utilisations anthropiques est leur importante capacité de stockage et de filtrage. Ainsi, selon la DGRNE (2004), « étant donné leur relative abondance et la moindre variabilité de leurs caractéristiques chimiques par rapport aux eaux de surface, les eaux souterraines représentent plus de 80 % des volumes captés en Wallonie pour la distribution publique d'eau potable. »

1.2 L'eau souterraine en Région wallonne

Si une partie importante de l'eau distribuée en Région wallonne provient d'aquifères, l'eau souterraine ne représente qu'une infime partie du stock d'eau de notre planète (à peine plus d'un demi pourcent). En effet, seuls 3 % de ce stock sont composés d'eau douce, et cette dernière se retrouve à 77 % dans des glaciers et seulement à 23 % dans les nappes (de Marsilly, 1995). Une carte des différentes formations aquifères présentes en Wallonie est reprise en Annexe 1 (DGRNE, 2003).

La Wallonie semble à première vue bien approvisionnée en pluviosité ; ce n'est cependant pas tellement la quantité de pluie qui permet aux nappes de se renouveler, mais plutôt son étalement dans le temps, qui est relativement grand dans cette région. Il faut néanmoins savoir que 40 à 45 % des volumes précipités sont directement évapotranspirés (DGRNE, 2004). Selon la DGRNE, en Wallonie, sur base annuelle, « globalement, les réserves annuellement renouvelables en eau souterraine sont estimées à 550 millions de m³, dont 2/3 environ sont captés ». Une partie importante de ces prélèvements sera rejetée en rivière, ce qui peut poser deux problèmes : tout d'abord, la qualité de l'eau peut être fortement dégradée après usage, et ensuite le cycle naturel de l'eau est détourné par l'homme puisque l'eau prélevée dans les nappes retourne majoritairement en surface. Cela entraîne donc d'une part une pollution des rivières, de leurs berges et de la mer, et d'autre part un appauvrissement des aquifères. Une partie des volumes prélevés sera évaporée, une autre (environ 20 %) sera perdue suite aux fuites dans les canalisations, et retournera donc dans les eaux souterraines. Une dernière partie (40 %, soit près de 160 millions de m³) est vendue aux Régions bruxelloise et flamande. Par rapport à de nombreuses régions du monde, la Wallonie a l'avantage de ne pas devoir faire face à l'irrigation¹ ; cette activité est en effet grande consommatrice

¹ Notons que selon les prévisions de spécialistes (voir www.ipcc.ch), les changements climatiques pourraient se traduire en une hausse de la température en été, et en des précipitations plus intenses mais également moins régulières ; il n'est donc pas exclu de faire appel à l'irrigation dans les décennies à venir.

d'eau de par le monde (selon Petrella, 1998, il s'agit de 70 % de la consommation mondiale d'eau potable).

En Région wallonne, selon la DGRNE (2004), en 2001, près de 80 % du volume d'eau prélevé dans les nappes étaient destinés à la distribution publique, près de 8 % servaient à l'exhaure de l'eau des mines et carrières (voir Figure 2).

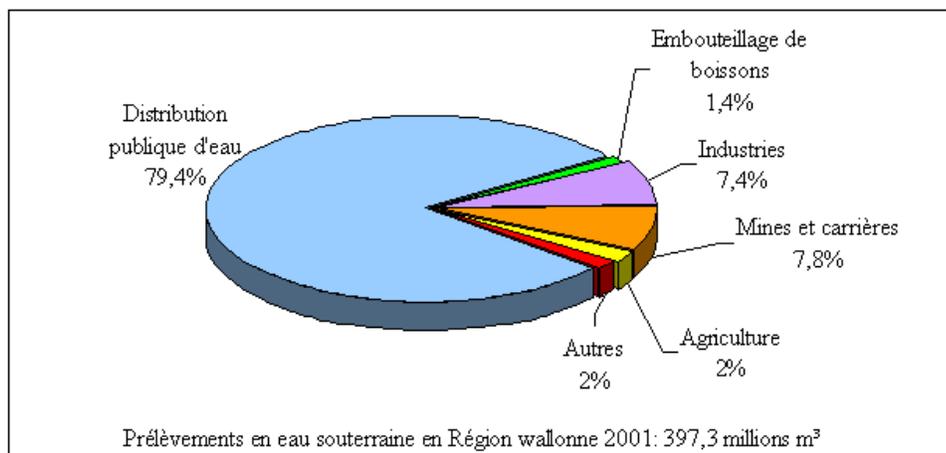


Figure 2 Utilisations des prélèvements en eau souterraine (DGRNE, 2004)

1.3 L'aquifère du Tournaisis

Les aquifères appelés « Calcaires du Primaire » sont composés de roches calcaires cohérentes, ce qui implique que « la roche est imperméable mais est parcourue de fissures. Le nombre et la largeur des fissures influencent la vitesse de circulation ; généralement l'eau y circule rapidement mais en faible débit » (DGRNE, 2004). Il s'agit de la formation d'aquifères la plus importante de Wallonie (et, comme nous le verrons ci-dessous, elle se prolonge en France et Région flamande). En 2001, elle représentait 53,3 % du volume d'eau souterraine prélevée (DGRNE, 2004). Cette formation est composée de plusieurs compartiments que nous appellerons aquifères, plus ou moins reliés entre eux. On en dénombre trois pour le Hainaut Occidental (qui est la région de notre cas d'étude). Selon Bouleau & Verhallen (2001), les calcaires carbonifères contiennent de l'eau partout dans l'aquifère, mais la partie la plus productive se trouve sous la région de Mouscron, Ath, Armentières et Tournai. Il s'agit de l'aval de l'aquifère. Nous reprendrons ici la description de ces trois compartiments faite par Cornut (1999 : 116) :

« Au Nord, le compartiment de Pecq-St-Léger-Roubaix est alimenté presque uniquement par des circulations souterraines, du fait qu'une couche importante de terrain imperméable ou peu perméable surmonte l'aquifère et en constitue le toit². Ce

² On appelle « mur » et « toit » d'un aquifère les couches géologiques respectivement situées en-dessous

compartiment est donc naturellement captif, surtout dans sa partie occidentale : le niveau d'eau dans les puits (niveau piézométrique) se stabilise en régime non perturbé au-dessus du niveau du toit de l'aquifère, voire au-dessus du niveau du sol (artésianisme).

Le compartiment de Péruwelz-Seneffe, séparé du premier par un anticlinal³, est beaucoup mieux alimenté par l'infiltration des eaux de pluie, grâce à une couverture faible et plus perméable.

Enfin, le troisième compartiment, la nappe des carrières, située dans l'anticlinal (ou plus vraisemblablement le horst⁴) du Mélantois-Tournais est séparée des deux premiers par un réseau de failles, dont la plus importante, celle de Gauraing-Ramecroix, forme un écran hydrogéologique entre les zones NW et SE ».

La qualité de l'eau de ces aquifères est parmi les meilleures de Région wallonne. Par exemple, sur les neuf captages fondés sur cette nappe, sur la période 1996-2002, seul un captage avait subi une dégradation importante en termes de pollution par les nitrates ; les huit autres captages étaient considérés par l'Administration wallonne comme étant à l'état naturel (DGRNE, 2003). Au niveau des pesticides, et sur la même période, la totalité des captages étaient considérés à l'état naturel.

Nous allons étudier la problématique de l'aquifère (calcaire carbonifère) du Tournaisis, et ce pour deux raisons. Tout d'abord, il s'agit d'une nappe structurellement surexploitée depuis longtemps (il s'agit jusqu'à présent d'une des seules à être dans cette situation en Région wallonne, voire la seule). La Figure 3 ci-dessous reprend les taux d'exploitations moyens des principales nappes wallonnes (DGRNE, 2004). Ensuite, il s'agit d'un aquifère à cheval sur la Région wallonne, la Région flamande, et la France, ce qui en fait un problème particulièrement intéressant aux niveaux politique et social.

et au-dessus de la roche hôte de l'aquifère.

³ Selon le Petit Larousse Illustré (1990), il s'agit d'un « pli dont la convexité est tournée vers le haut »

⁴ Selon le Petit Larousse Illustré (1990), il s'agit d'un « compartiment soulevé entre des failles »

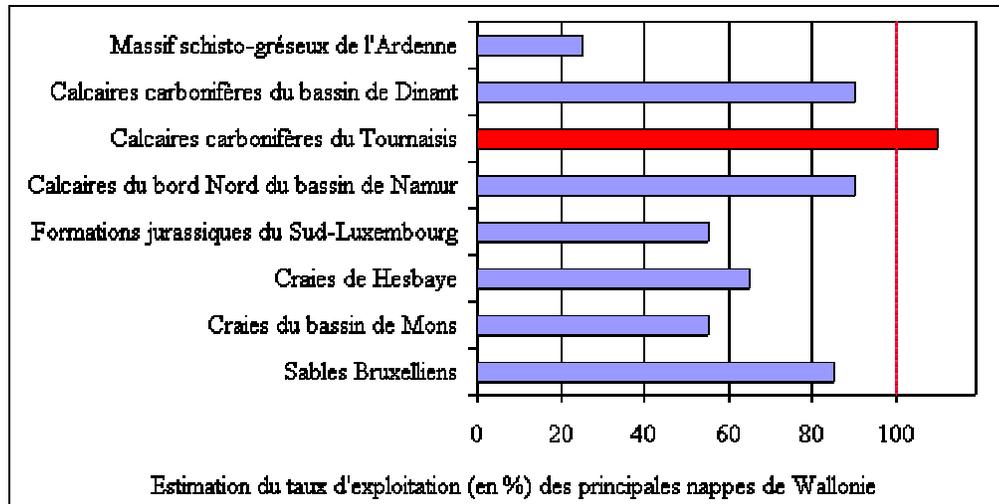


Figure 3 Estimation taux d'exploitation (%) de nappes de Wallonie (DGRNE, 2004)

Comme nous l'avons vu ci-dessus, le fait que le taux d'exploitation soit de manière structurelle supérieur à l'unité pour l'aquifère du Tournaisis implique que son niveau piézométrique diminue. On remarque effectivement un abaissement de ce niveau de 1 à 2 mètres par an depuis plusieurs décennies (DGRNE, 2004). Selon Bouleau & Verhallen (2001), le niveau de la nappe a baissé de 80 mètres entre 1910 et 1973, et selon Blondiau (1996), il a encore baissé de 13 mètres entre 1979 et 1989.

Afin d'éviter de trop longues investigations sur le terrain, nous nous baserons pour ce travail sur la thèse de Cornut (1999), qui traite entre autres de la problématique de la Transhennuyère.

1.3.1 Résumé de la situation

Nous nous baserons ici sur le texte de Cornut (1999 :116) : « En 1988, des experts s'accordèrent pour évaluer l'alimentation de la nappe à 57 Mm³/an alors que les prélèvements y atteignaient 78 Mm³/an, ce qui donne un bilan déficitaire de 21 Mm³/an et explique la baisse constatée du niveau piézométrique d'environ 1 à 2 mètres par an (Privé, 1996).

Ces prélèvements se répartissaient à raison de 26 Mm³/an en France, 14 Mm³ en Flandre, et 38 Mm³/an en Wallonie, dont 16 exportés vers la Flandre, et 6 rejetés directement dans l'Escaut (exhaure des carrières). Seuls 16 Mm³/an sur les 28 Mm³/an prélevés sont donc réellement consommés en Wallonie. »

Les problèmes qui surviennent sont nombreux ; nous allons à présent brièvement les décrire.

D'un **point de vue écologique**, la baisse du niveau piézométrique est problématique car elle peut entraîner une pollution de l'eau (la pollution étant alors moins diluée) ; cette baisse de niveau a d'ailleurs entraîné une inversion du sens d'écoulement entre les différents compartiments. De plus, la nappe a perdu son caractère captif en plusieurs

points, ce qui entraîne des risques de pollution plus importants. D'autres conséquences de la surexploitation sont citées par la SWDE-ERPE (non-daté b : 4) : «

- Les zones humides bordant l'Escaut se sont asséchées à un point tel qu'il est nécessaire d'y pratiquer l'irrigation sur certaines cultures ;
- Un cours d'eau dont le bassin hydrographique fait plus de 5.000 hectares (La Lhayé) est à sec 6 mois par an ;
- Le cours d'eau voisin, (La Rhosne) n'est plus alimenté en été que par des eaux usées. »

Au niveau des **habitants** de la région en question, le principal problème vient du risque d'affaissement et même d'effondrement soudain (Qinif & Vergari, 1994), ce qui peut présenter un danger pour la population locale (nous verrons plus loin que ce danger peut se traduire en termes économiques par une perte de bénéfices individuels). On parle *d'affaissement karstique* pour exprimer ce phénomène.

Cette situation peut également engendrer des tensions d'ordre **géopolitique**. En effet, la baisse de la nappe est inégalement répartie entre les trois zones administratives, puisque la partie française de la nappe est la plus élevée.

Enfin, les aspects **économiques** liés à cette problématique sont primordiaux. En effet, la baisse du niveau piézométrique fait que les pompages doivent être effectués de plus en plus profondément (ce qui implique un coût non négligeable, tant en investissements qu'en frais d'exploitation suite à une utilisation importante d'énergie).

A plus long terme, si aucune solution n'était mise en œuvre, certains captages deviendraient inexploitable, et le développement économique serait donc menacé ; les effondrements karstiques perdureraient, entraînant des problèmes sociaux ; enfin, les problèmes d'ordre environnemental ne feraient qu'accroître.

1.3.2 Les idées suggérées...

Pour résoudre ce problème de surexploitation, trois idées ont été émises.

La première solution envisagée était de **remplir artificiellement la nappe à partir d'eau de surface** (en l'occurrence l'Escaut). Cependant, cette solution n'a pas été retenue car il semble que la qualité de l'eau souterraine aurait été dans ce cas à ce point dégradée qu'elle n'aurait plus répondu aux normes de qualité en vigueur⁵ ; cela aurait alors entraîné des coûts importants de potabilisation.

La seconde solution proposée était de **réalimenter la nappe par de l'eau d'exhaure** des carrières. Encore une fois, des contraintes technico-économiques ont fait que ce

⁵ Notons sur ce point qu'en 1977, le lit de l'Escaut fut percé suite à la baisse du niveau de la nappe (Wattecamps, 1993). Cela eut pour conséquence que le niveau de la nappe est brutalement remonté (durant les premiers jours, le débit dans cette brèche était de 2 m³/seconde). On connaît donc de manière réaliste l'impact d'un remplissage de la nappe par de l'eau de surface (encore que la qualité de l'Escaut a probablement évolué depuis cette période).

projet a été abandonné (la qualité de l'eau aurait ici aussi été trop mauvaise).

La dernière solution, qui a été mise en œuvre et que nous allons analyser dans ce travail, était de **valoriser les 7 Mm³/an d'eaux d'exhaure des carrières** (celles-ci étaient jusqu'à présent rejetées dans l'Escaut). Cependant, ces eaux ne répondant pas aux normes de qualité en vigueur (normes concernant les eaux potabilisables), il fallait les diluer afin de diminuer leur teneur en sulfates, d'où l'idée de la « transhennuyère » : il s'agissait de faire venir de l'eau de la nappe de Péruwelz-Seneffe (*via* une conduite de 50 km de long, de capacité initiale de 15 Mm³/an, mais pouvant être portée à 20 Mm³/an) afin de diluer ces eaux d'exhaure. Ce projet nécessitait également la construction d'une station de mélange. Il est décrit de manière plus détaillée dans le chapitre suivant.

Ce projet est ancien, mais a d'abord été abandonné par manque de moyens financiers. Les fonds structurels « Objectif 1 » de l'Union Européenne ont par la suite permis de le financer en partie. Mais outre le coût de réalisation de cette nouvelle infrastructure, le problème majeur lié à cette solution est le risque de mettre à mal un autre aquifère, ainsi que des zones humides qui en dépendent. Selon Blondiau (1996), ces nouveaux captages dans la nappe de Péruwelz-Seneffe ne devraient pas poser de problèmes de disponibilité si les prélèvements restent au niveau prévu : l'alimentation de cette nappe est en effet supérieure aux prélèvements annoncés par la Région wallonne (nous reviendrons plus en détails sur ces prévisions plus loin). Par contre, selon cet auteur, ces captages vont entraîner un abaissement de la nappe superficielle et une diminution du débit des cours d'eau. Cela pourrait avoir les conséquences écologiques suivantes : concentration de la pollution dans la rivière, tarissement de certaines sources, assèchement d'étangs et « à terme, la disparition de l'ensemble de la zone humide de Wiers-Callenelle » (Blondiau, 1996). Il s'agit d'une des dernières zones humides d'importance subsistant en Hainaut occidental. Elle est d'ailleurs le prolongement d'une zone humide considérée en France comme l'une des 87 zones humides d'importance (Blondiau, 1996).

Le 2 juin 1997 a été conclu un « Accord de coopération entre la Région wallonne et la Région flamande relatif à la nappe du calcaire carbonifère de la Région du Tournaisis ». La Transhennuyère est évoquée dans cet accord ; le coût de sa réalisation y est alors estimé à 1,8 milliards de francs (environ 45 millions d'euros). Cet accord prévoit, par année et par ensemble de captages, les réductions de prélèvements à atteindre. Le tableau de chiffres est repris en annexe 2. On peut y voir que les principaux captages concernés sont ceux de la région de Tournai, puisque les prélèvements devront passer progressivement de 3,753 Mm³/an à 0,492 Mm³/an, soit une réduction de 87 %. La Région flamande devra également réduire ses prélèvements de près de la moitié. En outre, cet accord prévoit la fourniture de 6,2 Mm³/an à la Région flamande à partir de 2001, pour autant que la capacité de fourniture de la Transhennuyère le permette.

1.3.3 ...et les autres

Comme on le voit, ces deux solutions sont basées sur la **gestion de l'offre** (c-à-d que l'on envisage des alternatives quant aux moyens de fournir l'eau aux utilisateurs, mais la quantité distribuée ne peut être remise en question). En revanche, aucune solution concernant la gestion de la demande n'a été envisagée (ces deux types de gestion peuvent bien entendu être appliqués de concert).

Une possibilité aurait bien entendu été d'augmenter le **prix de l'eau**, éventuellement pour certains types d'utilisations. Il s'agit d'ailleurs de l'instrument soutenu par la Directive européenne 2000/60/CE qui prône dans son Article 9 une récupération des coûts pour les ressources, et qui requiert que « la politique de tarification de l'eau incite les usagers à utiliser les ressources de façon efficace (...) ».

Mais **d'autres possibilités** auraient été envisageables, comme une politique de sensibilisation aux problèmes liés à l'aquifère, ou des mesures incitatives qui permettraient, tant aux entreprises grosses consommatrices d'eau qu'aux ménages, de remplacer leur équipement par du matériel plus économe. Ces différentes mesures auraient bien entendu pu être prises simultanément.

1.4 Description des enjeux

Nous allons à présent brièvement décrire les différents acteurs et *stakeholders*⁶ de cette problématique. Nous tenterons alors d'identifier les enjeux de ces différents acteurs, souvent reflétés par la position qu'ils adoptent.

- La Commission Européenne alloue les fonds structurels (tels que le fonds Objectif 1) afin de faire décoller économiquement les régions économiquement « sinistrées ». Le Hainaut fait partie de ces régions. Par ailleurs, elle doit aussi veiller à la conservation de l'environnement et des ressources naturelles. C'est ainsi que différentes positions peuvent apparaître au sein d'une même organisation : la DG Economie accorde les fonds, tandis que la DG Environnement est défavorable au projet, principalement en raison des dégâts qu'il pourrait causer à la zone humide de Péruwelz.
- Le Gouvernement wallon. A l'époque, il était représenté dans cette problématique par le Ministre de l'Environnement, des Ressources naturelles et de l'Agriculture, à savoir le Ministre Guy Lutgen. La principale politique de ce Gouvernement était de développer l'activité économique et industrielle. Remarquons que la SWDE (voir ci-dessous) semble avoir compris cet objectif

⁶ Nous utiliserons ce terme couramment employé dans la gestion d'entreprises, et qui signifie « dépositaire d'enjeux » (Le Robert & Collins Senior, 1999), soit quelqu'un ayant un intérêt quelconque dans le projet étudié.

puisqu'elle justifie partiellement le projet de Transhennuyère de la manière suivante (SWDE-ERPE, non daté b : 5) : « Le nord du Tournaisis est une région dont l'économie a été profondément affectée par la crise du textile. L'implantation de nouvelles industries y est freinée par la fragilité de la ressource en eau. » Les objectifs en matière d'eau sont d'une part, au niveau géopolitique, de continuer à transférer, contre une faible rémunération, de l'eau potable aux autres Régions du pays (nous l'avons vu, ces ventes concernent 40 % de la production wallonne d'eau potable), et d'autre part d'endiguer la surexploitation de la nappe du Tournaisis. Un des enjeux du projet de Transhennuyère est de collecter des fonds européens dans le cadre de l'Objectif 1. La zone concernée est en effet éligible pour ces fonds jusqu'en 2006 (Commission Européenne, 2004).

De manière officielle, dans le domaine de la protection de la nature, et plus particulièrement des zones humides, la politique du Ministre Lutgen était très large et optimiste. A la question « Quelle réponse la Région wallonne apporte-t-elle à la place qu'occupe aujourd'hui la nature au sein de nos préoccupations ? », le ministre renvoie au Plan d'Environnement pour le Développement durable en Région wallonne adopté le 9 mars 1995 par le Gouvernement wallon, et qui fixe trois objectifs (Lutgen, 1996): «

- a. Il faut tout d'abord veiller au maintien, à la restauration et au développement des potentialités d'accueil de la vie sauvage sur l'ensemble du territoire.
- b. Le maintien et la restauration des éléments naturels constitutifs de nos paysages urbains et ruraux constituent le second objectif.
- c. Enfin, il convient de généraliser l'éducation à la nature. »

Le ministre ajoute à cela qu' « un peuple soucieux de son avenir doit veiller à maintenir la qualité, la diversité et les potentialités de l'environnement naturel ». Pour la protection des zones humides, le seul outil qu'il évoque lors de son allocution est la création et la gestion de réserves naturelles : « les zones humides restent un instrument privilégié de la politique de conservation de la nature. Les réserves naturelles domaniales, les réserves naturelles privées et agréées par la Région, les réserves forestières, les zones humides d'intérêt biologique restent d'actualité, car ce sont autant de points privilégiés du réseau écologique, mis en place sur l'ensemble de la Région wallonne. Ce sont des refuges à partir desquels les espèces menacées peuvent redévelopper leurs populations. » Il est intéressant de noter que dans son allocution, le ministre n'évoque pas une seule fois les eaux souterraines, semblant ignorer ou nier les relations que celles-ci peuvent avoir avec les eaux de surface, et donc avec les zones humides.

- La Région flamande est dépendante de la Wallonie en termes d'eau potable. Cette situation n'est bien sûr pas confortable, et elle va essayer de diminuer cette dépendance. Cette politique d'indépendance sur le plan de l'eau potable se voit

depuis une vingtaine d'années en Région flamande. C'est ainsi que depuis peu, en Flandre, tout nouveau projet de construction ou de rénovation importante d'habitations individuelles est soumis à l'obligation de placer une citerne d'eau de pluie.

- La SWDE (Société Wallonne de Distribution d'Eau, devenue depuis Société wallonne des eaux) est distributrice d'eau dans la zone concernée, mis à part Tournai et une partie de Mouscron. Elle est gestionnaire de la Transhennuyère, *via* l'ERPE (Entreprise Régionale de Production et d'adduction d'Eau). Elle avait donc intérêt à ce que le projet se fasse, pour élargir son domaine d'activité, et en même temps permettre l'interconnexion de deux réseaux de distribution. De plus, un grand projet de la sorte assure une visibilité certaine de la SWDE auprès du public.
- Les équipes scientifiques qui sont chargées de réaliser une étude sur les impacts de la Transhennuyère sur la nappe de Péruwelz obtiennent des résultats tout à fait contradictoires qui, selon Cornut (1999 :118) « ne reflètent en général que l'opinion de leurs commanditaires », à savoir la commune de Péruwelz et la Région wallonne (*via* l'ERPE).
- Les entreprises industrielles ont souvent besoin d'eau en quantités suffisantes et à bas prix. Sans cela, elles pourraient être délocalisées. Remarquons à ce sujet que la région de Tournai est fortement industrialisée, tandis que celle de Péruwelz est beaucoup plus rurale ; les enjeux économiques y sont donc de nature différente.
- Les habitants des régions concernées risquent de voir un impact positif (diminution des affaissements de terrain au-dessus de la nappe surexploitée) ou négatif (problèmes paysagers, perte d'une zone humide) sur leur environnement direct. C'est dans ce cadre qu'intervient l'administration communale de Péruwelz, en tant que représentante de la population locale. Depuis lors, la création du Parc Naturel des Plaines de l'Escaut constitue un nouvel acteur, qui partage en partie les intérêts de l'administration de Péruwelz, mais dont les préoccupations principales sont plutôt de type écologique.

2 LA TRANSHENNUYÈRE

2.1 Description du projet

Pour décrire la Transhennuyère de manière relativement complète, tout en restant simple et concis, nous nous baserons sur les documents rédigés par la SWDE et l'ERPE avant sa mise en œuvre. Il s'agit d'un document de présentation générale du projet (SWDE-ERPE, 1998), d'une évaluation du projet (SWDE-ERPE, non daté a) et d'un document justifiant de son bien-fondé, ayant pour titre « Analyse Coût/Bénéfice du Projet Transhennuyère »⁷ (SWDE-ERPE, non daté b).

Rappelons que la Transhennuyère consiste à valoriser les eaux d'exhaure en les mélangeant à des eaux souterraines provenant de la nappe Péruwelz-Seneffe. De manière plus précise, le plan directeur du projet prévoyait le schéma suivant (SWDE-ERPE, non daté a : 2) : «

- Récupération et traitement des eaux d'exhaure des carrières du Tournaisis ;
- Implantation de captages d'eau souterraine à l'est de la nappe captive, dans la nappe Péruwelz-Seneffe ;
- Traitement de déferrisation des eaux souterraines ;
- Mélange des eaux d'exhaure traitées et des eaux souterraines déferrisées ;
- Transfert des eaux ainsi mélangées vers les zones de distribution d'eau rencontrées sur le tracé Antoing – Tournai – Pecq – Saint-Léger afin de pouvoir diminuer d'autant les prélèvements dans la nappe de Pecq-Roubaix ;
- Utilisation du puits « du Cornet » de la Régie des eaux de Tournai. »

La capacité initialement prévue était de 23.000 m³/jour, répartie en 13.000 m³/jour pour les eaux d'exhaure et 10.000 m³/jour pour les eaux souterraines.

L'estimation des investissements hors frais d'études et de surveillance était de 39.217.000 euros, avec l'espoir d'obtenir plus de la moitié de ces fonds *via* des crédits FEDER⁸ Objectif 1 pour la Province du Hainaut.

Le Gouvernement wallon en a confié la réalisation à l'ERPE, qui l'a remis par convention à la SWDE.

⁷ Même si, selon nous, il ne s'agit pas d'une analyse coûts-bénéfices

⁸ Fonds européen de développement régional (2000-2006)

Pour les aspects techniques de la Transhennuyère, nous renvoyons le lecteur aux documents cités plus haut. Nous allons ici simplement faire une liste succincte des principaux équipements qui la composent :

- Une station de traitement des eaux (potabilisation et adoucissement), d'une capacité de 40.000 m³/jour (station de Gaurain-Ramecroix) ;
- Deux stations de pompage (afin de renvoyer l'eau d'exhaure vers la station de traitement) situées dans la carrière de Cimescaut, d'une capacité totale d'environ 20.000 m³/jour ;
- Cinq puits de prélèvement d'eaux souterraines dans la nappe de Péruwelz-Seneffe, d'une capacité totale de 16.500 m³/jour ;
- Des piézomètres de contrôle ;
- Des conduites d'adduction d'eau brute (avant traitement) et d'eau traitée, de différents diamètres et différentes longueurs (l'ensemble formant environ 50 kilomètres de conduite).

Il ressort de l'analyse des différentes composantes de la Transhennuyère que deux types de problèmes environnementaux créés par ce projet n'ont pas encore été soulevés. Premièrement, le traitement des eaux d'exhaure (qui consiste principalement en l'élimination de gaz carbonique, de l'ammoniac et en l'oxydation du fer) va entraîner la production d'une grande quantité de boues, constituées en majeure partie de carbonate de calcium (SWDE-ERPE, non daté a). Ces boues devraient être destinées à la valorisation agricole (nécessitant la mise en place d'une batterie de tests afin de s'assurer que des éléments toxiques n'entrent pas dans la chaîne alimentaire). D'autre part, le filtrage de ces boues entraîne une production importante d'eaux usées. Ces eaux seront en partie traitées sur place (produisant à nouveau des boues), et en partie directement rejetées dans les égouts.

2.2 Impacts de la Transhennuyère

Nous l'avons mentionné plus haut, différentes études d'impacts de la Transhennuyère sont arrivées à des conclusions différentes, voire opposées. Nous allons ici évoquer les impacts suggérés par ces études, mais ne trancherons pas quant au caractère effectif ou non de ces impacts. Nous nous contenterons de faire des scénarios quant à la survenance ou non des impacts environnementaux. En effet, nous ne disposons pas d'informations suffisantes ni de la compétence permettant de vérifier ces faits. Rappelons que la plupart des impacts environnementaux, s'ils surviennent, peuvent apparaître soit de manière invisible pour le public (baisse du niveau d'une nappe, risques d'affaissements), ou peuvent survenir avec un décalage important dans le temps (des écosystèmes peuvent réagir lentement suite à une pression). Il peut s'agir d'effets directs ou indirects (souvent très importants dans un écosystème).

Les impacts environnementaux suivants sont à prendre en considération (la plupart d'entre eux étant reliés) :

- Une baisse du débit de base des Vernes, alimentées par la nappe de Péruwelz. Selon l'étude commanditée par la SWDE, ce débit de base baisserait de maximum 30 %. Nous ne sommes pas en capacité d'estimer les conséquences environnementales de cette baisse de niveau ;
- Des affaissements karstiques sont à redouter dans la région de Péruwelz ;
- Un assèchement des zones humides, pouvant se traduire par :
 - une perte de biodiversité, tant animale que végétale,
 - un accroissement du risque d'inondation,
 - une baisse de l'intérêt paysager,
 - une diminution de l'attrait touristique
- etc...

3 ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES

Nous allons commencer ce chapitre par une revue succincte des principaux critères auxquels doivent répondre les méthodes d'évaluation de projets ayant des impacts environnementaux importants. Nous établirons ensuite une liste non-exhaustive de telles méthodes d'évaluation. Ces méthodes sont expliquées en Annexe 3. Nous expliquerons alors pourquoi nous avons choisi l'analyse coûts-bénéfices (ACB) pour notre cas d'étude, et verrons de manière synthétique la philosophie de cette méthode, ainsi que son fonctionnement pratique. Nous tenterons alors d'identifier les inconvénients et avantages inhérents à cette méthode. Nous proposerons enfin quelques pistes pour pallier ces inconvénients.

3.1 L'évaluation de projets

L'évaluation de projets est une préoccupation importante de l'homme, surtout depuis quelques décennies, et principalement dans les démocraties. Il est en effet primordial que les autorités de ces systèmes politiques représentent au mieux les intérêts des citoyens ; parallèlement, il est normal que les citoyens puissent juger de l'action de leurs élus afin d'effectuer un certain contrôle *a posteriori*. S'il y a un projet à évaluer, c'est qu'il y a un choix à faire. Ce choix peut être dichotomique (faire ou ne pas faire), mais est bien souvent beaucoup plus nuancé et compliqué (dans le cas qui nous préoccupe, nous ne considérerons que les deux options de réaliser ou non le projet ; nous reviendrons sur ce point plus loin). Green (2003) estime que lorsqu'on est confronté à un choix, cela signifie qu'il faut faire face d'une part à un conflit, et d'autre part à de l'incertitude.

Ces *conflits* peuvent être de nature très diverse, comme des conflits entre différents compartiments d'un écosystème, ou des conflits entre le bien-être de différents groupes sociaux. Un exemple type est celui du conflit éventuel entre les animaux vivant dans la zone humide potentiellement menacée et les industries qui vont profiter de l'eau extraite de la nappe de Péruwelz.

L'*incertitude* est omniprésente dans les projets qui touchent à la fois à des aspects sociaux et environnementaux. On peut citer l'exemple de la recharge des nappes souterraines, qui dépend fortement des phénomènes de précipitations, et est imprévisible à long terme. Un pan important de la recherche est destiné au calcul et à la maîtrise de cette incertitude.

Comme nous l'avons déjà évoqué dans notre introduction, il faut remarquer qu'une évaluation *a posteriori* d'un projet ayant nécessité de lourds investissements ne présente que peu d'intérêt pour la prise de décision. En effet, lorsque le projet est réalisé, ce qui

est le cas de la Transhennuyère, il est difficile de revenir en arrière. La théorie économique parle dans ce cas de « sunk costs » (les investissements ont déjà été effectués et ces coûts ne sont plus pertinents pour la prise de décision). Cela ne veut pas dire pour autant que cette étude soit dénuée de tout intérêt, mais plutôt que l'intérêt réside ailleurs. On peut donc voir cette analyse comme une information au public, qui a le droit de comprendre à quoi sont utilisés les deniers publics. Elle peut également aider le décideur à évaluer ses actions passées pour ne plus répéter certaines erreurs, ou au contraire pour répéter une bonne décision. Cependant, le principal intérêt de cette étude de cas ne consistera pas en son résultat chiffré, mais plutôt en une illustration et une (in)validation de la théorie que nous allons décrire dans le point suivant.

Remarquons également que les différentes méthodes que nous allons passer en revue ne sont pas mutuellement exclusives. Elles apportent une vision différente de la problématique, en se basant éventuellement sur des hypothèses différentes. Il s'agit donc plutôt d'approches à partir de différents angles. Rappelons que ces méthodes permettent seulement au décideur de l'aider dans son processus de décision ; en aucun cas elles ne pourront se substituer à son jugement. Le décideur peut donc fonder son jugement sur plusieurs approches. S'il faut sélectionner une ou quelques méthodes par rapport aux autres, c'est bien entendu pour répondre aux contraintes de temps et de budget.

Voici à présent une liste de méthodes couramment utilisées lors d'évaluation de projets. Elles sont détaillées en Annexe 3.

1. Life Cycle Analysis ou Assessment (LCA)
2. Eco-efficience
3. Analyse coût-efficacité
4. Analyse multi-critères
5. Jurys de citoyens
6. L'analyse coûts-bénéfices

3.2 La méthode de l'analyse coûts-bénéfices (ACB)

Perman *et al.* (2003) estiment que des évaluations de projets ou de politiques basées sur une approche économique (telles que l'ACB) peuvent apporter beaucoup d'information. Spash (2000) relève cependant le principal danger de ce type de méthode : en se basant sur la théorie économique néoclassique, elle néglige les aspects éthiques et sociaux. Comme nous l'avons déjà souligné dans l'introduction, nous ferons donc attention à ce point, et y reviendrons plusieurs fois au long de ce travail, principalement *via* la problématique de la répartition de la modification de bien-être.

Toujours selon Perman *et al.* (2003), les méthodes basées sur une approche économique se font en deux phases. D'abord, la connaissance des experts est utilisée pour estimer les impacts du projet. Ensuite, à partir des préférences des *stakeholders*, on traduit les informations concernant les impacts en informations économiques permettant un soutien à la décision. L'avantage de ces méthodes d'évaluation économiques comme l'ACB est de tenir compte des préférences du grand public au lieu de tenir compte exclusivement des préférences des experts.

Nous allons à présent expliquer le principe de la méthode ACB, et présenter les principales méthodes d'évaluation économique de biens environnementaux, en les analysant à la lumière du cas de la Transhennuyère. Nous analyserons ensuite les différentes composantes de la valeur économique totale, et ferons le lien entre ces composantes et les méthodes d'évaluation économique. Nous verrons alors comment il est possible de transférer les résultats d'une étude d'évaluation monétaire vers une autre. Nous terminerons enfin cette section par quelques considérations sur les avantages et limites de l'ACB.

3.2.1 Principes

Tout comme les autres méthodes décrites en Annexe 3, l'ACB est un modèle d'aide à la décision, entre autres dans le contexte de projets ayant un impact environnemental significatif.

L'ACB s'inscrit dans le courant de recherche appelé « économie du bien-être », qui lui-même découle de la théorie économique néoclassique (probablement la plus utilisée pour le moment). Dans cette optique, il s'agit de maximiser le bien-être de la société. Celui-ci peut-être mesuré par des fonctions d'utilité des individus, qui représentent leurs préférences. Ces théories présupposent donc que le bien-être est mesurable. Le mode de classement des options le plus connu dans cette théorie est celui introduit par Pareto. On dira qu'un changement ou une décision est une « amélioration Pareto » si au moins une personne améliore son bien-être et si personne ne voit son bien-être diminué. Si cela semble logique, ce critère est néanmoins très limitant. En effet, il est très rare qu'un projet quelconque ne diminue le « bien-être » de personne. Au contraire, comme nous le verrons dans les modes de calculs ci-dessous, l'ACB fait abstraction des individus et compare les bien-être sociaux : elle somme les améliorations et les détériorations de bien-être sur l'entièreté des individus considérés. Selon l'ACB, un projet amènera donc une amélioration si la somme des améliorations individuelles est supérieure à la somme des détériorations individuelles. Cela revient à dire que les bénéficiaires gagnent suffisamment de bien-être pour dédommager les perdants (mais présuppose également que de tels dédommagements sont envisageables). Comme nous le verrons plus en détail dans les critiques de l'ACB (point 3.5), le critère de Pareto et l'ACB ne s'occupent que d'efficacité économique, et pas de problèmes de distribution ou d'aspects éthiques ou d'équité.

On peut résumer l'approche ACB de la manière suivante : il s'agit de comparer les coûts (directs et indirects) et impacts d'un projet aux bénéfiques et améliorations de

l'environnement qu'il permet. Ces différents paramètres sont mesurés de façon monétaire, afin de pouvoir être comparés. Si les coûts sont inférieurs aux bénéfiques, le projet amène une amélioration et peut être mis en œuvre.

Cependant, comme nous l'avons vu ci-dessus, cette méthode repose sur différentes méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement, qui ont leurs limites. Nous avons également vu que de nombreuses hypothèses doivent être posées.

3.2.2 Etapes d'une ACB

Hanley *et al.* (2001) identifient six étapes pour la réalisation d'une ACB. Nous allons brièvement les passer en revue, car nous suivrons ce schéma lors de notre étude de cas ; nous ne les détaillerons pas, l'objectif n'étant pas d'entrer en profondeur dans les aspects techniques d'une méthode ; ayant déjà été réalisé par de nombreux auteurs tels que Perman *et al.* (2003), Turner *et al.* (1993), ...

3.2.2.1 Définition du projet

Il faut bien entendu commencer par cadrer le projet, voir quelles sont ses implications, les acteurs en jeu etc. Si cette partie semble triviale, il faut cependant veiller à ce qu'elle soit la plus complète possible. De là vont en effet découler les hypothèses posées, les impacts à mesurer, ... Nous avons déjà réalisé cette étape pour l'analyse de la Transhennuyère (voir chapitre 1).

3.2.2.2 Identification des impacts physiques du projet

Les impacts potentiels doivent être identifiés et décrits. Leur amplitude va ensuite être mesurée ou estimée dans des unités adéquates (souvent différentes d'un type d'impact à l'autre). Ces impacts peuvent être environnementaux, sociaux ou économiques. Il faut tenir compte de l'incertitude dans cette étape. En effet, les différents impacts ne seront pas connus avec certitude, surtout lorsqu'on analyse un projet *a priori*. Si l'ACB ne tient pas compte des pressions, une analyse de la relation entre pressions et impacts est nécessaire à la compréhension du problème et de ses enjeux.

Une fois que les impacts ont été identifiés et quantifiés, il faut se demander lesquels sont pertinents pour l'ACB. La plupart de ceux-ci seront pertinents, mais il faudra préciser dans quelle mesure les effets indirects seront pris en compte. En effet, comme nous le verrons ci-dessous, une modification d'un compartiment d'un écosystème va souvent se répercuter sur d'autres compartiments, et ainsi de suite.

3.2.2.3 Evaluation monétaire des impacts

Afin de pouvoir agréger tous les impacts identifiés au point précédent, l'ACB se base sur la traduction de ces impacts en unités monétaires. De nombreuses méthodes ont été développées pour permettre cette évaluation ; nous y reviendrons dans le point 3.2.3. L'idée sous-jacente est ici d'évaluer les coûts et bénéfiques sociaux marginaux : sociaux puisqu'il s'agit d'une agrégation sur les différents *stakeholders*, et marginaux, car ce qui est étudié est une variation de l'état actuel de l'environnement.

3.2.2.4 Actualisation des flux de coûts et bénéfices

Une fois que tous les éléments ont été évalués de façon monétaire, il faut encore déterminer quand ils surviendront. En effet, si l'on prend l'exemple d'une station d'épuration, les investissements seront conséquents avant même qu'elle ne fonctionne. Par la suite, il y aura des coûts de maintenance et d'exploitation. Les bénéfices, qui dans le cas d'une station d'épuration seront principalement une amélioration de la qualité d'une eau de surface, ne se feront ressentir qu'à plus long terme.

Par ce petit exemple simplifié, on comprend que pour pouvoir comparer ces différents flux financiers et impacts environnementaux, il faudra les ramener sur une période de temps commune, à savoir le présent (cette opération s'appelle l'actualisation). En effet, il est généralement accepté que les individus préfèrent recevoir une somme d'argent ou un bien de consommation maintenant plutôt que dans le futur ; de même, ils préfèrent payer plus tard. Le problème est alors de choisir un taux d'actualisation qui reflète bien la réalité étudiée, tout au long de la période à prendre en considération (c-à-d la durée de vie du projet ou de ses impacts environnementaux). Si l'on considère que ce taux sera constant au long de la période considérée, il faut alors diviser la somme des différents flux monétaires annuels par $(1+i)^t$, où i est le taux d'actualisation et t le nombre d'années considérées. Mais choisir ce taux d'actualisation n'est pas chose aisée : faut-il se baser sur un index moyen, sur un index spécifique au secteur de la construction, ou sur un taux d'intérêt bancaire,... ? Ce taux est d'autant plus important que les bénéfices et coûts surviennent à des périodes très différentes (comme nous l'avons vu dans le cas des stations d'épuration, les investissements se font très tôt tandis que les bénéfices sont souvent répartis dans le temps ; cet exemple vaut également pour la Transhennuyère).

3.2.2.5 Test de la valeur nette actualisée

La valeur actuelle nette (VAN) d'un projet peut à présent être calculée. Il s'agit de la différence entre la somme des bénéfices (B) actualisés et la somme des coûts et impacts (C) actualisés :

$$VAN = \sum_t \frac{B_t}{(1+i)^t} - \sum_t \frac{C_t}{(1+i)^t}$$

Si la VAN est positive, cela signifie que le projet amène plus de bénéfices sociaux qu'il n'entraîne de coûts et impacts.

Une autre possibilité est de calculer le ratio (bénéfices actualisés/coûts actualisés), que nous appellerons ratio bénéfices coûts (RBC).

$$RBC = \frac{\sum_t \frac{B_t}{(1+i)^t}}{\sum_t \frac{C_t}{(1+i)^t}}$$

Si ce ratio est supérieur à l'unité, le projet est avantageux du point de vue de l'économie du bien-être. Il présente à la fois l'avantage et l'inconvénient d'être standardisé :

lorsqu'on compare plusieurs projets, il est plus simple de comparer des chiffres proches de l'unité que des nombres astronomiques ; par contre, il ne mesure pas l'importance des enjeux. Les informations de base étant les mêmes, le choix entre ces deux présentations dépendra du public visé et des objectifs de communication : si la VAN donne une idée des pertes ou bénéfiques dans l'absolu, le RBC montre le bien-fondé ou non du projet en question. Ces deux indicateurs sont donc complémentaires, et une partie de l'information est de toute manière perdue. Le mieux est donc d'indiquer, à côté du résultat de ces tests, la valeur des bénéfiques actualisés ainsi que celle des coûts actualisés.

Remarquons que si l'on était dans un *continuum* de possibilités, il faudrait maximiser la VAN ou le RBC pour sélectionner un projet. Dans le cas de la Transhennuyère, il faut simplement vérifier si la VAN est positive ou le RBC supérieur à l'unité, puisque la seule information que nous recherchons concerne le bien fondé ou non de ce seul projet.

3.2.2.6 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité va nous permettre de tester la variabilité du résultat suite à des modifications des différents paramètres. Etant donné que, comme nous l'avons vu plus haut, les impacts peuvent difficilement être prévus avec certitude, et que les évaluations monétaires de ces impacts sont en général imprécises, il est bon de tester la sensibilité ainsi que, par la même occasion, la robustesse du résultat. Ainsi, si l'on a une VAN légèrement positive, mais qu'en modifiant quelque peu l'un ou l'autre paramètre incertain elle devient négative, le résultat ne sera pas robuste, et le décideur ne pourra que peu s'y fier pour prendre sa décision.

Les paramètres qui peuvent ainsi être testés sont (Hanley *et al.*, 2001 : 79-80):

- le taux d'actualisation ;
- la quantité et la qualité des *inputs* ;
- la valeur de ces *inputs* ;
- la quantité et la qualité des *outputs* ;
- la valeur de ces *outputs* ;
- la durée de vie du projet.

L'analyse de sensibilité permet également de mettre en évidence les variables qui peuvent être un levier d'action important (il s'agit de celles qui auront le plus d'influence sur le résultat final de l'ACB).

3.2.3 Les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement et les composantes de la valeur totale

3.2.3.1 Les méthodes et techniques

Il y a deux grandes approches à l'évaluation monétaire de biens environnementaux. Soit on essaye d'estimer la manière dont les *stakeholders* valorisent ce bien, et donc les bénéfices qu'ils en retirent (nous l'appellerons approche par les bénéfices), soit on estime les coûts d'évitement, de dépollution ou de substitution (nous l'appellerons approche par les coûts).

Notons qu'aucune des méthodes que nous allons décrire n'est parfaite. Elles ne mesurent pas toujours exactement la même chose, ne se basent pas sur les mêmes hypothèses, ne nécessitent pas les mêmes données. Le choix d'une ou de plusieurs de ces méthodes devra donc se faire au cas par cas ; il faudra toujours veiller à ne pas faire de double comptage ni d'omission si l'on agrège des résultats provenant d'études différentes, surtout si celles-ci sont basées sur des méthodes différentes.

Approche par les bénéfices

Selon la théorie économique du bien-être, cette approche est la seule à être valable (Brouwer, 2004 a). Il s'agit d'évaluer le consentement à payer (ou *willingness to pay*, que nous noterons WTP) ou le consentement à recevoir des *stakeholders* (ou *willingness to accept*, que nous noterons WTA). Le WTP est le montant maximum que quelqu'un est prêt à payer pour éviter un dommage environnemental ; le WTA consiste en un montant minimum que la personne exige en compensation de la survenance de ce dommage environnemental. Si, dans la théorie du bien-être, WTA et WTP devraient être identiques, on remarque que dans la pratique le WTA est supérieur au WTP. Ceci peut s'expliquer entre autres par le fait que le public refuse parfois d'accepter une somme d'argent contre une détérioration de son environnement. Une explication plus complète de cette différence peut être trouvée dans Hecq (2004 : p.15).

Il y a trois catégories de méthodes par les bénéfices : les méthodes par les préférences établies ou méthodes directes (on demande directement aux intéressés leur WTP et/ou WTA), les méthodes par les préférences révélées (on infère les WTP et/ou WTA à partir des comportements des individus) et les méthodes par les fonctions de production, où l'on évalue les services fournis par le bien environnemental.

Méthode directe : les préférences établies

On parle de méthode directe car il s'agit de demander directement aux personnes intéressées leur évaluation d'un bien environnemental. Nous ne verrons qu'une seule méthode (la plus utilisée): la méthode d'évaluation contingente.

Selon Fredefon & Laurans (2004), parmi les études recensées sur les coûts environnementaux en France, 90% concernent les usages écologiques ou récréatifs ; la moitié de ces études sont faites sur base de la méthode d'évaluation contingente ; quelques unes sont évaluées à partir de la méthode des coûts de transport (celle-ci sera

décrite *infra*).

La méthode fonctionne comme suit : étant donné l'absence de marché pour le bien environnemental à évaluer, l'enquêteur demande aux répondants comment ils se comporteraient si un tel marché existait. Il faut bien expliquer la situation de départ ainsi que les changements à prendre en considération, et expliquer aux répondants pourquoi ils devraient payer (ou recevoir une somme compensatrice).

Cette méthode présente à nos yeux deux avantages considérables. Tout d'abord, elle a été largement utilisée depuis les années 1970, ce qui lui confère une certaine fiabilité (selon Hanley *et al.*, 2001, il y avait en 1995 plus de 2000 évaluations contingentes, et leur nombre augmente de façon exponentielle). On connaît ainsi les faiblesses de la méthode, ainsi que des moyens de les contourner ou de les minimiser. L'évaluation contingente a été sélectionnée comme méthode d'aide à la décision par plusieurs organismes nationaux aux Etats-Unis, ainsi que par les tribunaux pour fixer les dommages et intérêts lors de litiges à caractère environnemental. De nombreux ouvrages détaillent la manière de s'y prendre pour réaliser une évaluation contingente (voir par exemple Turner *et al.*, 1993). De plus, cette méthode permet de tenir compte des valeurs de non-usage. Nous reviendrons sur ce point au paragraphe 3.2.3.2.

La méthode présente néanmoins également ses limites et défauts. Lors de la mise en œuvre de la méthode d'évaluation contingente, de nombreux biais peuvent en effet survenir. Il faut en tenir compte pour tenter de minimiser leur effet lors de la préparation, de l'administration et du traitement du questionnaire. Pour notre travail, il s'agit de connaître ces biais pour voir dans quelle mesure les résultats d'autres études pourront être utilisés, ce que nous ferons dans le chapitre 3.3. Par exemple, lors d'une étude sur la surexploitation d'une nappe souterraine internationale, il se pourrait que les différents pays prétendent capter plus d'eau qu'ils n'en prélèvent réellement. Ainsi, lorsqu'il faudra négocier des réductions de prélèvements, les pays ayant surestimé leurs prélèvements devront en réalité les réduire moins que s'ils les avaient estimés correctement. Il s'agit là d'un biais stratégique. Un autre type de biais stratégique est la réponse de protestation : lorsqu'on demande aux répondants quelle est leur WTP ou WTA, certains vont donner une réponse nulle afin de protester contre une telle enquête. Par exemple, dans une étude contingente, Jansen & Opschoor (1973) ont trouvé que 50% des répondants refusaient toute compensation financière pour les impacts sonores d'un nouvel aéroport aux Pays-Bas.

Hecq (2004 : pp.13-14) énonce d'autres types de biais liés aux méthodes d'évaluation directe : les biais informationnel (les personnes interviewées n'ont que peu d'idée de la valeur à attribuer à un bien environnemental), hypothétique (le répondant se donne un droit à l'erreur), initial (lié à l'explication de la situation hypothétique à évaluer), d'échantillonnage (l'échantillon n'est pas représentatif de la population à étudier), de non objectivité (les questions sont mal formulées) etc...

Un point auquel il faut également faire attention, et qui n'est généralement pas traité dans les évaluations contingentes, est que la valeur de non-usage est corrélée négativement à la distance par rapport au bien évalué. Pate et Loomis (1997) ont analysé ce problème et concluent effectivement à cette corrélation négative dans la

plupart des cas. Ainsi, la valeur de non-usage de la nappe de Péruwelz sera jugée plus faible par les individus les plus éloignés de cette nappe. Dans la plupart des évaluations contingentes, un « marché » est déterminé de manière géographique, c-à-d que l'on détermine de manière plus ou moins arbitraire jusqu'où peuvent s'étendre les *stakeholders* ; une valeur moyenne est alors établie à partir de cette population. La réalité est beaucoup plus complexe que cela, puisque l'on remarque une décroissance continue de la valeur avec la distance ; de plus, il peut y avoir des individus en dehors de la zone définie et attribuant une valeur d'existence positive au bien ; Pate & Loomis (1997) remarquent que c'est souvent le cas, et que cela amène alors à une sous-estimation des bénéfices.

Hanley & Spash (1993) énoncent dix conditions et procédures sous lesquelles la méthode d'évaluation contingente fonctionne le mieux :

1. Le marché hypothétique doit être à la fois crédible et réaliste ;
2. Le moyen de paiement utilisé et/ou la mesure de leur disposition à payer ou recevoir ne peuvent pas être controversés ou impliquer des oppositions éthiques ;
3. Les personnes interviewées doivent posséder suffisamment d'informations en ce qui concerne la ressource étudiée et les moyens de paiement pour leur offre ;
4. Idéalement, les personnes interrogées devront être familières avec la ressource, et avoir de l'expérience dans le commerce de cette ressource ;
5. Si possible, il faut mesurer la disposition à payer, car les personnes interrogées ont souvent des difficultés à accepter une compensation financière pour des changements dans les services environnementaux ;
6. L'échantillon doit être de taille suffisante pour obtenir le seuil de confiance désiré ;
7. Des tests de biais doivent être inclus, et des stratégies doivent être adoptées dans l'optique de minimiser le biais stratégique en particulier ;
8. Les offres de protestation (c-à-d les prospects faisant des offres anormalement basses ou élevées car ils ne veulent pas répondre objectivement) doivent être identifiées ;
9. Il faut vérifier que l'échantillon présente les mêmes caractéristiques que la population, et des ajustements éventuels doivent être réalisés ;
10. Une courbe de demande doit alors être estimée et les signes des paramètres doivent être évalués pour voir s'ils sont cohérents avec les attentes. Carson et Mitchell (1989) recommandent une valeur du R ajusté de minimum 0,15.

Les préférences révélées

Ici, l'analyste infère la valeur attribuée par les individus au bien environnemental à partir de leur comportement. La principale différence par rapport à l'évaluation contingente est donc qu'on part d'un comportement réel des individus, plutôt que de leurs intentions (Hanley *et al.*, 2001), ce qui permet de réduire un certain nombre de biais vus ci-dessus. Nous verrons ici deux méthodes : les prix hédonistes et les coûts du

trajet.

La méthode des prix hédonistes postule que les gens valorisent un bien marchand à partir de l'ensemble de ses caractéristiques. Le bien qui est habituellement étudié est une habitation ; le groupe de caractéristiques à isoler concerne bien entendu la richesse ou l'état de l'environnement direct. Ainsi, si l'on compare deux maisons identiques en tous points, sauf que l'une est proche d'une réserve naturelle et l'autre pas, il est fort probable que la première se vende à un prix plus élevé que la seconde. Cette différence de prix servira alors de base à l'évaluation monétaire du bien environnemental en question. On utilise la régression multiple pour isoler la valeur attribuée aux différentes caractéristiques de la maison. Il y a bien entendu plusieurs limites à cette méthode. La première est que tous les biens environnementaux ne sont pas forcément liés au marché de l'immobilier. Ensuite, il faut que les personnes qui habitent aux alentours de ce bien possèdent de l'information sur le prix des maisons dans d'autres régions. Il faut également que le marché soit suffisamment liquide, c-à-d que l'on puisse facilement acheter et vendre (ou louer) une maison, sans qu'il n'y ait trop de démarches administratives ou de taxes prohibitives. De plus, lorsque les gens déménagent pour échapper à une nuisance environnementale, ils participent à la hausse des prix de l'immobilier dans les régions où ils vont s'établir. Enfin, des biais stratégiques peuvent survenir (l'exemple type est celui des personnes achetant une maison à un endroit où il se pourrait qu'on construise un aéroport ; si cela s'avérait être le cas, elles recevraient éventuellement un dédommagement substantiel pour quitter les lieux). En ce qui concerne la Transhennuyère, cette méthode pourrait servir de base à l'évaluation monétaire du risque d'affaissement encouru par les habitants situés au-dessus des nappes surexploitées : si l'information quant à ces risques est diffusée correctement, le prix des habitations va chuter.

La méthode des coûts du trajet est une des techniques d'évaluation environnementale les plus anciennes. Elle est principalement utilisée dans le cadre d'usages de type récréatif. Elle part du principe que pour profiter d'un bien environnemental à usage récréatif, les utilisateurs doivent supporter des coûts ; ceux-ci vont alors servir de borne inférieure à l'évaluation de leur WTP ou WTA. Pour évaluer la valeur d'un bien tel qu'un lac, on calcule ce que les individus dépensent pour s'y rendre. Ces dépenses comprennent les coûts en tant que tel (carburant, billet de train...), une évaluation éventuelle du temps perdu (valorisé par exemple à partir du salaire horaire des individus) et, le cas échéant, le prix d'entrée. Il faut alors estimer la fréquence de ces visites, afin d'arriver à un coût annuel.

A nouveau, une série de limites concernent cette méthode. Premièrement, il est difficile de tenir compte du fait que les individus peuvent profiter d'un déplacement effectué dans un autre but pour aller au site en question (ils peuvent par exemple rendre visite à de la famille habitant dans la région). Ensuite, valoriser le temps perdu est une chose délicate. Ce temps n'aura bien sûr pas la même valeur pour un chômeur que pour un indépendant. De même, deux employés ayant le même salaire ne vont pas valoriser leur temps de vacances de la même façon s'ils n'ont pas le même nombre de jours de congé. Tout cela pose bien entendu de nombreuses questions éthiques, dans lesquelles nous

n'entrerons pas dans le cadre de ce travail.

Une dernière limite concernant ces deux méthodes des prix hédonistes est qu'elles ne tiennent pas compte des valeurs de non-usage (ce concept sera précisé au point 3.2.3.3) ; la méthode des coûts du trajet ne s'appliquera d'ailleurs à peu près qu'à des usages récréatifs. Cette limite est très importante car il apparaît souvent que les valeurs de non-usage sont au moins aussi importantes que les valeurs d'usage.

Les fonctions de production

Il s'agit ici de décomposer un bien environnemental en différents services fournis à la société. L'environnement est donc évalué comme un *input* d'un produit ou service pour lequel il existe un marché. On comprend donc directement que les valeurs de non-usage ne seront pas prises en compte. Cette catégorie de méthodes comprend surtout la méthode « dose-réponse », qui est utilisée pour évaluer les impacts d'une pollution sur un *output* (par exemple, l'impact sur l'agriculture d'une pollution troposphérique par l'ozone ; Hanley *et al.*, 2001).

Dans le cas qui nous concerne, les services que peut fournir une zone humide sont nombreux. Ils permettent d'éviter des inondations, de purifier l'eau, permettent également le développement de poissons, etc. Pour tout ceci, il existe des marchés ; la disparition ou la diminution de ces services peut donc être facilement évaluée de façon monétaire. Cette méthode est souvent préférée aux autres par les économistes écologiques (Hanley *et al.*, 2001), principalement à cause du problème du manque d'informations lié aux autres méthodes (les citoyens mal informés ne peuvent pas évaluer correctement l'environnement). Comme dit Hecq (2004 : p.21), « le principal grief que l'on peut formuler à l'égard de cette méthode est une sous-évaluation de l'environnement puisque seulement quelques espèces commerciales sont prises en compte ». En effet, tout bien ou service pour lequel il n'existe pas de marché sera systématiquement omis. Nous reviendrons plus en détails sur les aspects pratiques de cette méthode lors de l'analyse des différentes fonctions d'une zone humide (point 6.1.2.1).

Approche par les coûts

Le principe de cette approche est très simple : il s'agit simplement d'estimer le coût de dépollution ou de protection de l'environnement, ou encore le coût de substitution du bien environnemental évalué.

Une remarque préalable s'impose avant d'entrer dans le fonctionnement de ces méthodes : si l'on fait une ACB, il est impossible de se baser sur l'approche par les coûts pour évaluer les bénéfices. En effet, on arriverait forcément à une égalité entre coûts et bénéfices.

Il existe trois types de coûts à évaluer, qui ne sont pas mutuellement exclusifs (ils peuvent se compléter). La première possibilité est d'évaluer les coûts de *protection* de l'environnement (également appelés coûts d'évitement). Il s'agira par exemple d'estimer le coût de rachat d'une zone de protection autour d'un captage d'eau souterraine. Une autre possibilité est de calculer les coûts de *restauration* (par exemple,

la dépollution d'une nappe souterraine, polluée par des pesticides). Si l'on utilise des coûts de restauration comme approximation, il faut bien sûr vérifier qu'une restauration est réellement envisageable économiquement et techniquement. Une dernière possibilité selon nous (mais qui, semble-t-il, n'est que peu abordée dans la littérature scientifique), consiste à évaluer le coût de *remplacement* ou *substitution* du bien en question (il s'agit par exemple de calculer le coût d'approvisionnement en eau à partir d'une autre nappe moins polluée, ou encore de reconstruire une zone humide lorsqu'une construction d'autoroute en a détruit une). Cette dernière possibilité (la substitution) nous paraît importante, car dans la pratique c'est souvent la solution mise en œuvre, pour des raisons de faible coût (tel est également l'objectif de la Transhennuyère : substituer l'eau d'exhaure diluée à l'eau de la nappe du Tournaisis).

Selon Brouwer (2004 a), l'approche par les coûts est plus pratique que l'approche par les bénéfices, même si d'un point de vue théorique elle n'est pas très fondée. Son principal avantage est que la plupart de ces coûts (protection, dépollution, substitution) peuvent être estimés de façon assez précise. Il existe en effet un marché pour ces différents services, et ils existent depuis suffisamment de temps pour avoir des données fiables sur les coûts.

Nous ne nous pencherons néanmoins pas plus longtemps sur ce type d'approche, car comme nous l'avons vu dans l'introduction, l'objectif de ce travail est de développer une méthodologie solide au niveau théorique pour l'évaluation de projets.

3.2.3.2 Les composantes de la valeur

La littérature scientifique identifie généralement trois grandes catégories de valeurs aux biens environnementaux, et de manière plus générale aux biens publics (il s'agit des biens auxquels plusieurs individus ont accès sans toutefois pouvoir se les approprier) :

- La valeur d'usage (pour utilisation immédiate) ;
- La valeur d'option (pour une éventuelle utilisation ultérieure) ;
- La valeur de non-usage ou d'existence.

Les deux dernières catégories sont parfois regroupées en une seule, comme dans le schéma ci-dessous (voir Figure 4).

Cette catégorisation est faite pour deux raisons : premièrement, pour s'assurer que l'on prend bien en compte les valeurs adéquates ; deuxièmement, parce que selon le type de valeur à estimer, le choix de la méthode sera différent (nous reviendrons sur ce point dans la section suivante). Nous allons à présent détailler ces différentes catégories de valeurs, en se basant sur le schéma (Figure 4) proposé par Patrick Point (1998 : 17) qui nous semble des plus complets et compréhensibles. Au fur et à mesure que l'on se déplace vers la droite du schéma, les valeurs des biens et des services délivrés par le patrimoine naturel deviennent de moins en moins visibles, tangibles et de plus en plus difficiles à évaluer.

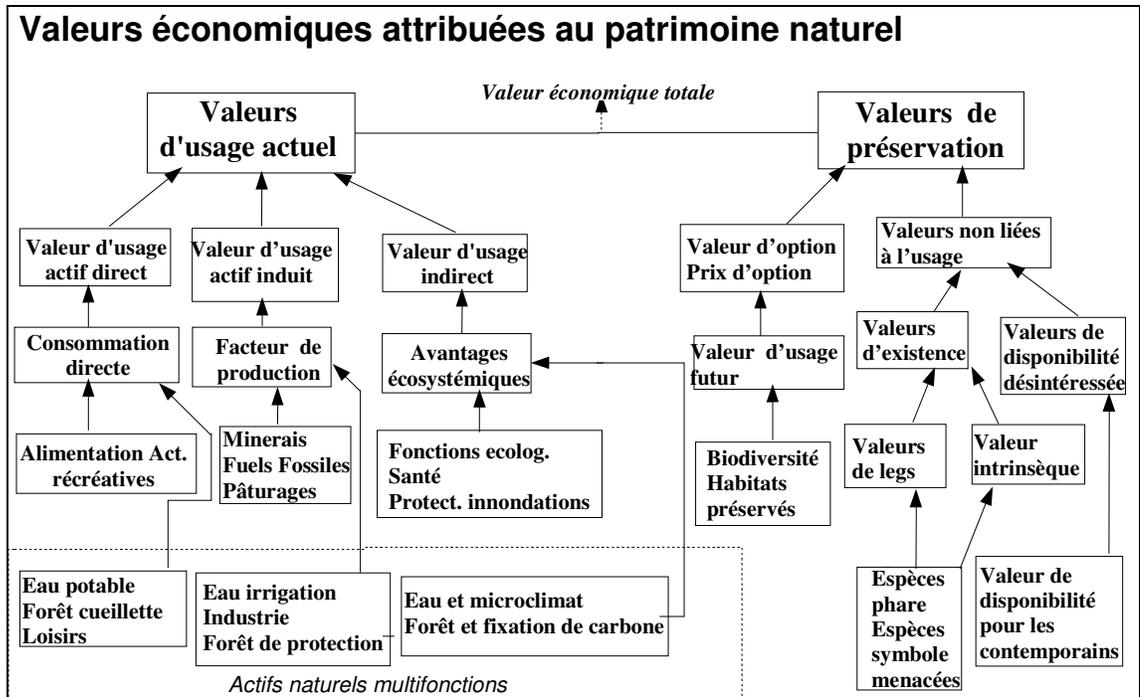


Figure 4 Les composantes de la valeur économique totale (Point, 1993)

Nous reprendrons ici l'explication de Jaso (2003) quant aux différentes composantes de la valeur économique totale: « On distingue deux grandes catégories de valeurs, celles associées à des *usages actuels*, et celles visant à la *préservation des ressources*, que ce soit pour avoir la possibilité d'utiliser la ressource dans le futur (**valeur d'option**), ou pour des raisons non liées à l'usage. Une ressource particulière peut être 'utilisée' à des fins de consommation directe (**valeur d'usage actif direct**) (telles que l'eau que l'on boit)⁹ ou comme facteur de production (**valeur d'usage actif induit**) (par exemple, l'eau employée dans des préparations alimentaires, dans le nettoyage, pour le refroidissement de générateurs industriels, etc.). Dans ces deux cas, leur valeur économique est facilement identifiable. Le patrimoine naturel remplit également des fonctions écologiques (**valeur d'usage indirect**) comme la protection contre les inondations ou contre les orages. Il s'agit là d'un exemple typique de valeur non-marchande très difficilement quantifiable en termes monétaires.

Quant aux valeurs de non-usage, il n'est pas toujours aisé d'établir des barrières claires entre les différentes notions; d'où les débats portant sur l'inclusion (ou la non-inclusion) d'une valeur dans l'autre. A ce stade, nous supposons que la *valeur d'existence* –issue de l'existence continue– comprend la **valeur intrinsèque** à la ressource, ainsi que la disponibilité pour les générations futures (**valeur de legs**). Finalement, un individu peut souhaiter préserver la ressource pour que ses contemporains puissent y avoir accès

⁹ Notons que l'analyse économique considère uniquement l'eau potable commercialisée, soit l'eau de robinet ou embouteillée, mais pas l'eau que l'on boit à la source, ou dans n'importe quel milieu naturel.

(valeurs de disponibilité désintéressée)¹⁰. »

Une autre possibilité de classification des types de valeurs est celle proposée par S. Kellert (1980), qui définit les sept catégories de valeurs suivantes :

- Récréative – naturaliste ;
- Ecologique ;
- Existentielle pure (non-usage) ;
- Scientifique ;
- Esthétique ;
- Utilitaire ;
- Culturelle – symbolique – historique.

Ces deux types de classifications nous semblent intéressants. En effet, si la première classification a le mérite d'être systématique et de proposer des concepts théoriques intéressants, la seconde propose une classification plus simple à mettre en œuvre car ces catégories nous semblent plus intuitives.

3.2.3.3 Les méthodes en fonction des composantes de la valeur totale

Comme nous l'avons déjà vu plus haut, parmi les méthodes d'évaluation monétaire de biens environnementaux que nous avons décrites, seule l'évaluation contingente permet de tenir compte des valeurs de non-usage. Cette première remarque est très importante ; en effet, selon Laurans (2004), en France, deux tiers de la valeur économique totale des écosystèmes aquatiques sont composés de valeurs de non-usage. Il n'y a a priori pas de raisons pour que cette proportion soit différente en Région wallonne. Nous devons donc tenir compte de cette remarque lors de l'évaluation de la zone humide, éventuellement en combinant différentes approches (méthode contingente, fonction de production, etc.) Remarquons que dans une étude contingente, la façon dont l'enquête est menée détermine partiellement le type de valeur qui sera pris en compte (il n'est par exemple pas certain que les répondants pensent à la valeur paysagère d'un bien environnemental, si l'on ne le leur suggère pas).

Nous avons également vu que la méthode par les coûts du trajet ne s'applique qu'aux usages et valeurs de type récréatif.

Les autres méthodes que nous avons citées se rapportent aux valeurs d'usage, et partiellement aux valeurs d'option (la méthode des prix hédonistes, par exemple, tient compte de la valeur d'option de manière indirecte, car le prix de la maison va dépendre de la probabilité de l'état de son environnement futur).

¹⁰ Notons que cette disponibilité peut impliquer l'usage de la ressource par les contemporains ; elle est classée en tant que valeur non liée à l'usage, car l'altruiste se prive, pour les autres, de son usage.

3.3 Transferts d'avantages ou de valeurs

Étant donné la complexité de mise en œuvre des méthodes d'évaluation monétaire des biens environnementaux (voir plus haut) et leurs besoins importants en ressources (financière et temps), les économistes environnementaux ont commencé, dans les années 90, à se baser sur des études de cas pour évaluer une ressource. Le principe de ces « transferts d'avantages », terme introduit par Desvougues, Naughton & Parsons (1992), est donc d'étudier dans quelle mesure une valeur d'un bien public peut être transposée d'un site (que nous appellerons le site d'étude) à un autre (que nous appellerons le site du projet). Ils sont régulièrement utilisés dans les administrations de l'environnement avant de mettre en œuvre une politique environnementale.

Si, au début des années 90, les transferts d'avantages avaient mauvaise réputation, ils ont été admis petit à petit comme une méthode à part entière. A la fin des années 90, van de Walle et Gunewardena (1998) ont montré que sans les transferts d'avantages, beaucoup moins de projets auraient été réalisés. En effet, si les méthodes traditionnelles sont plus fiables, elles entraînent des coûts tellement importants par rapport aux bénéfices potentiels du projet que les décideurs vont être réticents à commander de telles études.

De nombreux tests de transferts d'avantages ont montré que ces derniers pouvaient être très fiables à l'intérieur d'un pays ou d'une zone géographique culturellement uniforme ; à l'inverse, il semble qu'ils soient beaucoup moins fiables dès que l'on compare des cultures différentes (Barton, 1999).

L'avantage de cette méthode est bien sûr qu'il est possible, *via* une étude de la littérature, d'évaluer la plupart des biens environnementaux. Bien entendu, elle requiert de prendre de nombreuses précautions, que nous allons analyser dans le bref descriptif de la méthodologie que nous allons à présent aborder. Notons qu'une excellente référence quant aux transferts d'avantages est Desvougues *et al.* (1998).

La littérature s'accorde en général sur les quatre étapes suivantes (ADB, 1996) :

1. *Sélection des études de référence.* Tout d'abord, il faut trouver des études portant sur des conditions similaires au site du projet. Il s'agit bien entendu de définir ce qu'on entend par « similaires ». Il faut impérativement que les études sources soient correctement documentées, et ce afin de pouvoir répondre aux questions suivantes : quelles sont les hypothèses sous-jacentes, quelle est la situation de base, quelle méthode d'évaluation a été utilisée, sur quelle population, y a-t-il une analyse de sensibilité, et surtout, quelle est la qualité de l'étude en question ?
2. *Ajuster les valeurs.* Un transfert de valeur ne pourra pas, dans la grande majorité des cas, se faire tel quel ; il nécessitera donc des ajustements. A ce sujet, la New South Wales Environment Protection Authority Envalue Database (2004) identifie trois possibilités, selon le degré de précision recherché:
 - Un transfert direct des avantages par personne ou par ménage est

envisageable si les différences de conditions entre le site d'étude et le site du projet sont tellement faibles qu'elles ne devraient pas influencer le résultat final de l'évaluation de manière significative. Il s'agit de la méthode la plus simple, mais un certain nombre de problèmes y sont liés. Tout d'abord, les populations peuvent être différentes en termes de structure démographique, de revenus, d'éducation, de religion ou d'autres caractéristiques socio-économiques. De plus, le nombre et le type de substituts au bien évalué peuvent être différents. Il s'agit de la méthode la moins rigoureuse, mais qui peut suffire à une première évaluation.

- Un transfert ajusté des valeurs peut s'avérer nécessaire pour deux raisons. Premièrement, des biais peuvent être identifiés dans l'étude source ; il faudra alors ajuster les résultats pour tenter de minimiser ces biais. Deuxièmement, des ajustements peuvent être nécessaires pour corriger des situations différentes entre le site d'étude et le site du projet ; ces différences peuvent concerner les caractéristiques socio-économiques, les projets concernés ou encore le nombre et le type de substituts au bien évalué (OCDE, 1992). Ce processus requiert des informations adéquates tant sur les valeurs à transférer que sur les principaux paramètres influençant ces valeurs et les relations existant entre ces paramètres et les valeurs estimées. Cette méthode permet d'atteindre un degré supérieur de précision et est adéquate lorsque la différence de valeur des différents paramètres entre le site d'étude et le site du projet est assez faible.
 - Un transfert des fonctions de demande est la méthode la plus exacte. Plutôt que de transférer quelques points de la fonction de demande (comme on l'a fait dans les deux premières méthodes), il vaut mieux transférer l'entièreté de la courbe. Ce transfert se fait en deux étapes : on transfère d'abord la fonction avec les coefficients de l'étude source ; on estime ensuite les nouveaux coefficients. Si cette méthode est la plus précise des trois, elle est aussi la plus complexe ; elle nécessite beaucoup d'informations et de traitement de ces informations.
3. *Calculer les valeurs unitaires par unité de temps.* Les valeurs transférées sont multipliées par le nombre d'individus affectés par unité de temps (souvent par jour ou par an). Il faut donc définir précisément la population concernée. Brouwer (2004 a) estime qu'un problème important qui va se poser est le comptage des utilisateurs. Si l'on prend l'exemple d'une zone humide, on peut s'interroger sur les *stakeholders* qui en « profitent ». Si l'on parle uniquement de valeur d'usage (et on a vu que celle-ci est relativement faible par rapport à la valeur totale), on peut éventuellement arriver à compter ces utilisateurs ; en termes de non-usagers, par contre, ce comptage est très difficile. En effet, il est difficile d'identifier qui attribue une valeur d'existence à une zone humide. Etant donné qu'il faudra agréger cette valeur sur l'ensemble des individus, le calcul

peut être extrêmement faussé si l'on part d'une erreur du nombre de *stakeholders*. Enfin, nous l'avons vu plus haut, il y a une corrélation négative entre la distance qui sépare les individus du site en question et la valeur qu'ils attribuent à ce site.

4. *Calculer la valeur actuelle totale.* Il faut ici faire appel à un taux d'actualisation ; nous ne reviendrons plus sur cette question qui a déjà été débattue plus haut.

Nous l'avons vu, de nombreuses évaluations environnementales (entre autres au moyen de l'analyse contingente) ont été réalisées depuis 40 ans. La méthodologie de mise en œuvre ainsi que la présentation de ces études commencent à être standardisées, ce qui permet de développer des bases de données importantes à partir desquelles les transferts d'avantages pourront être réalisés. C'est le cas par exemple de la base de données canadienne EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory, <http://www.evri.ca/>).

Les transferts d'avantages seront d'une importance capitale pour notre travail. Ils nous serviront en effet à évaluer la valeur attribuée à la zone humide potentiellement mise en péril par la Transhennuyère. La raison de ce choix est pragmatique : nous n'avons ni l'expérience requise ni le temps nécessaire à la mise en œuvre satisfaisante d'une méthode alternative, telle qu'une évaluation contingente. Par souci de simplicité, nous ferons des transferts directs de valeurs.

3.4 Avantages de l'ACB

C'est très certainement sa simplicité de compréhension (tant par le grand public que par les autorités publiques) qui fait de cette méthode son point fort : il ne faut pas être un spécialiste pour comprendre, dans les grandes lignes, la signification du résultat d'une ACB. C'est la principale raison pour laquelle nous ferons ce type d'analyse pour la Transhennuyère. Hanley *et al.* (2001 : 72) identifient cinq autres avantages de l'ACB :

- elle est applicable dans de nombreuses circonstances ;
- des types d'impacts environnementaux très différents peuvent être incorporés et comparés dans une unité de mesure commune ;
- elle peut être utilisée dans des évaluations de projet ou de politique ;
- elle a l'avantage des référendums, puisqu'elle tient compte tant de la direction des préférences (approuve ou désapprouve) que de leur intensité ;
- elle permet de tenir compte de la valeur économique de la protection de l'environnement, ainsi que des coûts d'opportunité¹¹ de cette protection.

Si ce chapitre n'est pas le plus long, ce n'est certainement pas par manque d'avantages

¹¹ Le coût d'opportunité représente la valeur de la meilleure allocation alternative de la ressource en question.

de la méthode ; l'intérêt de ce travail est néanmoins principalement d'analyser les limites de l'ACB, afin de pouvoir y proposer des améliorations.

3.5 Limites et problèmes de l'ACB

Les éléments développés ici découlent de nos propres réflexions, et s'inspirent par ailleurs de la littérature. Les limites et problèmes mis en évidence concernent l'ACB, mais certaines sont plus généralement relatives aux méthodes d'évaluation de biens environnementaux.

La première limite que relèvent Hanley *et al.* (2001) est en réalité inhérente aux méthodes d'évaluation monétaire des biens environnementaux vues ci-dessus. Il s'agit d'un questionnement épistémologique et éthique : peut-on donner une valeur monétaire à un écosystème, à une rivière, à un animal ? En faisant cela, on place l'environnement sur un pied d'égalité avec les biens de consommation : leur seule fonction est d'apporter de la satisfaction à l'être humain. On peut néanmoins nuancer ce propos puisque, comme nous l'avons vu ci-dessus, certaines méthodes laissent la place à une valeur d'existence des biens environnementaux. Selon Spash & Hanley (1995), une partie de la population voit les choses différemment. Ces gens vont refuser de faire un compromis s'ils pensent que c'est un devoir moral de préserver un bien environnemental. Aucun accroissement de leur richesse ne viendra compenser la perte ou l'amointrissement de ce bien. Ceci remet alors en question les fondements mêmes de toutes les méthodes d'évaluation monétaire des biens environnementaux, et donc de l'ACB. Cette vision est néanmoins probablement trop extrême. En effet, même si des individus ne sont pas prêts à accepter une somme d'argent contre la perte d'un bien environnemental, ils sont probablement enclins à accepter en revanche une amélioration d'autres biens environnementaux. En fait, il faut faire la distinction entre l'absence de compromis possible entre perte environnementale et compensation monétaire d'une part, et le refus de communiquer les préférences quant à ces compromis d'autre part. Dans le second cas, on pourra estimer ce compromis via les méthodes de préférences révélées (Turner *et al.*, 1993).

Un autre problème d'ordre éthique est que les personnes les plus riches sont pondérées de manière supérieure aux plus pauvres dans ce type d'analyse. En effet, leur WTP ou leur WTA est de loin supérieur. Elles ont donc plus de poids dans la décision finale. Ceci est vrai pour toutes les méthodes basées sur les WTP ou WTA. Les méthodes évaluant les biens environnementaux par l'approche par les coûts permettent d'éviter ce déséquilibre. Il en est de même pour la méthode des jurys de citoyens.

Une autre limite est liée à la complexité des écosystèmes. En effet, les écosystèmes sont des **systèmes ouverts**, c-à-d qu'ils permettent des flux entrants et sortants ; la plupart des écosystèmes sont donc interreliés. De plus, il y a tellement d'éléments interconnectés au sein d'un même écosystème que lorsqu'on veut en isoler un pour l'évaluer, on biaise forcément le résultat. Il se pourrait par exemple qu'une importante

modification d'une des composantes soit telle que l'entièreté de l'écosystème se verrait menacé. Il faudrait dans ce cas placer une valeur monétaire sur l'écosystème tout entier, et non pas sur le seul compartiment altéré. Mais la situation réelle est encore plus complexe, puisque, comme nous l'avons vu, les différents écosystèmes sont également reliés entre eux. Un concept intéressant à introduire dans ce cadre est celui de **résilience** (Limburg *et al.*, 2002): il s'agit de la faculté qu'a un système de maintenir ou rétablir sa structure de comportement après une pression externe. Il y a deux composantes à la résilience : la durée de temps requise pour se rétablir, et l'amplitude de la pression jusqu'à laquelle il peut se rétablir. Selon Limburg *et al.* (2002), la plupart des systèmes complexes sont métastables, c-à-d qu'ils sont localement instables, mais peuvent rapidement changer d'équilibre. Cela signifie donc qu'une pression ne va pas forcément faire disparaître un écosystème, mais peut par contre l'amener à un nouvel équilibre (avec, par exemple, une biodiversité moindre). **L'irréversibilité** est le fait de ne pouvoir revenir au point d'équilibre initial. Si l'on imagine la disparition d'une espèce animale, elle est irréversible. L'action humaine, sous incertitude, peut engendrer une perte de valeur irrécupérable. C'est pour cette raison que l'on a incorporé le principe de précaution dans de nombreux textes légaux. Il faut donc s'assurer que l'irréversibilité soit évaluée de façon correcte par les différentes méthodes utilisées. Notons enfin que la complexité est particulièrement présente dans les **écosystèmes aquatiques**. En effet, « en se répandant, l'eau atteint différents milieux, dans lesquels elle s'intègre et prend différentes formes en interaction avec de nombreux facteurs généraux (structures commune à un type déterminé d'écosystème) et des facteurs spécifiques à chaque situation (température, organismes présents, apports artificiels...). L'eau *interagit* avec son milieu ; non seulement elle affecte son milieu (externalités positives ou négatives), mais elle est aussi affectée par ce dernier. Une certaine combinaison de facteurs peut modifier l'eau de telle sorte à produire des effets inattendus. » (Jaso, 2003 : 20)

Une autre limite liée à la complexité des écosystèmes est que l'ACB ne tient pas compte de la relation entre pressions et impacts : elle ne s'occupe que de ces derniers. Or, dans un écosystème, les relations sont très rarement linéaires. C'est en revanche sur les pressions que les actions sont les plus utiles (une correction en amont est souvent préférable à une correction en aval).

A la complexité des écosystèmes est lié le problème de la compréhension et de la perception de la problématique. Nous l'avons déjà soulevé, les écosystèmes sont des éléments compliqués ; il est donc difficile, voire impossible pour le public d'évaluer correctement des impacts. Ainsi, Turner *et al.* (2000 : 10) expliquent la tendance à surexploiter les zones humides en partie par la complexité et l'invisibilité des relations spatiales entre les eaux souterraines, de surface et la végétation des zones humides, et qui amènent les pouvoirs publics et les citoyens à sous-estimer la valeur de la zone humide. Ce point nous paraît crucial dans le cas de la Transhennuyère.

Outre les aspects éthiques, la communauté scientifique semble d'accord de dire que les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement sont encore très imprécises, à tel point que certains auteurs estiment qu'il est imprudent de les inclure dans une ACB

(Perman *et al.*, 2003). Mais selon Brouwer (2004 b), le degré de précision recherché dépend avant tout de l'objectif de l'étude. Ainsi, aux Pays-Bas, la marge d'erreur pourra être de 50% s'il s'agit d'une première étude descriptive (on travaille ici sur base d'intervalles de confiance : il y a 95% de chances que la vraie valeur soit comprise dans un intervalle compris entre la valeur estimée -50% et la valeur estimée +50%) ; par contre, s'il s'agit de mettre en œuvre un projet, une précision de 95% sera requise. Notons que l'imprécision est liée au problème plus général d'incertitude inhérent à toute évaluation de projets environnementaux. Comme nous l'avons vu, cette incertitude peut être gérée au moyen d'une analyse de sensibilité. De manière plus simple, différents scénarios peuvent être construits.

Dans le même registre, l'ACB présuppose la linéarité de la relation entre la quantité d'un bien environnemental et sa valeur en termes monétaires. Il est cependant probable que cette relation ne soit pas linéaire. Si, dans une région donnée, il y a cinq zones humides, on peut imaginer que la disparition de la première sera jugée moins grave que la disparition de la dernière lorsque les quatre autres ont déjà disparu. Sa valeur économique sera donc plus grande. On peut donc uniquement raisonner en termes marginaux, c-à-d pour de légères modifications de la situation initiale (Limburg *et al.*, 2002)

Hanley *et al.* (2001) soulèvent également le problème du taux d'actualisation. Comme nous l'avons vu ci-dessus, il faut choisir un « bon » taux d'actualisation. Mais le principe même de l'actualisation pose encore une fois des problèmes d'ordre éthique. En effet, les flux très lointains dans le temps auront une valeur actualisée très faible ; le principe du développement durable ne suppose-t-il pas au contraire que les aspects intergénérationnels soient pris en compte de manière plus importante ?

Ces auteurs soulèvent d'autres limites qui ne nous semblent pas pertinentes pour la suite de notre étude, et nous ne les aborderons donc pas ici.

Néanmoins, une importante limite qui a déjà été introduite au début de ce chapitre (point .2.1) est la non distinction entre les différents acteurs ou groupes sociaux. L'ACB agrège en effet les coûts et bénéfices supportés par chacun en faisant abstraction des individus ou groupes d'individus. Il nous paraît important, surtout dans le cas qui nous préoccupe, de trouver une solution afin de pouvoir mieux comprendre quels sont les acteurs qui gagnent et perdent une partie de leur « bien-être » dans la mise en œuvre du projet étudié, et dans quel ordre de grandeur. Nous essayerons de trouver une solution à ce problème dans le chapitre suivant.

3.6 Conclusion

Nous l'avons vu, les inconvénients liés à la méthode d'analyse coûts-bénéfices sont nombreux. Néanmoins, les avantages qu'elle présente nous semblent très importants dans le cadre de la Transhennuyère, et particulièrement les avantages de consensus et de simplicité de compréhension des résultats par le public. Nous opterons donc pour cette

méthodologie pour analyser la problématique de la Transhennuyère. Avant de présenter l'étude de cas proprement dite, il nous semble cependant primordial d'étudier les possibilités de pallier à l'inconvénient de l'ACB qui nous concerne le plus, à savoir la globalisation des intérêts (ou du bien-être). C'est ce que nous allons faire dans le chapitre qui suit.

4 PROPOSITIONS POUR PALLIER L'INCONVENIENT DE LA GLOBALISATION DES INTERETS : PRISE EN COMPTE DE LA DIMENSION « EQUITE »

Ce chapitre constitue l'apport théorique principal de ce travail, puisque jusqu'à présent nous nous sommes principalement contentés de résumer et critiquer les méthodes existantes.

Nous l'avons vu ci-dessus, l'ACB ne permet pas de faire la distinction entre les différents groupes sociaux. Pour simplifier, on peut imaginer que si beaucoup d'acteurs voient leur bien-être légèrement diminué suite à un projet, mais qu'un autre acteur augmente plus son bien-être que la somme des pertes individuelles, le résultat de l'ACB sera positif, signifiant que le projet peut être réalisé. On se rend cependant bien compte que ce projet est inéquitable.

Cette globalisation des groupes sociaux empêche, selon nous, une prise en compte correcte de la composante sociale du développement durable. En effet, certains groupes déjà défavorisés pourraient encore être perdants, puisque la seule condition de viabilité du projet est que la somme des bénéfices soit supérieure à la somme des coûts.

Nous allons à présent tenter d'apporter une solution partielle à ceci. Nous ne prétendons pas révolutionner la théorie de l'ACB, mais plus humblement lui apporter des compléments d'analyse permettant d'affiner ses résultats d'un point de vue social.

Il nous semble nécessaire de souligner les conflits existant entre les intérêts des différents groupes sociaux, ainsi que les jugements divergents portant sur le milieu naturel et son affectation à un usage spécifique par les sociétés humaines. Notons que la méthode des jurys, que nous avons décrite en annexe 3, permet de résoudre ce problème d'agrégation de préférences individuelles au moyen de la représentativité. Comme le disent Wilson et Howarth (2002 : 436) : « L'absence d'échanges entre les autorités, les habitants, le milieu de l'entreprise, les experts et les scientifiques est souvent à la source des problèmes écologiques et sociétaux. Les conflits présents entre les différents acteurs aboutissent trop souvent à une distanciation des parties qui refusent de dialoguer. Le simple fait de s'asseoir à la même table pour discuter ensemble autour d'une problématique précise ou d'un projet déterminé est déjà un pas important vers la sortie du *status quo*. Le processus de délibération a le potentiel (et c'en est même l'objectif) de faire évoluer les jugements en espérant qu'ils puissent *converger* sur certains aspects . » Comme conclut Sen (1995 : 16), « Les valeurs s'établissent ou sont validées à travers la discussion, une activité qui est à la fois sociale, intellectuelle et créative » . Nous avons également vu ci-dessus que la méthode des jurys permet de donner un poids identique aux différents groupes sociaux, à condition qu'ils soient correctement représentés.

4.1 Le concept d'équité

Le concept d'équité est très important lorsque l'on considère une problématique sous l'angle du développement durable. Certains auteurs, tels que Wolf (1999), soutiennent que le principe d'équité est primordial dans les problèmes d'allocation de l'eau. Nous avons déjà fait quelques remarques d'ordre éthique dans la description et la critique des méthodes d'évaluation que nous avons évoquées.

L'équité fait appel aux notions de justice, d'impartialité. Ces notions peuvent quelque peu différer selon la problématique analysée, et selon le « bien » à partager.

Le problème est que ce concept d'équité est souvent défini de manière très vague, et est donc sujet à interprétation. C'est pourquoi des auteurs, comme van der Zaag *et al.* (2002) se sont attelés à la définition de critères d'équité mesurables. Les critères proposés sont basés sur la population, la surface, etc. Il s'agit donc de se mettre d'accord entre les parties concernées sur le critère choisi, ce qui bien entendu n'est pas évident. Une des conclusions de cette étude est que les critères d'équité sont plus difficiles à choisir et à mettre en place dans le cadre d'eaux souterraines que pour des eaux de surface, puisque la nappe est invisible. C'est donc socialement plus difficile à accepter.

4.2 Etude de cas

L'équité s'applique, dans notre cas d'étude, à différents niveaux. Tout d'abord, il y a trois pays et Régions qui puisent de l'eau dans la nappe surexploitée ; il faut donc faire cesser cette surexploitation de manière équitable. Mais sur quelle base peut-on déterminer qu'un accord (tel que l'accord de coopération de 1997, voir plus haut) est équitable ou non ? Faut-il se baser sur une consommation historique (et donc favoriser ceux qui ont participé le plus à la surexploitation) ? Faut-il tenir compte de la proportion de la surface couverte par chaque Région au-dessus de la nappe, ou encore du volume d'eau disponible, ou historiquement disponible dans chaque partie nationale ou régionale de la nappe ? Faut-il se baser sur la population respective de ces différentes zones ? Faut-il enfin tenir compte de la richesse relative des différentes populations ou des Régions ?

Dans le cadre de la Transhennuyère, et plus généralement de l'accord de coopération conclu entre les Régions flamande et wallonne (voir Annexe 2), ces différents critères pourraient être testés. Cette opération ne serait cependant pas aisée : il faudrait par exemple estimer la population habitant au-dessus des différents compartiments de la nappe, et ce pour les deux Régions et pour la France. De plus, cet accord ne concerne que deux des trois acteurs en jeu, puisque la France n'en fait pas partie. Nous poserons donc l'hypothèse, certes discutable mais nécessaire au vu des ressources disponibles pour notre travail, que cet accord est équitable. Nous ne voyons pas a priori de raison

qui nous ferait croire le contraire, dans le sens où chaque partie doit faire des efforts pour diminuer la surexploitation. Notons par ailleurs que la vérification et la discussion de cette hypothèse pourraient, à elles seules, faire l'objet d'un travail de fin d'études.

Le second niveau concerne les groupes sociaux d'une Région (dans notre cas, la Région wallonne). La Transhennuyère va bien entendu profiter à certains groupes sociaux ou acteurs et être dommageable à d'autres (voir la description des enjeux des différents groupes sociaux faite dans la section 1.4). Les groupes sociaux que l'on peut identifier sont :

- les consommateurs d'eau : les quantités d'eau qu'ils reçoivent ne seront pas influencées par le projet (pas de limitations) ; le prix par contre pourrait être revu tant à la hausse qu'à la baisse, suite aux coûts de production. Ces consommateurs sont aussi les habitants de la région de Tournai, qui sont contents d'apprendre que les effondrements karstiques devraient diminuer suite à la Transhennuyère.
- les entreprises : idem
- les visiteurs et autres amateurs de la zone humide potentiellement mise en péril, ainsi que les amoureux de la nature sont bien entendu les grands perdants.

Comme nous l'avons vu, et pour faire simple, s'il y a des gagnants et des perdants, le projet peut être qualifié d'inéquitable. Mais nous avons également vu qu'il est très rare qu'un projet réponde au critère de Pareto (pour rappel, selon ce critère, il faut que personne ne voit son bien-être diminué suite à ce projet) et soit donc équitable. Il faudrait donc définir une mesure de l'équitabilité.

4.3 Propositions

La proposition que nous faisons pour répondre au mieux au problème de la globalisation des intérêts est de suivre la méthode suivante.

1. **Faire l'ACB.** Si le résultat global est positif, poursuivre avec les points ci-dessous. Dans le cas contraire la question ne se pose pas.
2. **Identifier les intérêts en jeu.**
3. **Distinguer les différents groupes sociaux**, sur base de leurs intérêts par rapport à la problématique en question. Pour cela, des enquêtes et interviews auprès des *stakeholders* s'avèrent nécessaires. Ce que nous appelons groupe social peut également être une entreprise, une association, ou une personne seule.
4. Faire une **analyse coûts-bénéfices pour chacun de ces groupes**. Cette étape peut bien sûr être très lourde s'il y a beaucoup de groupes sociaux en jeu. De plus, il y a probablement beaucoup de coûts sociaux en jeu, qui sont difficiles à évaluer. Nous pensons cependant que cette démarche est indispensable pour pouvoir mesurer l'équité du projet.

5. Une **mesure de l'équité** doit être mise en place. Nous proposons le calcul d'un « taux d'équité » (te). Le principe est que si les ACB de chaque groupe i sont relativement semblables, le taux d'équité sera élevé ; en revanche s'il y a des groupes ayant une ACB très négative et des groupes ayant une ACB très positive, le taux d'équité sera très faible.

Nous commençons par définir te_i , le taux d'équité d'un projet pour le groupe social i .

$$te_i = \frac{(ACB_{moy})^2}{(ACB_{moy} - ACB_i)^2}$$

où ACB_{moy} est la somme des résultats des ACB partielles présentés sous forme de VAN divisé par le nombre de groupes sociaux pris en compte, et ACB_i est le résultat de l'ACB faite pour le groupe social i , également présenté sous forme de VAN. Ce taux sera donc élevé si la plupart des ACB ont des résultats proches ; en revanche, au plus il y a de groupes ayant des ACB très négatives, au plus le taux d'équité sera proche de 0.

Le taux d'équité d'un projet (te) est alors défini comme étant :

$$te = \frac{(ACB_{moy})^2}{\sum_i (ACB_{moy} - ACB_i)^2}$$

Si nous avons décidé de mettre le carré de l' ACB_{moy} au numérateur, c'est parce qu'après plusieurs simulations (voir Annexe 4), l'on s'est rendu compte que sans cela les taux d'équité seraient très petits et donc difficiles à comparer (voir les colonnes test et te). De plus, ce numérateur permet de ne pas être influencé par les effets d'échelle, comme nous montrent les deux premières lignes de la simulation reprise en Annexe 4.

Pour ce qui est du *status quo* (situation dans laquelle aucun projet n'est réalisé), nous fixerons arbitrairement le taux d'équité à l'infini puisque dans ce cas tout le monde est sur le même pied d'égalité.

6. S'il y a un grand nombre de projets en concurrence, ou que de nombreuses variantes d'un projet sont proposées, il faut faire un **arbitrage** entre le résultat de l'ACB globale et l'équité. Il nous semble judicieux de laisser ce choix au décideur, mais de lui fournir un outil d'aide à la décision. Nous proposons pour cela de suivre l'approche proposée par plusieurs auteurs et appelée Data Envelopment Analysis, qui permet de prendre en compte différents critères sans pour autant fixer a priori de pondération entre ces différents critères. Cette méthode détermine une « enveloppe » optimale de points parmi lesquels le décideur peut choisir. Ces points représentent les projets pour lesquels une alternative impliquant une amélioration sur un critère ne peut se faire qu'au détriment d'un autre critère. Nous n'entrerons pas dans les détails de cette méthode, car ce n'est pas notre objectif ; le lecteur intéressé pourra se référer par

exemple à Thanassoulis (2001). De manière schématique (voir l'exemple de la Figure 5), avec les deux critères que nous avons définis (ACB et taux d'équité), si plusieurs projets étaient en jeu, le décideur pourrait en sélectionner un parmi les projets situés sur la ligne rouge, à savoir les projets 3, 7, 9, 10 et 11.

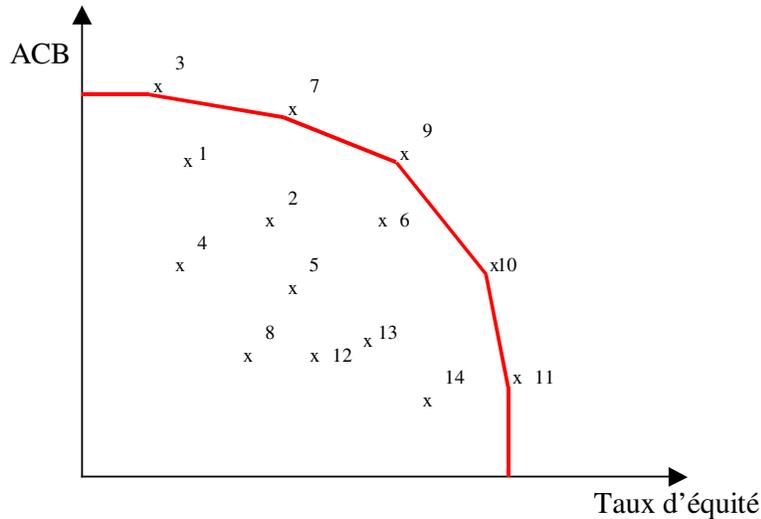


Figure 5 Choix du projet : approche Data Envelopment Analysis

Cette proposition est bien entendu très lourde et consommatrice en temps et en argent, vu le nombre d'ACB à effectuer. Néanmoins, cette approche nous semble intéressante pour les projets de grande envergure, afin de s'assurer qu'ils soient à la fois opportuns mais également aussi équitables que possibles.

4.4 Considérations sur la proposition

Nous allons à présent faire quelques considérations sur la démarche proposée ci-dessus. Pour cela, nous allons suivre les six étapes.

1. **ACB.** Cette étape a été longuement discutée plus haut. Il nous semble néanmoins important de nuancer notre propos qui consistait à affirmer que si l'ACB est négative, le projet ne sera pas mise en œuvre. En réalité, il y a souvent un problème d'asymétrie de l'information : quelques personnes connaissent l'éventuelle ACB et ses résultats. Ces personnes étant souvent impliquées dans le projet, elles peuvent user de leur influence pour que ce dernier soit réalisé et pour occulter l'ACB ou une partie de celle-ci.
2. **Identifier les intérêts en jeu.** Il peut y avoir beaucoup de subjectivité dans cette étape. En effet, de nombreuses questions se posent telles que : combien d'intérêts peut-on prendre en compte ? Ces intérêts ne se recoupent-ils pas ? Comment peut-on correctement décrire un intérêt ? Il est donc important de

préparer cette étape avec des personnes connaissant bien la problématique et les acteurs qui y sont impliqués. Il faut également que les personnes qui s'en chargent soient tout à fait indépendantes par rapport à la problématique.

3. **Distinguer les différents groupes sociaux.** Lors de cette identification et de la description qui l'accompagne, il faut vérifier si certains acteurs peuvent se retrouver dans plusieurs groupes simultanément ou non. C'est important pour l'ACB. En pratique, cette étape se fera simultanément avec l'étape précédente.
4. **Faire l'ACB pour chacun des groupes.** En théorie, la somme des ACB partielles doit être égale à l'ACB globale, mais en pratique il semble fort probable d'arriver à des résultats différents. Cette approche peut alors servir de validation de l'ACB globale, pour autant que les résultats soient dans des ordres de grandeur semblables. Notons que cette validation n'est pas parfaite puisqu'une série de données recueillies pour l'ACB globale seront probablement réutilisées dans les ACB partielles.
5. **Mesure de l'équité.** Cette mesure n'est pas infaillible, d'autres peuvent la remplacer ou la compléter. A partir de nos simulations (Annexe 4), il semble cependant que le résultat fourni soit à la hauteur de nos attentes, à savoir une mesure de la manière dont sont répartis les coûts et bénéfices entre les différents acteurs ou groupes sociaux.
6. **L'arbitrage entre ACB et équité.** Nous avons voulu fournir un outil qui, tout en tenant compte de la distribution sociale des coûts et bénéfices, permette en même temps de laisser une certaine liberté aux décideurs quant au choix final. On se rend bien compte que cela laisse une marge de mésentente entre les différents acteurs : ceux qui tirent le plus de profit du projet à l'étude vont vouloir se baser principalement sur le critère ACB, alors que les parties lésées vont estimer que le critère « équité » est prédominant. Nous ne pouvons malheureusement pas trouver une réponse à tous les problèmes d'arbitrage, qui, nous l'espérons, sont relativement bien pris en compte au sein d'une démocratie représentative.

5 EVALUATION ECONOMIQUE DE LA RARETE

Nous l'avons justifié plus haut, pour des raisons de faisabilité de cette étude, nous ne considérerons que deux alternatives pour la problématique de la surexploitation de la nappe du Tournaisis : il s'agit d'une part du projet de Transhennuyère, et d'autre part du *status quo*, c-à-d est de ne rien changer à la politique suivie pendant des décennies (d'autres alternatives, basées sur la gestion de la demande, ont été suggérées ci-dessus au point 1.3.3).

Etant donné que les bénéfices de la mise en œuvre de la Transhennuyère consistent en réalité en majorité en une disparition des coûts liés à la rareté de la ressource hydrique dans la nappe du Tournaisis, nous estimons devoir traiter de la problématique de la rareté de la ressource, et plus particulièrement de son évaluation économique. Il sera donc primordial d'évaluer correctement ce que nous appellerons le coûts de la rareté.

5.1 La rareté de la ressource

Comme nous l'avons vu, le niveau piézométrique de la nappe du Tournaisis baisse en moyenne de un à deux mètres par an. Cette baisse ne peut bien entendu pas être perpétuelle. Outre les problèmes et dangers qu'elle provoque, il arrivera forcément un moment où la nappe sera trop pauvre pour pouvoir être exploitée correctement. Nous devons donc introduire ici un nouveau concept qu'est le coût de la rareté de la ressource (ou, plus exactement, le coût de l'appauvrissement de la ressource, qui définit mieux l'interaction entre la ressource et son exploitation par l'homme).

Kliot *et al.* (2001) identifient quatre caractéristiques importantes de l'eau qui rendent sa gestion difficile, et qui vont parfaitement introduire notre chapitre sur les coûts de la rareté de la ressource :

- la rareté elle-même ;
- la mauvaise distribution ;
- le partage ;
- la surexploitation et la mauvaise utilisation.

La rareté de l'eau apparaît de plus en plus fréquemment dans le monde en développement, principalement à cause d'une croissance démographique importante et du phénomène d'urbanisation (Kliot *et al.*, 2001). Ces deux facteurs sont la cause d'une utilisation croissante de l'eau potable, et donc d'une part de la diminution de quantité d'eau disponible, et d'autre part de l'altération de sa qualité. Même si une définition communément admise de la rareté fait défaut, on peut considérer dans les grandes lignes que l'eau se fait rare à un endroit lorsque les utilisations de l'eau par l'homme ne

peuvent plus se faire à un coût « raisonnable », ou lorsque les besoins des écosystèmes ne sont plus assurés. Ces deux cas peuvent survenir suite à un manque d'eau ou à une eau de qualité insuffisante. On remarque que cette définition est encore floue, puisqu'on ne définit pas la taille d'une région qui pourrait être face à une rareté de l'eau ; de même, le coût « raisonnable » reste à définir. Par ailleurs, la rareté peut être permanente ou temporaire (lors d'une sécheresse). Elle peut encore être politiquement ou légalement construite (comme un texte de loi qui interdirait tout transfert d'eau d'une région vers une autre). Cependant, comme on l'a vu plus haut (Figure 3), la rareté des eaux souterraines n'est pas un phénomène très important en Région wallonne, même si elle existe ponctuellement (en effet, d'importants transferts d'eau ont lieu pour pallier à des manques ; de même, des mélanges d'eaux de différents aquifères et éventuellement d'eau de surface se font pour assurer une qualité suffisante).

Etant donné les importants problèmes de santé publique qu'elle pose dans le monde, la rareté de l'eau a été beaucoup étudiée, principalement dans les pays arides. Ce problème est souvent lié aux problèmes de nourriture (Yang et Zehnder, 2002). Mais cette rareté a également été étudiée dans des pays occidentaux (Davis, 2001). Ces études portent soit sur des ressources globales dans une région particulière, soit sur des ressources spécifiques comme les nappes souterraines (Shiklomanov, 1998; EEA, 2000). Ainsi, par exemple, selon IWMI (2000), en 2025, 78% de la population vivra dans une situation de manque d'eau. Le US Congress (1993) soutient que dans beaucoup d'endroits au monde, le niveau des aquifères diminue suite à leur surexploitation. Les impacts de la surexploitation sur les zones humides a aussi été peu étudié, surtout en nos régions. Ainsi, les actes des colloques « Les zones humides de Wallonie » (Division de la Nature et des Forêts, 2000) n'évoquent pas une seule fois cette relation. Ceci semble représentatif du manque d'intérêt marqué pour cette problématique. Dans cette situation, il semble peu surprenant que très peu d'analyses *économiques* de la rareté de l'eau aient été publiées. Une explication plausible est que l'eau étant un bien de première nécessité, beaucoup de projets d'adduction ou d'épuration doivent être réalisés, peu importe le coût.

La mauvaise distribution est due à la nature et au climat. Ainsi, Matricon (2000) estime que la Chine reçoit 7% des précipitations de la terre, mais compte 21% de sa population. Au sein de la Région wallonne, ces déséquilibres sont bien entendu beaucoup moins marqués ; il n'empêche que les précipitations ne sont pas parfaitement réparties, et il en est de même pour les nappes souterraines exploitables. Nous l'avons vu, la situation wallonne est relativement clémente sur ces deux points.

La problématique **du partage de la ressource** peut être vue à différentes échelles : des agriculteurs partageant un ruisseau ou un aquifère ; des pays partageant un bassin hydrographique (selon Matricon, 2000, 45,3% de la surface de la terre sont couverts par les bassins internationaux) ou un aquifère... La façon de résoudre les problèmes de partage va dépendre de cette échelle (Yetim, 2002).

Enfin, la **surexploitation** et la mauvaise utilisation de la ressource sont deux variables qui seront à la base de notre raisonnement tout au long de ce chapitre.

5.2 Le coût de la rareté de la ressource

Le coût de la rareté de la ressource doit représenter le coût de l'appauvrissement de celle-ci. On part du principe que tous les usages (en ce compris les usages des écosystèmes) doivent être assurés et qu'aucun ne doit limiter ou empêcher les autres. Or, un usage de l'eau peut altérer ou empêcher un ou plusieurs autres usages, ou modifier les possibilités d'usages futurs. Par exemple, une utilisation d'eau qui est ensuite évaporée rend cette eau inaccessible aux usagers en aval. De même, une utilisation entraînant une altération de l'eau peut rendre son utilisation en aval impossible.

Ce coût de la rareté doit donc refléter le fait qu'au-delà d'un certain taux naturel de renouvellement (au niveau quantitatif) ou de récupération (au niveau qualitatif), il y a disparition de certaines possibilités. Il s'agit donc d'un coût résultant de l'appauvrissement (tant qualitatif que quantitatif) de la ressource (celle-ci peut être un cours d'eau, une nappe, une zone humide).

Dans leur document de travail SEC(2000) 1238, les services de la Commission européenne soulignent que « ces coûts résultent des pertes de possibilités dont souffrent d'autres usages (actuels et futurs) à la suite de l'exploitation des ressources au-delà de la leur capacité d'autorestauration ».

L'appauvrissement de la ressource peut être aussi bien quantitatif (dans le cas d'une surexploitation d'une ressource) que qualitatif (dans le cas d'une pollution réduisant les possibilités de certains usagers de la ressource).

Notons que si la capacité d'un aquifère est suffisamment importante (ce qui est le cas de la nappe du Tournaisis), il ne faudra pas tenir compte de taux d'exploitations *momentanément* supérieurs au taux de renouvellement : il faudra comparer les taux d'exploitation et taux de recharge moyens sur une période dépendant de la vitesse de renouvellement de la ressource en question (une surexploitation pendant quelques jours suivie d'une sous-exploitation ne posera pas de problèmes pour la ressource). Cette vitesse de renouvellement va dépendre entre autres des précipitations, de la géologie, mais également de la profondeur de l'aquifère, de la présence et du type de végétation à la surface, etc. (Clothier, 2003). Ainsi, par exemple, Green (2003) soutient qu'une bonne pratique consiste à ne pas extraire plus d'eau d'un aquifère en un an que son taux annuel de renouvellement.

La question qu'il faudra donc se poser est la suivante : si la nappe venait à s'épuiser (ou, de manière plus pragmatique, s'il devenait économiquement ou technologiquement impossible de capter plus d'eau que les quantités qui y transitent de manière naturelle), quelles seraient les pertes encourues par les *stakeholders* ? On peut imaginer que dans ce cas, ce seraient les entreprises qui se verraient privées d'une partie de l'eau qui leur était jusqu'à présent consacrée. Il faut donc pour cela recourir à nouveau à la théorie du bien-être, brièvement expliquée plus haut. Mais pour évaluer ces pertes potentielles de façon monétaire, il ne faut plus recourir aux méthodes d'évaluation vues ci-dessus. En effet, la problématique est légèrement plus simple dans ce cas, puisque le marché de

l'eau potable existe bel et bien ; on peut donc estimer la courbe de demande en eau de distribution, par exemple de manière économétrique (en mesurant les quantités d'eau consommées en fonction du prix). Nous allons à présent représenter schématiquement cette problématique (voir Figure 6).

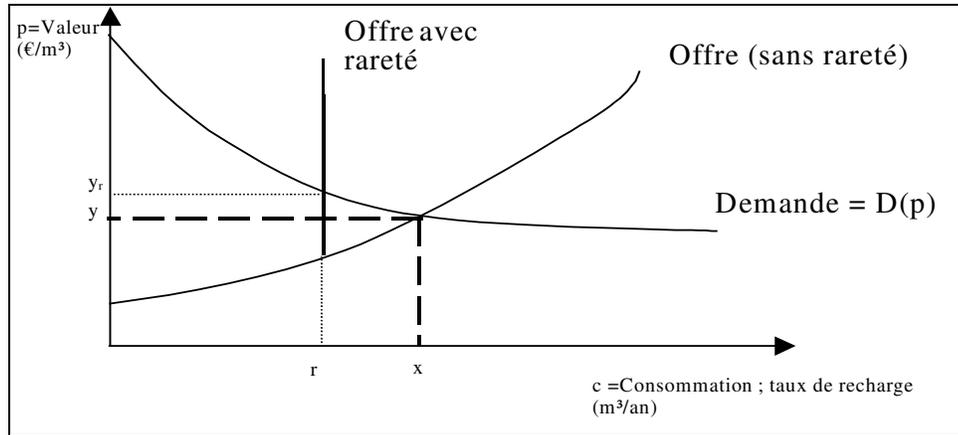


Figure 6 Effets de la rareté de la ressource

Au prix y demandé par le distributeur, les entreprises vont consommer x m³ d'eau par an. Si cette quantité venait à être limitée à r (le taux de renouvellement de la nappe), les entreprises seraient prêtes à payer y_r par m³. Il s'agit donc du prix que la société de distribution d'eau devra fixer si elle veut atteindre un équilibre durable par les seuls mécanismes du marché.

La perte de « bien-être » des entreprises peut être estimée au moyen du concept de surplus. Celui-ci mesure la différence entre ce que l'entreprise est prête à payer pour un m³ d'eau (sa WTP, représentée par la courbe de demande) et ce qu'elle doit réellement payer. Il s'agit donc graphiquement de la surface comprise entre la courbe de demande $D(p)$, l'axe des ordonnées et le prix payé. La perte de surplus, qui servira donc d'approximation au coût d'appauvrissement de la ressource, sera la surface comprise entre y_r , y , $D(p)$ et l'axe des ordonnées (voir la surface verte sur la Figure 7).

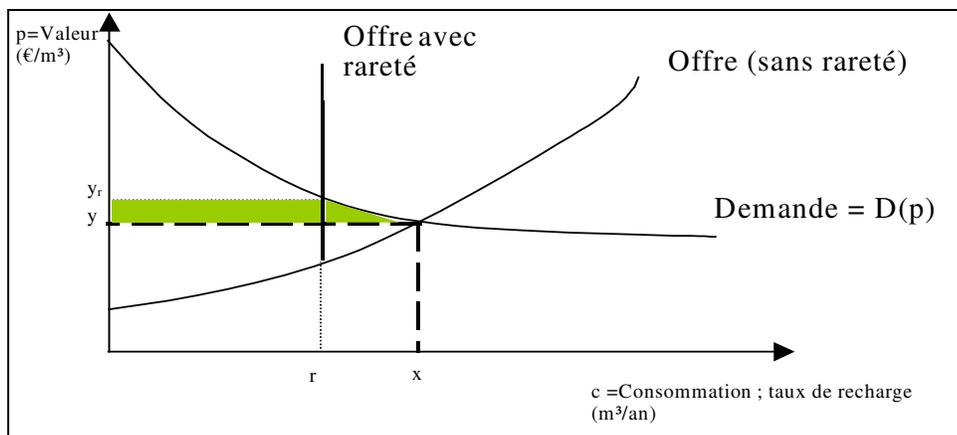


Figure 7 La perte de surplus suite à l'appauvrissement de la ressource

De manière mathématique, la perte de bien-être (coût de la rareté ou CR) pourra être calculée par la formule suivante :

$$CR = (y_r - y) \times r - (x - r) \times y + \int_r^x D(p) dc$$

La société de distribution d'eau subira une modification de ses revenus, puisqu'ils passeront de $(x \cdot y)$ à $(r \cdot y_r)$

Si, comme nous l'avons vu, la rareté d'une ressource renouvelable est difficile à évaluer de façon monétaire, nous devons cependant nous efforcer de faire cet exercice pour la Transhennuyère, puisque la rareté est un des problèmes de base ayant justifié la réalisation de ce projet. Une estimation, même sommaire, de la perte de surplus sera donc indispensable.

6 ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES DE LA TRANSHENNUYÈRE

Nous entrons à présent dans l'application des méthodes décrites aux chapitres précédents, afin d'évaluer le bien-fondé de la Transhennuyère. Nous commencerons par l'analyse des coûts du projet (d'abord les coûts financiers, et ensuite les coûts environnementaux) ; nous nous intéresserons ensuite aux bénéfiques, qui seront en fait les pertes en tous genres encourues si l'on ne prend aucune mesure, et qui peuvent être évitées au moyen de la Transhennuyère (coûts de la rareté, effondrements karstiques...). Nous comparerons alors les coûts et bénéfiques, ce qui nous amènera au résultat chiffré de l'ACB. Enfin, nous tenterons de tenir compte de l'équité dans cette analyse, suivant la méthodologie proposée dans la section 4.4.

Nous voudrions introduire ce chapitre en nous excusant auprès du lecteur du fait que pour cette étude de cas, une série de données qui auraient dû être collectées n'ont pu l'être faute de temps et de moyens, ou simplement parce que ces données n'existent pas.

L'objectif de ce mémoire étant principalement d'ordre méthodologique, lorsque des estimations satisfaisantes n'étaient pas disponibles, nous avons simplement remplacé les données manquantes par des estimations les plus plausibles possibles. Nous soulignerons à chaque fois que nous ferons une estimation personnelle sous forme d'hypothèse ; néanmoins, cela implique une incertitude importante au niveau des résultats chiffrés. Si, ultérieurement, d'autres recherches sont effectuées sur la Transhennuyère, certaines de ces estimations pourront peut-être être revues et précisées.

Notons qu'avec des moyens financiers plus importants, il serait possible d'étoffer largement cette étude. Par exemple, la base de données www.evri.ca, relativement bien fournie en résultats d'études telles que les analyses contingentes sur des ressources hydriques, est accessible uniquement au moyen d'un abonnement (fixé actuellement à 200 dollars canadiens par mois).

6.1 Coûts liés à la mise en œuvre de la Transhennuyère

Notons en guise d'introduction que, selon la législation européenne, les coûts de la Transhennuyère doivent en principe être récupérés sur le consommateur d'eau¹² ; ces

¹² La directive européenne 2000/60/CE, stipule en son article 9 que «Les États membres tiennent compte du principe de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour

coûts devraient donc être répercutés sur le prix de l'eau. En pratique néanmoins, nous avons vu qu'une partie de ce financement provient de fonds européens.

6.1.1 Les coûts financiers

Par coûts financiers, on entend les coûts des biens ou services échangés sur un marché, et donc pour lesquels un prix existe (infrastructure, coût de la main d'œuvre, etc...)

Malgré plusieurs demandes auprès de la SWDE (gestionnaire du projet Transhennuyère), nous n'avons reçu que des budgets. Néanmoins, à défaut de pouvoir valider ou invalider ces budgets, nous considérerons que les coûts réels sont égaux aux coûts budgétés. Nous laissons à l'appréciation du lecteur le bien-fondé de cette hypothèse (nous estimons pour notre part que, s'agissant uniquement de coûts financiers, l'estimation doit être du même ordre de grandeur que les coûts réellement supportés).

Selon le document de la SWDE (1998), les frais d'investissements comportent les montants suivants :

Frais d'investissement	Montant Invest. en milliers d'euros	Durée amortiss. (années)	Charges d'amortissement annuelles en milliers d'euros
Conduites d'adduction et captages	17.925	50	358
Batiments	12.422	35	355
Electromécanique lourde	5.001	35	143
Conduites en carrières	803	30	27
Electromécanique de traitement et de captage	6.954	20	348
Pompage en carrière	268	15	18
Electromécanique tournante et mesures	3.534	10	353
Outillage et matériel roulant	94	5	19
Total	47.001		1.621

Tableau 1 Détail des frais d'investissements

l'environnement et les ressources, [...] conformément, en particulier, au principe du pollueur-payeur. [...] les différents secteurs économiques, décomposés en distinguant au moins le secteur industriel, le secteur des ménages et le secteur agricole, contribuent de manière appropriée à la récupération des coûts des services de l'eau [...] »

Les frais fixes d'exploitation se répartissent comme suit :

Frais fixes d'exploitation	Milliers d'euros par an
Personnel	446
Divers	89
Loyer pour implant en carrière	12
Total	548

Tableau 2 Détail des frais fixes d'exploitation

Les frais variables d'exploitation (ceux qui dépendent du volume d'eau produit) se composent des rubriques suivantes¹³ :

Frais variables d'exploitation pour une production de 10,5 Mm³	Milliers d'euros par an
Personnel	260
Energie eau brute	284
Energie traitement	130
Energie refoulement	86
Réactifs traitement	833
Elimination des boues	5
Divers (redevances, frais administratifs etc.)	664
Total	2.262

Tableau 3 Détail des frais variables d'exploitation

Enfin, il faut compter 744.000 euros par an pour la mise en veilleuse de l'équipement existant. Si l'on somme toutes ces charges, on arrive à un montant budgété pour l'année 2001 de 5,175 millions d'euros. Cela revient donc à 0,49 euros/m³ si l'on se base sur une utilisation de 10,5 millions de m³ par an¹⁴. Le consommateur payant un prix supérieur à ces 0,49 euros/m³ (le prix varie d'une commune à l'autre), un profit est réalisé par la SWDE.

Tous ces chiffres sont bien entendu discutables, de même que les hypothèses sous-jacentes (on comprendra par exemple aisément que la durée d'amortissement est un paramètre particulièrement sensible ; or, la durée de vie de ces équipements peut être délicate à estimer). Nous nous contenterons cependant de ces résultats, préférant axer notre travail sur les aspects sur lesquels une réelle plus-value peut être apportée, comme l'évaluation économique de zones humides.

¹³ On se base sur un volume de 10,5 Mm³, à savoir le volume prédit pour l'année 2001.

¹⁴ Cette base de 10,5 millions de m³ par an est bien entendu discutable, puisque la capacité de la Transhennuyère est nettement supérieure.

6.1.2 Les coûts environnementaux

Nous l'avons vu plus haut dans la description des impacts, le principal impact environnemental potentiel de la mise en œuvre de la Transhennuyère est une baisse de la qualité du Parc Naturel des Plaines de l'Escaut. Il s'agit en effet d'une zone humide, menacée par la baisse éventuelle du niveau de la nappe de Péruwelz-Seneffe.

Nous allons dès lors suivre la démarche suivante. Nous analyserons les valeurs potentielles d'une zone humide en fonction des « services » qu'elle rend ; nous verrons ensuite quelles fonctions remplit effectivement la zone humide en question, et en déduirons alors sa valeur. Nous verrons alors lesquelles de ces fonctions sont menacées par la Transhennuyère et dans quelle mesure ; nous pourrions enfin en déduire la perte potentielle en termes monétaires. Notons que certaines de ces fonctions couvrent des valeurs de non usage.

Pour avoir des résultats robustes, une étude contingente devrait être menée afin de valider ou compléter nos résultats. Nous n'entreprendrons pas ce type d'étude car nous estimons ne pas avoir les compétences nécessaires (psychologiques et sociologiques) pour la mener.

6.1.2.1 La valeur de la zone humide

Introduction

Avant d'énumérer les différentes fonctions que peuvent remplir les différentes sortes de zones humides, il convient de définir ce que l'on entend par cette notion. Nous nous baserons sur la définition proposée par l'OCDE (1991 : 4). Celle-ci définit les zones humides comme étant « des terres de transition entre les systèmes terrestres et les systèmes aquatiques, avec une nappe phréatique généralement affleurante ou proche de la surface, ou des terres recouvertes d'une eau peu profonde. Le facteur dominant est un excès d'eau. » Ayant un objectif d'évaluation économique principalement par rapport à des usages anthropiques, nous nous focaliserons plus sur les fonctions remplies que sur le type de zone humide en question.

Nous nous baserons sur deux études pour estimer la valeur totale de la zone humide : la première étude a été réalisée par l'OCDE en 1991 et fait la synthèse de quatre études de cas; la seconde fut réalisée par le WWF et l'Institut des Etudes Environnementales à l'Université Libre d'Amsterdam, et publiée en janvier 2004 (par simplicité, nous l'appellerons l'étude du WWF). L'avantage de ces études est qu'elles se basent toutes deux sur une bibliographie relativement étendue, ce qui permet de comparer différents chiffres et d'être donc plus fiables que si l'on se basait sur une seule étude de cas (voir le chapitre « transferts d'avantages »). Nous commencerons par expliquer brièvement la méthodologie suivie dans ces deux études.

L'étude de l'OCDE (1991) a deux objectifs principaux : établir un cadre méthodologique approprié à l'étude des problèmes de gestion des zones humides, et tirer des conclusions de quatre études de cas réalisées au Royaume-Uni, en Espagne, aux Etats-Unis et en France. L'étude tente de démontrer l'importance des zones

humides, en les classant par type de fonctions remplies. Les méthodes d'évaluation vont dépendre des fonctions étudiées. Par exemple, la méthode des coûts de substitution est utilisée pour évaluer les fonctions écologiques telles que la diminution de l'amplitude des crues ; les usages récréatifs sont entre autres évalués au moyen de la méthode des coûts de déplacement. Les conclusions de cet article sont assez alarmistes en ce qui concerne tant la quantité que la qualité des zones humides, et ce partout dans le monde, mais encore plus dans les pays de l'OCDE. Ainsi par exemple, le Royaume-Uni aurait perdu entre 1970 et le début des années '80 près de 60.000 hectares de zones humides par an ; cette situation semble par ailleurs représentative de la situation européenne.

L'étude du WWF présente l'avantage d'être beaucoup plus récente (janvier 2004) que celle de l'OCDE ; or, comme les travaux d'évaluations économiques de zones humides sont relativement récents pour la plupart, elle est également beaucoup plus complète. L'étude est basée sur une base de données comportant 89 évaluations économiques de zones humides. L'objectif affiché par cette étude est de montrer la valeur des zones humides afin de faire prendre en compte cette dernière aux décideurs lors de l'évaluation de projets menaçant ces zones humides. Une des principales conclusions est donc que de nombreux projets (par exemple de drainage à des fins d'irrigation) sont non seulement désastreux au niveau environnemental, mais ont un impact globalement négatif sur le bien-être d'une population ; d'autre part, si les évaluations économiques de zones humides étaient plus répandues et étaient prises en compte, ce type de mauvaise gestion due à un manque d'information n'aurait pas lieu. Le WWF déplore également l'importance des pertes de zones humides dans le monde, citant les chiffres de 67% de pertes en France entre 1900 et 1993, et 55% de pertes aux Pays-Bas entre 1950 et 1985.

Tout comme l'étude de l'OCDE, celle du WWF analyse les valeurs par type d'écosystème et par service fourni. Elle compare les résultats des différentes études de cas en ramenant toutes les valeurs en unités monétaires de 2000, et en les multipliant par un facteur permettant d'avoir une parité du pouvoir d'achat (et ce afin d'éviter que les zones humides des pays pauvres aient une valeur systématiquement inférieure à celles des pays riches). Elle se base sur les différentes méthodes de transferts d'avantages évoquées plus haut. Enfin, elle donne des valeurs médianes, préférées aux valeurs moyennes puisqu'elles permettent de ne pas être dépendantes de valeurs extrêmes (qui sont parfois erronées).

Les fonctions et services rendus par les zones humides

Le tableau 4 reprend les fonctions énumérées par les deux études susmentionnées (nous reprenons ici la structure proposée par l'étude du WWF, complétée par des fonctions de l'étude de l'OCDE). La colonne de droite indique si la fonction est remplie par la zone humide des Plaines de l'Escaut ou non. Il s'agit bien entendu d'une vision simplifiée de la réalité, puisque ces fonctions peuvent être remplies selon des degrés différents. Nous avons cependant besoin de cette simplification pour pouvoir avancer dans notre étude. Un travail ultérieur pourrait consister à appliquer un coefficient à chaque fonction, représentant son importance relative.

Fonctions	Présente O/N
Les fonctions de régulation	
Stockage et recyclage de nutriments	O
Stockage et recyclage de déchets d'origine anthropique	O
Stockage et recyclage de déchets organiques	O
Recharge d'aquifères	O
Evacuation d'aquifères	O
Contrôle des inondations et régulation des flux	O
Contrôle de l'érosion (consolidation du rivage)	O
Contrôle de la salinité	N
Épuration de l'eau	O
Stabilisation du (micro-)climat	O
Puits de carbone	O
Maintien d'habitats pour la migration et la reproduction	O
Maintien de la stabilité des écosystèmes	O
Maintien de l'intégrité d'autres écosystèmes	O
Maintien de la diversité biologique et génétique	O
Les fonctions de support à l'activité humaine	
Agriculture, irrigation	O
Pâturage	O
Ressources en gibier	O
Transport	O
Production énergétique	N
Tourisme et récréation	O
Habitations humaines	O
Habitat pour des espèces d'animaux ou de plantes	O
Les fonctions de production	
Eau	O
Nourriture	O
Bois (combustible)	O
Fourrures	N
Tourbe	N
Ressources médicinales	N
Ressources génétiques	O
Matériaux de construction	N
Les fonctions d'information	
Recherche, éducation	O
Caractère unique, exceptionnel, rareté, rôle dans l'héritage culturel	O
Patrimoine paysager	O

Tableau 4 Fonctions assurées par la zone humide de Péruwelz

On voit donc à partir du tableau 4 l'importance de cette zone humide, puisque presque toutes les fonctions possibles sont exercées par celle-ci.

Il est important de remarquer que la valeur de la zone humide s'étend en réalité au-delà de sa zone géographique stricte, puisqu'elle peut par exemple servir d'habitat à des oiseaux migrateurs ; sa disparition peut dans ce cas entraîner la disparition d'espèces vivant habituellement très loin de la zone humide.

Une valeur qui est très importante, et qui se traduit par les fonctions d'information, est la valeur socio-culturelle. Ce type de valeurs a été très peu étudié jusqu'à présent, mais l'on sait qu'elles sont élevées.

Un exemple : les zones humides du bassin de la rivière Charles.

Afin de mieux comprendre ce sur quoi l'étude du WWF se base, nous allons résumer l'une des études de cas qui ont servi de source à l'étude.

Le bassin de la rivière Charles se situe aux Etats-Unis, dans l'Etat du Massachusetts. Il s'agit de 3.455 hectares de marécages partiellement boisés. Les différents services rendus par cette zone humide sont les suivants : contrôle des crues, valeurs d'aménité, réduction de la pollution, fourniture d'eau potable et possibilités récréatives. Le tableau 5 ci-dessous reprend les valeurs économiques annuelles estimées (en dollars américains de 2003) :

Protection contre les dommages liés aux crues	39.986.788
Valeur d'aménité pour les riverains	216.463
Réduction de la pollution	24.634.150
Valeur récréative (chasse)	23.771.954
Valeur récréative (pêche)	6.877.696
Total	95.487.051

Tableau 5 Valeurs économiques annuelles des zones humides du bassin de la rivière Charles en \$/an (WWF, 2004)

Dans ce cas, la valeur annuelle moyenne d'un hectare de zone humide a donc été évaluée à 27.637 dollars. Cette valeur est relativement élevée par rapport à de nombreuses autres zones humides étudiées ; la valeur annuelle de la « Dutch Wadden Sea » (aux Pays-Bas) a par contre été évaluée à 8.628 dollars par hectare ! Il est également intéressant de noter les proportions des valeurs liées aux fonctions : la protection contre les crues consiste ainsi en 42 % de la valeur économique totale.

Les résultats

Nous allons à présent regarder les résultats obtenus par les études susmentionnées, et qui peuvent directement nous intéresser dans le cadre de la Transhennuyère.

Seller *et al.* (1985) ont réalisé une étude d'évaluation contingente des activités

récréatives (chasse aux canards) du marais Horicon dans le Wisconsin. Le résultat est que le consentement moyen à payer était de 21 dollars (de 1985) par visite et par personne.

L'étude de l'OCDE (1991) relève que les marais du lac Houghton, dans le Michigan, ont été utilisés pour des essais de traitement des eaux usées. En utilisant la méthode des coûts de remplacement (c-à-d en évaluant le coût qu'aurait entraîné la construction et l'exploitation d'une station d'épuration de capacité équivalente), ils arrivent à une économie de 85 dollars par hectare.

Seller *et al.* (1985) ont évalué la fonction de contrôle des crues assurée par les zones humides entourant la rivière Blackstone, dans le Massachusetts. Utilisant la méthode des coûts de protection, ils ont ainsi estimé qu'une perte de 10 pourcents de zone humide pourrait entraîner des dégâts de 707.000 dollars, soit une perte de 800 dollars par hectare perdu.

Voici à présent les résultats plus systématiques et plus récents de l'étude du WWF (2004). Pour commencer, le tableau 6 reprend la valeur médiane des différents types de zones humides, en dollars (2000) par hectare et par an :

Sédiments sans végétation	374
Zone humide boisée	206
Marais d'eau salée/saumâtre	165
Marais d'eau douce	145
Mangrove	120

Tableau 6 Valeurs médianes par type de zone humide en \$/ha/an (WWF, 2004)

L'étude du WWF (2004) va encore plus loin dans sa segmentation, puisqu'elle distingue ensuite les différents types de zones humides par continent. C'est intéressant car les caractéristiques, tant climatiques que géologiques ou encore socio-culturelles, sont très différentes d'une région du monde à une autre. Or, nous l'avons vu, si nous voulons pouvoir faire un transfert d'avantages direct, il faut que toutes les caractéristiques importantes du site d'étude soient aussi proches que possibles de celles du site du projet (voir point 3.3). Se basant toujours sur des valeurs médianes des différentes études de cas, le WWF conclut que la valeur annuelle en dollars (2000) pour les marais d'eau douce en Europe est légèrement inférieure à la valeur globale par hectare. En effet, si la valeur totale des marais d'eau douce d'Europe représente 6,6% de la valeur mondiale de ces marais, leur superficie représente 8,6% de la superficie mondiale. On peut donc estimer la valeur médiane des marais d'eau douce en Europe à $145\$ \times (6,6\%/8,6\%)$, soit 111\$/ha.

Le chiffre de 111 dollars par hectare et par an pourrait donc servir de première approximation à la zone humide de Péruwelz. Mais si l'on voit une si grande disparité

entre les valeurs des différents types de zones humides, c'est parce que celles-ci remplissent des fonctions différentes. Ainsi, il ressort que si la catégorie « sédiments sans végétation » a une valeur médiane relativement élevée, c'est parce qu'elle joue à la fois un rôle crucial dans la retenue des crues, dans les activités récréatives et en tant qu'habitat pour une faune très variée. Il est donc important d'aller plus loin dans notre analyse et d'estimer la valeur attribuée aux différentes fonctions remplies. La valeur médiane en dollars (2000) par hectare et par an se décline comme suit (Tableau 7) pour les différents services rendus :

Aménité / récréation (autre que pêche)	492
Contrôle des crues	464
Pêche récréative	347
Epuration de l'eau	288
Biodiversité	214
Habitat pour la reproduction	201
Chasse récréative	123
Fourniture d'eau potable	45
Matériaux (construction...)	45
Bois (combustible)	14

Tableau 7 Valeur médiane par service en \$/ha/an (WWF, 2004)

Notons qu'il n'a pas été possible de reprendre en détails les valeurs de chacun des services rendus énoncés dans le tableau 4. En effet, puisque l'on recherche une valeur médiane pour les 89 études de cas, il faut que les services en questions aient été évalués dans plusieurs de ces études de cas.

6.1.2.2 Coûts environnementaux liés à la zone humide

Nous l'avons déjà dit plus haut, étant donné que nous ne prétendons pas avoir la compétence pour juger du fait que la Transhennuyère va ou ne va pas induire d'effets environnementaux majeurs, nous n'envisagerons que deux scénarios : celui considérant qu'aucun coût environnemental n'est induit par la Transhennuyère sur la zone humide de Péruwelz, et celui posant au contraire l'hypothèse d'impacts importants.

Nous ne tiendrons compte que des impacts environnementaux de la zone humide, mais ceci est bien entendu une simplification de la réalité. Le fait même de construire des conduites d'adduction, une station de mélange des eaux etc. crée des pressions environnementales telles que des rejets importants de CO₂ dans l'atmosphère, des coûts énergétiques etc. Il faudrait en réalité faire une analyse de cycle de vie pour chacun de

ces équipements si l'on veut avoir une vision globale des impacts du projet. N'ayant ni les données ni le temps de réaliser cela, nous sommes obligés de faire cette simplification.

Ayant posé cette hypothèse, notre **scénario sans impact** (premier scénario) devient très simple, puisqu'aucun impact environnemental n'est pris en compte ; le coût environnemental du projet est donc nul.

Pour le **scénario avec impact environnemental** (second scénario), nous poserons l'hypothèse tout à fait subjective et discutable que la zone humide ne disparaîtra pas complètement mais que la moitié des services rendus deviendra impossible. Par ailleurs, étant donné qu'un taux d'actualisation est nécessaire pour ramener tous les coûts et bénéfices à une année de référence (disons 2001, à savoir l'année de démarrage du projet), nous poserons également l'hypothèse très grossière que la perte de valeur de la zone humide aura lieu après 20 ans d'utilisation, soit à partir de l'an 2021. Rappelons que l'intérêt principal de cette étude de cas ne réside pas en son résultat chiffré, mais plutôt en une (in)validation de la méthodologie décrite et proposée plus haut. Nous pensons que les diverses hypothèses posées n'entraveront pas l'objectif de l'étude de cas.

Selon la présentation « Le Parc naturel des Plaines de l'Escaut » (2003), la zone humide en question, qui est en partie sur le territoire français (dans le Parc naturel région Scarpe-Meuse) et en partie en Belgique, totalise environ 8.000 hectares.

Si l'on se base sur la valeur médiane des zones humides de type « Marais d'eau douce » (Tableau 6) et de la correction que l'on y a apporté pour représenter la situation européenne, on peut déjà faire une première estimation de la perte de valeur environnementale. La perte de valeur serait alors égale à la moitié des 111\$/ha, appliquée à la zone humide entière, à savoir

$$\boxed{111 \text{ \$/ha} * 0,5 * 8.000 \text{ ha} = 444.000 \text{ \$}} \quad (1)$$

Nous pensons cependant qu'une estimation des pertes environnementales basée sur les services fournis par la zone humide est plus correcte. En effet, la zone humide étudiée fournissant de nombreux services, la valeur (1) estimée ci-dessus nous semble très faible. Ne disposant pas de valeurs pour tous les services de la zone humide de Péruwelz, nous laisserons les valeurs inconnues à 0 et aurons donc une borne inférieure à la perte de valeur réelle.

Pour cette estimation, nous nous baserons sur les chiffres du Tableau 7 ci-dessus. Nous effectuerons la somme de toutes ces valeurs, à l'exception de la chasse (non présente dans cette zone). Le coût environnemental de la Transhennuyère est dans ce cas égal à

$$\boxed{(492 + 464 + 347 + 288 + 214 + 201 + 45 + 45)\text{\$/ha} * 0,5 * 8.000 \text{ ha} = 8.384.000 \text{ \$}} \quad (2)$$

On le voit, la différence entre les résultats (1) et (2) est très importante, le résultat (2) étant près de 20 fois supérieur au résultat (1). Ceci n'est pas rare dans des estimations de valeurs économiques de l'environnement, tant l'incertitude est grande. Par ailleurs, nous avons réalisé des transferts de valeurs directs (ce point a été expliqué au chapitre 3.3), sans connaître profondément les études à la base des valeurs que nous avons

utilisées. Cependant, au vu des objectifs que nous nous sommes fixés, ceci n'est pas très grave (l'analyse et la discussion des ces transferts de valeurs pour la zone humide en question pourraient faire en soi l'objet d'une thèse) . Nous nous baserons sur le résultat (2) pour continuer notre étude, celui-ci nous paraissant le plus fiable.

Il faut remarquer que faute de données, nous n'avons pas pu tenir compte des valeurs de non-usage telles que les valeurs d'existence (voir point 3.2.3.2). Pourtant, nous l'avons vu, celles-ci sont très importantes, et il faudra donc bien garder à l'esprit que la valeur calculée ci-dessus sous-estime de loin les coûts environnementaux réels.

6.1.3 Coûts économiques totaux

Il nous reste à additionner les coûts environnementaux aux coûts financiers.

Pour le **premier scénario**, les coûts économiques totaux seront bien sûr les coûts financiers. Avant de sommer ces montants, il faut les actualiser. En effet, les coûts financiers se composent à la fois d'investissements réalisés dans un délai bref et de coûts d'exploitation qui auront lieu tout au long de la durée de vie de l'installation. Pour cela, deux paramètres doivent être fixés : le taux d'actualisation d'abord, et la durée d'actualisation ensuite (ces problématiques ont déjà été expliquées et critiquées aux points 3.2.2.4 et 3.5).

Pour le **second scénario**, il faut y ajouter les coûts environnementaux qui doivent également être actualisés. Pour rappel, nous avons posé l'hypothèse que les coûts environnementaux surviendront en 2021, et ensuite chaque année.

Le taux d'actualisation sera fixé à 2%. Il s'agit en effet d'un taux simple et souvent choisi pour de telles études.

La durée de vie du projet est estimée à 50 ans. C'est en effet la durée de vie comptable des conduites d'adduction (nous ne disposons pas d'estimations plus précises).

Le calcul de l'actualisation se fera donc comme suit, pour des coûts c_t correspondant aux coûts de l'année t :

$$\text{Coût total} = \sum_{t=2001}^{2050} \frac{C_t}{(1 + 2\%)^t}$$

Enfin, pour pouvoir comparer tous les montants, il faut ramener le tout en une seule unité, et donc trouver un taux de change. Nous avons choisi de ramener le tout en euros, et de prendre le taux de change \$/€ en vigueur au 1^{er} janvier 2000, à savoir 1€ = 1,0053\$.

Le tableau 8 reprend les coûts totaux du projet actualisés à l'année 2001 pour le scénario 1 :

	kEUR	k€/an (2001)	Actualisation	Total en kEUR
Frais d'investissements	47.001			47.001
Frais fixes d'exploitation		548	2%	17.565
Frais variables d'exploitation		2.262	2%	72.502
Mise en veilleuse		744	2%	23.847
TOTAL				160.914

Tableau 8 Scénario 1 : coûts totaux actualisés

Pour le scénario 2, les coûts environnementaux doivent être ajoutés (Tableau 9).

	k\$/an à partir de 2021	taux de change	Actualisation	Total (kEUR)
Coûts environnementaux	8.384	1,0053	2%	128.213
Coûts financiers	Voir scénario 1 ci-dessus			160.914
TOTAL				289.127

Tableau 9 Scénario 2 : coûts totaux actualisés

On voit donc tout de suite l'importance des coûts environnementaux dans les coûts totaux (près de 45%), et ce d'autant plus que l'estimation des coûts environnementaux était minimale puisque nous n'avons pas pris en compte tous les impacts environnementaux.

Rappelons néanmoins que l'incertitude est beaucoup plus importante pour ce terme que pour les coûts financiers, et que les hypothèses posées ont une forte influence sur le résultat final. A titre d'exemple, un taux d'actualisation d'1% aurait entraîné des coûts environnementaux de 179.100 k€. De même, si l'on avait considéré que 20% des services fournis par la zone humide ne pouvaient plus être assurés, les coûts environnementaux ne se seraient élevés qu'à 51.285 k€. De manière plus générale, une analyse de sensibilité devrait être réalisée pour chacun de ces paramètres. Un intervalle de confiance devrait alors être construit autour de ces valeurs afin de permettre au décideur d'en estimer la robustesse.

Nous allons à présent estimer les bénéfices ou gains en termes de bien-être de la mise en œuvre de la Transhennuyère, afin de pouvoir les comparer ensuite aux coûts que nous venons d'estimer pour chacun des scénarios.

6.2 Bénéfices de la Transhennuyère

En guise d'introduction, rappelons que les bénéfices de la Transhennuyère seront en réalité les coûts évités de l'option alternative, qui était de ne rien faire et de laisser le niveau de la nappe baisser (ce que nous avons appelé le *status quo*).

Ces coûts sont très difficiles à estimer et sont de différents ordres : les effondrements karstiques ont un coût direct (reconstruction de routes, de maisons...) et indirect (effet psychologique de crainte constante pour la population de la région ; cela décourage également les candidats bâtisseurs) ; à moyen terme, les coûts de la ressource se seraient faits ressentir à différents niveaux (augmentation du prix de l'eau, restriction perpétuelle ou sporadique des quantités fournies, et donc éventuellement délocalisation d'entreprises, etc.) Encore une fois, l'évaluation de ces bénéfices sera approximative et entachée d'une marge importante d'incertitude.

6.2.1 Effondrements karstiques

A cause d'un manque de données à ce sujet, nous considérerons que les bénéfices liés à la disparition à long terme des effondrements karstiques dans la région sont nuls. Pour être complet, il faudrait néanmoins en tenir compte. Nous allons ici simplement établir une liste non exhaustive des éléments qui devraient être pris en compte pour évaluer ces bénéfices.

- coûts d'infrastructure :
 - coût de relogement de personnes suite à des maisons trop fissurées
 - coût de démantèlement de ces maisons
 - coût de relocalisation d'entreprises
 - coût de démantèlement de ces entreprises
 - coût de réparation de voiries
- coût psychologique et sociologique pour les habitants
- coût environnemental :
 - modification de cours d'eau
 - pollution de la nappe
 - destruction d'habitats d'animaux
 - ...

6.2.2 Coûts de la rareté

Afin d'estimer les coûts de la rareté tels que nous les avons décrits au chapitre 5, plusieurs simplifications seront à nouveau nécessaires.

Ne connaissant pas la courbe de demande, nous considérerons qu'il s'agit en réalité d'une droite. Nous ne devons ainsi pas effectuer le calcul tel que nous l'avions défini, mais pourrions estimer le coût de la rareté comme suit :

$$(y_r - y) \times r + (y_r - y) \times \left(\frac{x - r}{2} \right)$$

où y est le prix actuel, y_r est le prix théorique pour ramener la consommation d'eau (x) à son niveau de renouvellement naturel (r).

Une autre simplification est nécessaire, puisqu'il y a en fait plusieurs prix pratiqués selon les communes en question, et que par ailleurs ces prix se composent d'une redevance annuelle et de différentes tranches (prix différents selon le niveau de consommation). Nous opterons donc pour un prix moyen de 1,5 euros/m³, qui nous semble représentatif de la situation réelle.

Ensuite, nous poserons l'hypothèse que ce prix est identique pour les entreprises et pour les usagers domestiques. Il vont donc tous deux contribuer à la baisse de consommation d'eau.

Afin de mesurer l'impact d'une variation du prix sur la quantité consommée, les économistes utilisent le concept d'élasticité (ϵ). Celle-ci se définit comme suit (q représente la quantité consommée et p le prix actuel):

$$\epsilon = - \frac{\frac{\delta q}{q}}{\frac{\delta p}{p}}$$

Selon Achttienribbe (1998), pour la consommation d'eau de distribution dans les entreprises européennes, nous pouvons nous baser sur une élasticité de 0,3.

Encore une fois, une simplification est faite puisque normalement ce concept sert à mesurer une variation marginale de la consommation liée à une variation marginale des prix (l'élasticité pourrait ainsi être différente à divers points de la courbe de demande). Ici, il ne s'agit pas d'une variation marginale puisque la consommation doit passer de 78Mm³/an à 57Mm³/an, soit une baisse de 21Mm³/an ou de 27%.

Le paramètre qu'il reste à déterminer afin de pouvoir estimer le coût de la rareté est le prix qui permet de baisser la consommation au niveau de renouvellement de la nappe. Pour cela, il faut remplacer les paramètres connus dans l'équation de ϵ :

$$0,3 = - \frac{-21Mm^3 / 78Mm^3}{\frac{\delta p}{1,5€ / m^3}}$$

d'où l'on peut trouver que $\delta p = 1,35 \text{ €/m}^3$.

Le prix recherché est donc de $1,5 + 1,35 = 2,85 \text{ €/m}^3$.

En reprenant la formule du coût de la rareté que nous venons de définir ci-dessus, nous obtenons alors :

$$CR = (2,85 \text{ €/m}^3 - 1,5 \text{ €/m}^3) \times 57 \text{ Mm}^3 / \text{an} + (2,85 \text{ €/m}^3 - 1,5 \text{ €/m}^3) \times \left(\frac{78 \text{ Mm}^3 / \text{an} - 57 \text{ Mm}^3 / \text{an}}{2} \right)$$

ou

$$CR = 1,35 \text{ €/m}^3 \times (57 \text{ Mm}^3 / \text{an} + 10,5 \text{ Mm}^3 / \text{an})$$

ou

$$CR = 91,125 \text{ M€/an.}$$

Afin d'obtenir un coût total de la rareté, il faut alors à nouveau actualiser ces flux sur une période de 50 ans. En reprenant un taux d'actualisation de 2%, cela nous donne un **coût total de la ressource actualisé de 2,9 milliards d'euros**. Ce montant paraît énorme par rapport aux autres montants vus jusqu'à présent. Si de nombreuses hypothèses et simplifications ont dû être posées, impliquant une marge d'incertitude importante, notre résultat a certainement le mérite de souligner que la rareté de la ressource ne doit pas être négligée, surtout lorsque de grandes quantités et donc de nombreux utilisateurs sont en jeu.

6.2.3 Bénéfices totaux

Les bénéfices totaux procurés par la mise en œuvre de la Transhennuyère seront donc, sous les hypothèses posées plus haut, exclusivement composés des coûts de la rareté que la Transhennuyère permettra d'éviter. Ils s'élèvent à 2.920.746 k€.

6.3 Résultats de l'ACB

Comme nous l'avons vu au point 3.2.2, il y a deux manières de présenter les résultats de l'ACB, et donc deux façons de l'interpréter. Nous allons montrer ces deux résultats pour nos deux scénarios.

La première possibilité est de calculer la **valeur actuelle nette (VAN)** du projet. Celle-ci s'élève pour la Transhennuyère à :

- **Scénario 1 : VAN = 2.920.746 k€ - 160.914 k€ = 2.759.832 k€**
- **Scénario 2 : VAN = 2.920.746 k€ - 289.127 k€ = 2.631.619 k€**

Dans les deux cas, le projet amène une nette amélioration du bien-être. De plus, les bénéfices sont tellement plus importants que les coûts, que le fait d'intégrer ou non les coûts environnementaux semble ne pas affecter de beaucoup le résultat final.

L'autre possibilité est de présenter le **ratio bénéfices-coûts (RBC)**. Il se monte dans le cas de notre projet à :

- **Scénario 1 : RBC** = 2.920.746 k€/160.914 k€ = **18,2**
- **Scénario 2 : RBC** = 2.920.746 k€/289.127 k€ = **10,1**

Ces résultats signifient que les coûts totaux actualisés sont respectivement 18,2 et 10,1 fois moins élevés que les bénéfices totaux actualisés. A nouveau, ces résultats montrent bien entendu que le projet est plus que rentable en terme de bien-être.

Il est cependant intéressant de noter que si, dans le cas des VAN, il semble y avoir peu de différence entre les deux scénarios, les RBC vont au contraire presque du simple au double. Le premier phénomène (VAN très proches) s'explique par la prédominance des bénéfices par rapport aux coûts. Le résultat en valeur change donc peu. Par contre, au niveau des RBC, le changement s'explique par le fait que l'incorporation de coûts environnementaux fait presque doubler le coût total.

Si ces résultats montrent clairement le bien-fondé du projet, il faut néanmoins rappeler que de nombreuses hypothèses ont du être posées et que par ailleurs, notre estimation des coûts environnementaux dans le scénario 2 est une borne inférieure à la vraie valeur, puisque certaines fonctions n'ont pu y être incluses, et il en est de même pour les valeurs de non-usage. Ainsi, si l'on voulait tenir compte de ces dernières, on pourrait simplement considérer qu'elles valent le double des valeurs d'usage, comme le propose Laurans (2004). On aurait ainsi eu des coûts environnementaux totaux pour un montant de 384.639 k€, et le RBC aurait été égal à 2.920.746 k€/545.553 k€, soit 5,4 au lieu des 10,1 calculés ci-dessus.

De toutes manières, le résultat de l'ACB globale est favorable à la réalisation du projet et l'on peut donc procéder à l'analyse de l'équité.

6.4 ACB partielle, équité...

Nous allons à présent exécuter la démarche que nous avons proposée au point 4.3 pour tenir compte de la dimension « équité » dans l'ACB de la Transhennuyère.

1. **Faire l'ACB.** Nous venons de l'effectuer, et le résultat était favorable à la réalisation du projet.
2. **Identifier les intérêts en jeu.** Cela a été réalisé au début de ce travail, au point 1.4.
3. **Distinguer les différents groupes sociaux** ou acteurs ayant des intérêts similaires. Nous avons distingué plusieurs groupes ci-dessus, à savoir :
 - les consommateurs d'eau
 - les entreprises
 - les visiteurs du parc national

Un quatrième acteur devrait être pris en compte :

- la SWDE.

Une analyse sociologique plus approfondie sur le terrain nous permettrait probablement d'affiner cette catégorisation en distinguant par exemple plusieurs types de visiteurs du parc national. Cependant, au plus nous définirons de tels groupes, au plus le nombre d'ACB à effectuer sera grand et il faut donc faire un compromis entre la prise en compte du plus grand nombre possible d'intérêts différents d'une part, et la faisabilité de l'étude d'autre part.

4. **Faire l'ACB pour chacun de ces groupes.**

Il faudrait à ce stade refaire l'entièreté de la démarche effectuée jusqu'à présent dans ce chapitre, et ce pour chacun des quatre groupes identifiés ci-dessus. Au vu de l'ampleur de la tâche, du temps et des moyens qui nous sont attribués pour cette étude, nous nous baserons uniquement sur les données déjà en notre possession. Les ACB que nous ferons ici (nous les appellerons les ACB partielles, par opposition à l'ACB globale) seront donc très simplifiées. Rappelons encore une fois le principal objectif de l'étude de cas, qui est d'(in)valider la méthodologie mise au point.

- **les consommateurs d'eau** et habitants de la région.

Leurs avantages à voir le projet se réaliser sont la disparition à long terme des effondrements karstiques et l'absence de nécessité de réduire leur consommation. Nous poserons l'hypothèse que les entreprises consomment la moitié des quantités d'eau pompées de la nappe, l'autre moitié étant utilisée par les consommateurs. La Transhennuyère permettra donc à ceux-ci de bénéficier de l'annulation de la moitié des coûts de la rareté. Les avantages se montent donc ici à $2.920.746 \text{ k€}/2 = 1.460.373 \text{ k€}$.

Il n'y a pas à proprement parler de coûts pour les consommateurs, sauf si les coûts de la Transhennuyère faisaient augmenter le prix de l'eau. Nous ne prendrons pas cette possibilité en compte car ce coût est incorporé dans l'analyse de la SWDE (voir plus bas).

La VAN de l'ACB est donc simplement égale à $1.460.373 \text{ k€}$.

- **Les entreprises.**

La situation est pareille que pour les consommateurs d'eau ci-dessus, à savoir un résultat positif de $1.460.373 \text{ k€}$.

- **Les visiteurs du parc national.**

Notons tout d'abord que ceux-ci seront bien entendu également en partie les consommateurs d'eau que nous avons vus ci-dessus.

Les visiteurs n'ont aucun bénéfice à retirer de la Transhennuyère. En revanche, ils ont une perte de bien être dans le cas de notre deuxième

scénario (présence de coûts environnementaux). Le résultat de l'ACB partielle est donc dans ce cas négatif.

- Scénario 1 : VAN = 0
- Scénario 2 : VAN = - 128.213 k€

- **La SWDE**

Les coûts supportés par la SWDE sont les coûts financiers, à savoir 160.914 k€, moins la partie investie par la Commission Européenne dans le cadre de l'Objectif 1. Pour l'ACB globale, nous n'avons pas besoin de nous demander quelle était la participation de la Commission Européenne puisque seuls comptaient les coûts totaux.

En ce qui concerne les bénéfices, nous n'avons aucune idée des montants en jeu. Nous nous doutons que ceux-ci seront au moins égaux aux coûts, et poserons l'hypothèse que les coûts égalent les bénéfices pour la SWDE, et donc que la VAN de l'ACB est nulle.

5. Mesure de l'équité

Nous pouvons à présent calculer la mesure de l'équité comme nous l'avons proposé au point 4.3, à savoir :

$$te = \frac{(ACB_{moy})^2}{\sum_i (ACB_{moy} - ACB_i)^2}$$

Nous avons en réalité trois situations à comparer : l'absence de la Transhennuyère (*status quo*), la mise en œuvre de la Transhennuyère dans le scénario 1 et dans le scénario 2.

- **Status quo**

On remarque tout de suite que l'on n'a pas calculé les ACB pour la situation de *status quo*. Ceci est tout à fait normal car par définition, l'ACB est une analyse d'une alternative par rapport au *status quo*. La définition du taux d'équité telle que nous l'avons définie ci-dessus n'est donc pas applicable pour l'absence de réalisation de projet. Etant donné qu'il s'agit de la solution la plus équitable (personne n'est lésé, et il n'y a personne qui gagne proportionnellement plus que les autres), nous attribuerons la valeur infinie à ce paramètre.

- **Scénario 1**

Nous avons :

$$ACB_1 = 1.460.373 \text{ k€}$$

$$ACB_2 = 1.460.373 \text{ k€}$$

$$ACB_3 = 0 \text{ k€}$$

$$ACB_4 = 0 \text{ k€}$$

$$ACB_{\text{moy}} = 730.186,5 \text{ k€}$$

Le taux d'équité est égal à 0,25

- **Scénario 2**

Nous avons :

$$ACB_1 = 1.460.373 \text{ k€}$$

$$ACB_2 = 1.460.373 \text{ k€}$$

$$ACB_3 = - 128.213 \text{ k€}$$

$$ACB_4 = 0 \text{ k€}$$

$$ACB_{\text{moy}} = 698.133 \text{ k€}$$

Le taux d'équité est égal à 0,21

Ce résultat confirme bien la logique : le taux d'équité est supérieur dans le cas du premier scénario que dans le cas du second, puisqu'il n'y a aucun perdant.

6. Arbitrage entre ACB et équité.

Le graphique représentant les différentes alternatives selon les critères de l'ACB et de l'équité n'a pas de sens ici puisqu'il n'y a que deux alternatives (réaliser ou non la Transhennuyère). Les scénarios 1 et 2 ne constituent pas un choix pour le décideur, mais dépendent uniquement du fait que la Transhennuyère entraîne des impacts environnementaux ou non sur la zone humide de Péruwelz.

Le choix à opérer est donc simple. Dans le cas du premier scénario, il faut sans aucun doute mettre en œuvre la Transhennuyère. En effet, même si du point de vue de l'équité cette solution n'est pas parfaite (certains groupes d'acteurs font des gains importants tandis que d'autres n'en font pas), le résultat global est très positif et il n'y a aucun perdant. En revanche, le choix est plus compliqué dans le cas du second scénario : si l'amélioration globale de bien-être est indéniable, elle va se faire au détriment des visiteurs de la zone humide qui verront leur bien-être diminué. Un arbitrage entre amélioration globale et équité doit donc être fait par le décideur.

7 LEÇONS A TIRER DU CAS PRATIQUE DE LA TRANSHENNUYERE POUR NOTRE METHODE

Même si ses résultats chiffrés sont entachés d'une marge d'incertitude très large, l'étude de cas que nous venons de terminer nous a permis de tirer de nombreux enseignements par rapport à la démarche proposée au point 4.3. C'était là l'objectif que nous nous étions fixé pour cette étude de cas. Voici ces enseignements et quelques réflexions.

Les phases **d'identification des enjeux** et de **distinction de groupes sociaux** sont cruciales. C'est également une phase très subjective. Il n'est en effet pas facile de délimiter de façon claire et objective des groupes sociaux ayant des intérêts semblables. Par ailleurs, nous l'avons vu avec la Transhennuyère, plusieurs groupes peuvent comprendre en partie les mêmes personnes, ce qui ajoute encore de la complexité : une partie ses consommateurs étaient également visiteurs de la zone humide, et parfois travaillaient dans les entreprises de la région. Nous pensons que ces deux étapes doivent être réalisées par une équipe de sociologues qui puissent travailler sur le terrain pour enquêter, tout en ne s'impliquant pas dans la problématique pour rester objectifs. Un autre problème que nous avons évoqué est le compromis qu'il faut faire entre précision et quantité de travail. En effet, au plus le nombre de groupes est élevé, au plus précise sera la mesure de l'équité, mais au plus important sera le travail à fournir pour calculer les ACB partielles.

Les **analyses coûts-bénéfices** de chaque groupe demandent un surcroît important de travail. On peut donc être tenté de se contenter de reprendre les données collectées pour l'ACB globale, comme nous l'avons fait pour la Transhennuyère. Il faut selon nous refaire entièrement chacune de ces ACB partielles qui peuvent alors servir de validation de l'ACB globale. Il se pourrait que cette dernière doive être revue suite à la collecte de nouvelles données dans le cadre des ACB partielles.

L'analyse du problème de la Transhennuyère nous a également permis de valider le concept de **taux d'équité**. Celui-ci est en effet simple à calculer dès que l'on a effectué les différentes ACB partielles, et reflète bien la disparité des améliorations et détériorations de bien-être des différents groupes sociaux. Il faut néanmoins rappeler que ce taux d'équité pose un problème de calcul pour la situation de *status quo*. Nous avons donc décidé de fixer arbitrairement ce taux à l'infini. La seule possibilité pour un projet d'avoir également un taux d'équité égal à l'infini serait d'avoir toutes les ACB partielles égales (le dénominateur serait alors nul). Ce résultat nous convient parfaitement puisque dans ce cas, chaque groupe social bénéficie d'une même amélioration de son bien-être. Nous confirmons donc la pertinence du taux d'équité défini comme :

$$te = \frac{(ACB_{moy})^2}{\sum_i (ACB_{moy} - ACB_i)^2}$$

$te = \infty$ pour le *status quo*.

Pour autant, d'autres mesures de l'équité pourraient remplacer celle que nous proposons, ou encore la compléter.

Pour ce qui est du graphique permettant au décideur de faire un **arbitrage entre ACB et équité**, nous n'avons pas pu le mettre en application pour la problématique de la Transhennuyère. Cela s'explique par le fait qu'une seule alternative au *status quo* était étudiée. De manière générale, on peut affirmer qu'un tel graphique n'a de sens que lorsque de nombreuses alternatives sont envisagées (disons au minimum cinq). Par ailleurs, le *status quo* ne peut être représenté sur un tel graphique, puisqu'il vaut 0 sur l'axe des ordonnées et l'infini sur l'axe des abscisses. Enfin, l'échelle du graphique doit être adaptée aux résultats. Ainsi, dans le cas de la Transhennuyère, les deux scénarios donnent des résultats très proches tant en termes d'ACB que d'équité. Cela aurait pu poser un problème s'il s'était agit de deux projets concurrents et si l'échelle du graphique n'était pas adaptée (il ne faut par exemple pas à tout prix que l'axe des ordonnées commence à 0 si toutes les ACB sont élevées).

CONCLUSION

Pour conclure ce travail, nous n'allons pas refaire un résumé de la démarche qui a été suivie, mais plutôt plaider la cause de la recherche en économie environnementale.

Depuis quelques décennies, le nombre d'études environnementales est en nette augmentation, ce qui est très positif. La mise en place d'études d'incidences renforce cette tendance.

Par ailleurs, les évaluations *économiques* de biens environnementaux sont aussi très importantes, et elles commencent petit à petit à être acceptées par le monde politique. Il faut tenir compte de ce type d'évaluations aussi tôt que possible dans le processus décisionnel.

Le coût de réalisation de telles études est élevé ; il peut néanmoins être largement inférieur aux coûts environnementaux provoqué par des « mauvais » projets.

Il nous semble très important, dans un contexte de développement durable, d'intégrer autant que possible dans le processus de décision les dimensions environnementales et sociales, en ce compris les problèmes éthiques. Ce n'est qu'à cette condition que ces outils pourront devenir réellement crédibles aux yeux du public.

Nous avons voulu apporter notre pierre à cet important édifice et espérons l'avoir fait de manière convaincante. Cependant, il reste encore beaucoup de travail à faire pour permettre à ces outils d'être à la fois complets et fiables, mais aussi d'être acceptés tant par les décideurs que par le public.

Il faut d'une part réaliser des projets de recherche pour peaufiner et valider les méthodes d'évaluation économiques de l'environnement car celles-ci sont encore jeunes. Il faut également systématiser l'utilisation des théories de l'incertitude afin de maîtriser au mieux cette dernière.

Parallèlement à cela, il faudrait augmenter de manière significative le nombre d'études de cas et les documenter correctement pour pouvoir faire des transferts de valeur, et ainsi diminuer le coût des nouvelles études tout en améliorant leur fiabilité et leur précision.

Un travail de vulgarisation de ces méthodes est aussi important pour que les décideurs mais aussi le public puissent prendre des décisions en connaissance de cause.

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 Détail des frais d'investissements.....	49
Tableau 2 Détail des frais fixes d'exploitation.....	50
Tableau 3 Détail des frais variables d'exploitation.....	50
Tableau 4 Fonctions assurées par la zone humide de Péruwelz.....	53
Tableau 5 Valeurs économiques annuelles des zones humides du bassin de la rivière Charles en \$/an (WWF, 2004).....	54
Tableau 6 Valeurs médianes par type de zone humide en \$/ha/an (WWF, 2004).....	55
Tableau 7 Valeur médiane par service en \$/ha/an (WWF, 2004).....	56
Tableau 8 Scénario 1 : coûts totaux actualisés.....	59
Tableau 9 Scénario 2 : coûts totaux actualisés.....	59

TABLE DES FIGURES

Figure 1 Le développement durable : imbrication des composantes.....	1
Figure 2 Utilisations des prélèvements en eau souterraine (DGRNE, 2004).....	5
Figure 3 Estimation taux d'exploitation (%) de nappes de Wallonie (DGRNE, 2004)....	7
Figure 4 Les composantes de la valeur économique totale (Point, 1993).....	28
Figure 5 Choix du projet : approche Data Envelopment Analysis.....	41
Figure 6 Effets de la rareté de la ressource.....	46

Bibliographie

Achttienribbe G.E. (1998), "Water price, price elasticity, and the demand for drinking water", in *Aqua*, 47, pp.196-198

ADB (1996), *Economic evaluation of environmental impacts : a workbook.*, Environmental Division, Office of Environment and Social Development, Asian Development Bank, Manilla

Alfred J. & Jacobs M. (2000), "Citizens and wetlands: evaluating the Ely citizen's jury", in *Ecological Economics*, 34(2), pp.217-232

Barton D.N. (1999), *The Quick, the Cheap and the Dirty Benefit Transfer Approaches to the Non-market Valuation of Coastal Water Quality in Costa Rica*, Doctoral Thesis, Agricultural University of Norway

Blondiau G. (1996), *Projet Transhennuyère – Une gestion problématique de l'eau aux implications transfrontalières*, in *Zones Humides Infos*, N°12, pp. 12-13

Bouleau G. & Verhallen A. (2001), *The Scheldt basin. Main data and stakes*, Universiteit Wageningen, The Netherlands

Brouwer R. (2004 a), "The concept of environmental and resource costs; Lessons learned from ECO2", in Brouwer R. and Strosser P. ed. (2004), *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive - An overview of European practices*. Workshop proceedings

Brouwer R. (2004 b), "Practical experiences in The Netherlands", in Brouwer R. and Strosser P. ed. (2004), *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive - An overview of European practices*. Workshop proceedings

Carson R. & Mitchell R. (1989), *Using surveys to value public goods : the contingent valuation method*, Resources for the future, Washington DC

Clothier B. (2003), *The biggest water filter in the world : the soil-plant ecosystem*, Chaire Tractebel Environnement, UCL

Commission Européenne (2004), http://europa.eu.int/comm/regional_policy/sources/graph/maps/cnat/bel_obj1-2_fr.pdf , visité en avril 2004

Coote A. & Lenaghan J. (1997), *Citizens' Juries*, Institute of Public Policy Research, London

Cornut P. (1999), *La circulation de l'eau potable en Belgique et à Bruxelles. Enjeux Sociaux de la gestion d'une ressource naturelle*, Université Libre de Bruxelles

Davis S.K. (2001), "The politics of water scarcity in the Western states", in *Social Science Journal*, 38(4), pp. 527-542

de Marsilly G. (1995), *L'eau*, Ed. Flammarion, Collection Dominos

Desvougues W.H., Naughton M.C. & Parsons G.R., "Benefit transfer: conceptual

problems in estimating water quality benefits using existing studies”, in *Water Resources Research*, 28(3), pp. 675-684.

Desvousges W.H., Johnson F.R. & Banzhaf H.S. (1998). *Environmental policy analysis with limited information. Principles and applications of the transfer method.*, Edward Elgar, Cheltenham

DGRNE (2003), *Rapport sur l'état de l'environnement wallon. Tableau de bord de l'environnement wallon 2003*, Ministère de la Région wallonne.

DGRNE (2004), « Etat des nappes d'eau souterraine de la Wallonie », (téléchargé de <http://mrw.wallonie.be/dgrne/> en avril 2004)

Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 23 octobre 2000

Division de la Nature et des Forêts (2000), “Les Zones Humides de Wallonie”, Actes des Colloques, Travaux n°21

EEA (2000), *Groundwater quality and quantity in Europe – Environmental assessment report No 3*, European Environment Agency

Environmental Valuation Reference Inventory, <http://www.evri.ca/>, Avril 2004

Fredefon F. & Laurans Y. (2004), “Practical experiences in France”, in Brouwer R. and Strosser P. ed. (2004), *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive - An overview of European practices. Workshop proceedings*

Fredefon F. & Laurans Y. (2004), “Practical experiences in France”, in Brouwer R. and Strosser P. ed (2004), *Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive – An overview of European practices. Workshop proceedings*

Green C. (2003), *Handbook of Water Economics. Principles and practice*, John Wiley & Sons

Hanley N. & Spash C. (1993), *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham

Hanley N., Shogren J.F. & White B. (2001), *Introduction to Environmental Economics*, Oxford University Press

Hecq W. (2004), *Aspects économiques de l'environnement – Fascicule 4 : Economie de l'environnement*. Syllabus de cours, Université Libre de Bruxelles

ISO (1997), *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*, ISO/DIS 14040

ISO (1998), *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goal and Scope Definition and Inventory Analysis*, ISO/DIS 14041

ISO (1999), *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment*, ISO/DIS 14042

ISO (1999), *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Interpretation*, ISO/DIS 14043

IWMI (2000), *World Water Supply and Demand 1995 to 2025*, International Water Management Institute, Colombo

Jansen H.M.A. & Opschoor J-B. (1973), *Waardering van de invloed van het vliegtuiglawaai op de woonfunctie, I & II*. IvM-VU, Amsterdam

Jaso E. (2003), *Analyse critique de l'évaluation néo-classique du monde naturel : De l'intérêt individuel au bien commun, Mémoire en vue de l'obtention du titre de licenciée en économie*, UCL

Kellert, S. R. (1980), "American attitudes toward and knowledge of animals: An update", in *International Journal for the Study of Animal Problems* 1(2): 87-119.

Kliot N., Shmueli D. & Shamir U. (2001), "Institutions for management of transboundary water resources: their nature, characteristics and shortcomings" in *Water Policy*, 3, pp. 229-255

Limburg K.E., O'Neill R.V., Costanza R. & Farber R. (2002), "Complex systems and valuation", in *Ecological Economics*, 41, pp. 409-420

Lutgen G. (1996), "Allocution de Monsieur Guy Lutgen, Ministre de l'Environnement, des Ressources Naturelles et de l'Agriculture pour la Région wallonne" in Division de la Nature et des Forêts (2000), "Les Zones Humides de Wallonie", Actes des Colloques, Travaux n°21

Matricon J. (2000), *Vive l'eau*, Gallimard, Sciences, n° 389

New South Wales Environment Protection Authority Envalue Database, <http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/BenefitTr2.asp>, Avril 2004

OECD (1992), *Project and Policy Appraisal: Integrating Economics and Environment*, (authors Pearce, D., Whittington, D., Georgiou, S. and James, D.)

Le Parc naturel de l'Escaut (2003), présentation Power Point

Pate J. & Loomis J. (1997), "The effect of distance on willingness to pay values: A case study of wetlands and salmon in California", in *Ecological Economics* 20(3), pp. 199-207

Perman R., Ma Y., McGilvray J. & Common M. (2003), *Natural Resource and Environmental Economics*, 3rd edition, Pearson

Petrella R. (1998), *Le manifeste de l'eau : pour un contrat mondial*, Groupe de Lisbonne et Fundação Mario Soares, Lisbonne.

Point P. (1998), « La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique », in *Economie Publique*, 1, pp. 13-45

Privé A.-M. (1996), *Projet de la « Transhennuyère » : ses répercussions sur l'écosystème de la Ville de Péruwelz et des communes limitrophes*, Mémoire non publié

Quinif Y. & Vergari A. (1994), « Les phénomènes karstiques dans les roches calcaires » in Quinif Y. (Ed.), *Craies et calcaires en Hainaut*, Faculté Polytechnique de Mons, pp.

37-43.

Schmidheiny S. (1992), *Changing course – A global business perspective on development and the environment*, World Business Council for Sustainable Development

SEC(2000)1238, *Document de travail des services de la Commission. Les politiques de tarification de l'eau en théorie et en pratique*, Commission des Communautés Européennes, Bruxelles

Seller C., Stoll J.R. & Chavas J. (1985), “Validation of Empirical Measures of Welfare Change: A Comparison of Nonmarket Techniques”, in *Land Economics*, Vol.8(2)

Sen A. (1995), “Rationality and social choice”, in *The American Economic Review* n°85 (1), pp. 1-24

Shiklomanov I.A. (2001), *World Water Resources: A New Appraisal and Assessment for the 21st Century*, UNESCO, Paris

Spash C. (2000), “Ecosystems, contingent valuation and ethics: The case of wetland recreation”, in *Ecological Economics*, 34(2), pp. 195-215

Spash C.L. & Hanley N. (1995), “Preferences, Information and Biodiversity Preservation”, in *Ecological Economics* 12, pp. 191-208

SWDE-ERPE (1998), *Projet Transhennuyère – Evaluation*, Docup Objectif 1 Hainaut

SWDE-ERPE (document non daté a), *Transhennuyère*, Note de présentation

SWDE-ERPE (document non daté b), *Analyse Coût/Bénéfice du Projet Transhennuyère*, Docup Objectif 1 Hainaut

Thanassoulis E. (2001), *Introduction to the Theory and Application of Data Envelopment Analysis*, Aston University, Birmingham, United Kingdom

Turner R.K., Pearce D. & Bateman I. (1993), *Environmental economics. An elementary introduction*, The John Hopkins University Press, Baltimore

Turner R.K., Van den Bergh J.C.J.M., Söderquist T., Barendregt A., van der Straaten J., Maltby E. & van Ierland E.C. (2000) “Ecological economic analysis of wetlands : Scientific integration for management and policy”, in *Ecological Economics* n°35 (1), pp. 7-23

UNEP (1996), *Life Cycle Assessment : What is it and how to do it*, United Nations Environment Programme – Industry and Environment, Paris

US Congress (1993), *Preparing for an Uncertain Climate*, Vol. 1, OTA-O-567, US Government Printing Office, Washington DC

van de Walle D. & Gunewardena D. (1998), “How dirty are “quick and dirty” methods of project appraisal ?”, in *Policy Research Working Paper 1908*, Development Research Group, World Bank

van der Zaag P., Seyam I.M., Savenije H.H.G. (2002), “Towards measurable criteria for the equitable sharing of international water resources”, in *Water Policy*, 4, pp. 19-32

Verfaillie H.A. & Bidwell R. (2000), *Measuring eco-efficiency – a guide to reporting performance*, World Business Council for Sustainable Development

Wattecamps J.-M. (1993), *La problématique de la surexploitation de l'aquifère du Calcaire Carbonifère en Hainaut Occidental*, Compilation de travaux réalisés dans le cadre de la Maîtrise en Sciences de l'Environnement option Gestion Intégrée des Ressources Hydriques à la Fondations Universitaire Luxembourgeoise, Arlon

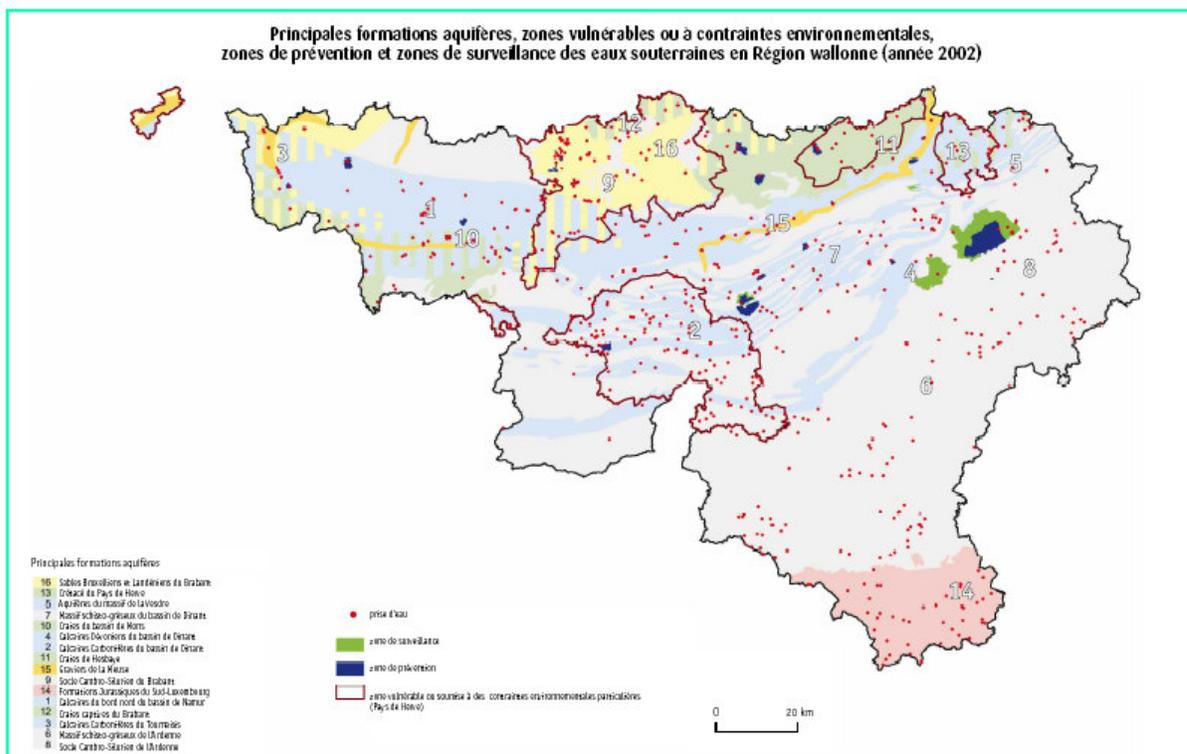
Wilson M.A. & Howarth R.B. (2002), “Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation”, in *Ecological economics* n° 41(3), pp. 431-443

Wolf A.T. (1999), “Criteria for equitable allocations: The heart of international conflict”, in *Natural Resources Forum*, 23(1), pp. 3-30

Yang H. & Zehnder A.J.B. (2002), “Water scarcity and food import: A case study for southern Mediterranean countries”, in *World Development*, 30(8), pp. 1413-1430

Yetim M. (2002), “Governing International Common Pool Resources: the international watercourses of the Middle East”, in *Water Policy*, 4, pp. 305-321

Annexe 1



Carte EAU 3-1

Source : NAW - DGRNE - DE - Direction des Eaux Souterraines

Annexe 2 : Accord de prélèvement

Batterie	Région wallonne						Vlaams gewest	
	Tournai Emprise et Casino		Mouscron S.W.D.E. & I.E.G.		Pecq Saint-Léger (V.M.W./S.W.D.E.)		Spiere-Helkijn (V.M.W.)	
Référence 1993	3,753		6,253		8,38		15,475	
	Réduction	Autorisation	Réduction	Autorisation	Réduction	Autorisation	Réduction	Autorisation
1996	1,087	2,666	0	6,253	0	8,38	0,838	14,637
1997	1,087	2,666	0	6,253	0	8,38	0,838	14,637
1998	1,087	2,666	0	6,253	0	8,38	0,838	14,637
1999	3,261	0,492	0	6,253	1,087	7,293	3,352	12,123
2000	3,261	0,492	1,087	5,166	1,087	7,293	4,19	11,285
2001	3,261	0,492	1,087	5,166	2,174	6,206	5,029	10,447
2005	3,261	0,492	2,253	4	3,261	5,119	6,775	8,7

http://mrw.wallonie.be/dgrne/legis/accords_de_cooperation/calcaire_carbonifere.htm

Annexe 3 : Méthodes d'évaluation de projets

Nous allons, dans cette annexe, brièvement présenter une série de méthodes d'évaluation de projets ayant d'importants impacts sur l'environnement. Nous verrons à chaque fois si ce type d'évaluation convient aux objectifs que nous nous sommes fixés. Nous ne pourrons pas les présenter toutes, mais uniquement les plus couramment utilisées. Le but est ici d'expliquer pourquoi nous avons décidé de recourir à l'analyse coûts-bénéfices (ACB).

1. Life Cycle Analysis ou Assessment (LCA)

Ce type d'analyse, communément appelé « écobilan », peut être défini comme « le processus d'évaluation des effets qu'un produit a sur l'environnement durant l'entièreté de son cycle de vie » (UNEP 1996). Selon la norme ISO 14040, la méthodologie LCA comprend la compilation des entrants et des sortants pertinents tout au long de la vie d'un « produit » (depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie), l'évaluation des impacts environnementaux associés à ces entrants et ces sortants et l'interprétation des résultats par rapport aux objectifs de l'étude. De manière imagée, on parle souvent des impacts « du berceau à la tombe ».

Il y a en principe quatre étapes à une analyse LCA, chacune étant définie par des normes ISO :

- définition de l'objectif et du champ de l'étude (frontières du système) : ISO 14041 ;
- inventaire des entrants et des sortants pertinents : ISO 14041 ;
- évaluation des impacts environnementaux potentiels associés : ISO 14042 ;
- interprétation des résultats obtenus : ISO 14043.

Toutes ces étapes sont très importantes, mais la troisième, qui a pour but d'identifier les impacts et de les quantifier sous forme d'indicateurs (ISO 14042) et éventuellement d'agrèger ces résultats, forme la particularité de la méthode.

Un inconvénient de cette méthode est qu'elle ne tient pas compte des investissements, ni des coûts d'exploitation et de maintenance (de manière plus générale, elle ne tient compte d'aucun coût financier). Or, comme nous l'avons vu au premier chapitre, dans l'analyse qui nous préoccupe, les coûts d'investissement sont colossaux.

2. L'éco-efficience

Ce concept a été introduit en 1992 par le World Business Council for Sustainable Development (Schmidheiny, 1992). A l'inverse du LCA, il a l'avantage de regrouper les éléments économiques et environnementaux.

Le principe est de faire des ratios du type [valeur du produit ou service / influence environnementale]. Les indicateurs de valeur du produit ou service peuvent être par

exemple (Verfaillie & Bidwell, 2000) : quantité de biens ou services vendus, ventes nettes, autres indicateurs financiers. Les indicateurs de l'influence environnementale peuvent être : la consommation d'énergie, la consommation de matières, la consommation d'eau, les émissions de gaz à effet de serre, les émissions de substances détruisant la couche d'ozone, etc.

Le problème qui se pose alors est celui de l'agrégation des données. Si l'on veut synthétiser les différents ratios en un seul indice, il va forcément y avoir une part subjective très importante. D'autre part, un seul ratio ne permet probablement pas de refléter de façon satisfaisante la réalité ; nous ne nous étendrons donc pas plus longuement sur cette méthode. Il nous semble que ce type de ratio serait plus utile pour classer un grand nombre de projets concurrents que pour faire un choix entre faire ou ne pas faire un projet.

3. L'analyse coût-efficacité

Cette méthode présente l'avantage de la simplicité. Il s'agit en effet de choisir, parmi un ensemble de mesures permettant de répondre à un objectif fixé à l'avance, l'ensemble le moins cher. Il faut pour cela calculer la valeur actuelle nette des différents projets, mais en tenant compte uniquement des coûts financiers. Une fois de plus, cette méthode est selon nous plus adaptée à la sélection d'un projet qu'au jugement du bien-fondé d'un projet *a posteriori*.

4. L'analyse multi-critères

Comme son nom l'indique, cette méthode basée sur la programmation mathématique permet de prendre en compte plusieurs critères différents (il s'agit en réalité d'une catégorie de nombreuses méthodes différentes). Ces méthodes sont souvent plus proches de la réalité que les méthodes d'optimisation d'un seul critère ; c'est encore plus vrai dans le domaine de l'environnement. En effet, il est rare qu'un seul objectif soit poursuivi (sauf si cet objectif est en réalité un succédané de plusieurs autres ; c'est le cas lorsque l'on veut maximiser le « bien-être social », qui est une somme des bien-être individuels).

Le problème qui se pose le plus souvent lors des analyses multicritères est qu'il faut donner une pondération à chacun des critères en question ; cela laisse la place à l'arbitraire, à la subjectivité. La moyenne arithmétique en est l'exemple le plus simple : les poids sont identiques pour chacun des critères. Il est également difficile de sélectionner les critères en question : il ne faut pas en oublier, mais il ne faut pas non plus que les critères se recoupent ou soient trop corrélés.

Ce type d'analyse peut aussi être assez difficile à interpréter par le grand public, ce qui nous pousse à opter pour une autre méthode pour évaluer la Transhennuyère. Il faut en effet comprendre la méthodologie et les mécanismes mathématiques derrière la méthode choisie pour pouvoir interpréter correctement les résultats (ces derniers pouvant être représentés sous forme de tableaux ou graphiques).

5. Les jurys de citoyens

Dans la gestion de l'environnement, une part croissante de la décision revient au citoyen. On ne parle plus uniquement de consultation ou de concertation, mais également de participation du public. Il en est par exemple ainsi de la gestion de l'eau dans l'article 14 de la Directive « Eau » (DC 2000/60/CE). De même, les études d'impacts doivent comporter une enquête publique.

Dans ce cadre existe une méthode basée sur des jurys de citoyens¹⁵, et qui est utilisée en Grande-Bretagne (Coote & Lenaghan, 1997). Il s'agit de choisir aléatoirement 12 à 16 jurés, représentatifs de la communauté dont ils sont issus (c-à-d qu'ils vont représenter un certain type d'acteurs). Ils sont réunis durant quatre jours, avec la présence de deux modérateurs. Les jurés reçoivent une formation et une explication de la situation. Les conclusions du jury sont rassemblées dans un rapport (les différents jurés ne sont pas tenus d'arriver à une position commune). Le verdict du jury n'est pas contraignant ; cependant, ce rapport doit être rendu public, et si les autorités décident de ne pas suivre ce verdict, elles doivent justifier cette décision.

Outre l'aspect démocratique de cette procédure et donc la représentativité des réelles aspirations des personnes concernées, la rapidité de résultats en est un autre point fort. Par contre, elles sont assez coûteuses. Un autre aspect négatif est le problème des nombreux biais qui peuvent survenir lors de la sélection des jurés.

Notons que Alfred & Jacobs (2000) ont testé cette méthode pour une évaluation d'une zone humide en Grande-Bretagne, et ont conclu qu'elles apportent réellement une plus-value, mais que la méthodologie n'a pas encore été assez utilisée pour permettre des comparaisons (il y a un manque de standardisation de cette méthode).

Notons qu'en Belgique plusieurs projets ont été menés sous l'égide de la Fondation pour les Générations Futures (voir www.fgf.be). Un panel de citoyens a par exemple été constitué pour une étude sur l'aménagement du territoire, la mobilité et le développement durable. Ces expériences débouchent à chaque fois sur une série de recommandations pour les panels futurs.

Cette méthode a uniquement été décrite dans un but de comparaison aux autres méthodes. Nous ne pouvons bien entendu pas organiser ceci dans le cadre d'un travail de fin d'études (nous n'avons pas le pouvoir de réunir autant de personnes, qui de plus refuseraient probablement d'y participer puisque nous ne disposons d'aucune contrainte d'ordre légal).

¹⁵ Cette méthode est parfois appelée « Panel de citoyens » ou « Conférences de citoyens »

Annexe 4 : simulations du taux d'équité

ACB1	ACB2	ACBmoy	test	te
100	150	125	0,0008	12,50
10000	15000	12500	8E-08	12,50
-100000	500	-49750	1,98E-10	0,49
800	801	800,5	2	1.281.600,50
0	1	0,5	2	0,50

ACB1	ACB2	ACB3	ACB4	ACB5	ACB6	ACB7	ACB8	ACBmoy	test	te
900	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1600	1250	2,38E-06	3,720
900	1000	1100	1200	1300	0	1500	1600	1075	5,83E-07	0,674
900	1000	1100	1200	1300	-1000	1500	1600	950	2,11E-07	0,190
900	1000	1100	1200	1300	-20000	1500	1600	-1425	2,53E-09	0,005
1250	1250	1100	1200	1300	1400	1500	1600	1325	5,26E-06	9,240
-900	-1000	-1100	-1200	-1300	-1400	-1500	-1600	-1250	2,38E-06	3,720
10000000	20000000	0	50000000	60000000	70000	658000	47778889	16813361	3,27E-16	0,092
10000000	20000000	10000000	50000000	60000000	70000	658000	47778889	18063361	3,56E-16	0,116
10000000	20000000	0	-10000000	60000000	70000	658000	47778889	10438361	5,13E-16	0,056
10000000	20000000	0	-1E+07	60000000	70000	658000	47778889	9313361	4,49E-16	0,039