Systèmes agraires et Soutenabilité, un enjeu pour la préservation d'une eau de qualité en Bretagne, un problème d'évaluation

Jean-Marc Douguet

▶ **To cite this version:**

Jean-Marc Douguet. Systèmes agraires et Soutenabilité, un enjeu pour la préservation d'une eau de qualité en Bretagne, un problème d'évaluation. Sciences de l'Homme et Société. Université de Versailles-Saint Quentin en Yvelines, 2001. Français. NNT : . tel-00497251

HAL Id: tel-00497251

https://theses.hal.science/tel-00497251

Submitted on 2 Jul 2010

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

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

UNIVERSITE DE VERSAILLES – SAINT-QUENTIN-EN-YVELINES

UFR des SCIENCES SOCIALES ET DES HUMANITES

SYSTÈMES AGRAIRES ET SOUTENABILITE : UN ENJEU POUR LA PRESERVATION D'UNE EAU DE QUALITE EN BRETAGNE, UNE QUESTION D'EVALUATION

Thèse pour le Doctorat ès Sciences Économiques
(*Arrêté du 30 mars 1992*)

présentée et soutenue publiquement par

JEAN-MARC DOUGUET

Directeur de recherche :
M. MARTIN O'CONNOR, Professeur à l'Université de Versailles - Saint-Quentin-en-Yvelines

Jury :
M. AMEDEE MOLLARD, Directeur de recherche INRA **–** Université de Grenoble
M. IAN KEPPLER, DR. HDR, Agence Internationale de l'Energie
M. PATRICK POINT, Professeur à Université de Bordeaux - CNRS
M. JEAN BONCOEUR, Professeur à l'Université de Bretagne Occidentale
M. MARC BIED-CHARETON, Professeur à l'Université de Versailles - Saint-Quentin-en-Yvelines

A ma famille,
A mes amis

Juin 2001

L'UNIVERSITE VERSAILLES – SAINT QUENTIN EN YVELINES, UFR DES SCIENCES SOCIALES ET DES HUMANITES

n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les thèses, ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

REMERCIEMENTS

La liste de remerciements est longue. J'ai bénéficié durant la thèse d'un encadrement important.

Mes remerciements vont, tout d'abord, au Professeur Martin O'Connor pour avoir dirigé mes recherches. Durant ces trois années, il n'a eu de cesse de m'encourager, n'a compté ni son temps, ni son énergie pour m'aider à mener à bien ce travail. Son aide, tant intellectuelle que matérielle, tout au long de la thèse a été des plus précieuses. Je le remercie vivement.

Mes remerciements s'adressent également à Patrick Schembri. Il a toujours été disponible et m'a maintes fois offert son aide. Le travail effectué ensemble dans le domaine de la modélisation a été enrichissant.

Ma reconnaissance va également au Professeur Sylvie Faucheux, qui m'a accueilli au sein du Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement (C3ED) de l'Université de Versailles – Saint Quentin-en-Yvelines.

Une reconnaissance toute particulière est aussi adressée à Philippe Méral et à Géraldine Froger, coéquipiers tout au long de cette aventure, qui m'ont apporté conseils et réconforts.

Je ne saurais oublier les membres de l'axe *Evaluation Environnementale et Capital Naturel* du C3ED et en particulier Jessy Tsang-King-Sang qui me supporte toute la journée. Un merci tout particulier est adressé à Natacha Amorsi pour son aide précieuse en ces derniers moments de rédaction. Je remercie également Jean-François Noël, Audrey Aknin et Julia Haake pour leur relecture.

J'ai également bénéficié de l'aide de Christine Bartkowiak, Christelle Hue, Miquel Lopez et Clarisse Magalhaes dans les domaines administratifs et pour les publications.

Je remercie aussi l'équipe des thésards avec qui nous avons souvent échangé informations et points de vue. Je leur souhaite bon vent pour la suite de leurs travaux.

Laurent Porcheret, du Laboratoire de Sud Amérique de l'Université de Versailles – Saint Quentin en Yvelines, m'a initié à l'utilisation des systèmes d'informations géographiques. Je lui en suis reconnaissant.

Ce travail de recherche n'aurait pu se réaliser sans l'aide que m'ont fourni les agriculteurs et les acteurs locaux rencontrés tout au long de ces trois années et tout particulièrement Samuel Féret du Réseau Agriculture Durable.

Durant ces trois années, j'ai bénéficié de financements de la Direction Générale XII de la Commission européenne dans le cadre du projet de recherche "*Making Sustainability Operational: Critical Natural Capital and the implication of a Strong Sustainability Criterion*" (1998-2000) coordonné par P. Ekins (Université de Keele, Angleterre) avec la participation de Sandrine Simon (Université de Keele, UK),

Rudolph de Groot, Johan van der Perk et Anna Chiesura (Université de Wageningen, Pays-Bas), Carl Folke et Lisa Deutsch (Université de Stockholm, Suède), Davide Pettenella (Fondazione Eni Enrico Mattei, Italie), Christiane Beuermann (Institut de Wuppertal, Allemagne) et Martin O'Connor (C3ED, France).

Une deuxième source de financements est issue du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement pour la recherche sur la "*Quantification et modélisation du Capital Naturel Critique pour la mise en œuvre d'une politique de développement durable en France*" (1997-1999) sous la direction scientifique de Martin O'Connor et de Patrick Schembri (C3ED).

Enfin, l'étude "*Validation socio-économique des indicateurs agro-écologiques*" *dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche* "*Environnement, Vie et Société*" (1997–1999) sous la direction scientifique de Martin O'Connor (C3ED) et Philippe Girardin (INRA-Colmar) a bénéficié des financements du CNRS dans le cadre du programme interdisciplinaire de recherche "*Environnement, Vie et Société*".

Ma gratitude va aussi à mes amis. Ils n'ont jamais cessé de m'encourager. Merci à tous.

Je ne saurais oublier l'aide que m'a fourni Madame Car. Je lui en suis très reconnaissant.

Enfin, je ne saurais terminer mes remerciements sans exprimer une pensée pour mes parents et ma famille qui ont eu la bonne idée de vivre en Bretagne et sans qui ce travail n'aurait pu voir le jour. Je les remercie vivement pour l'attention qu'ils m'ont portée et les encouragements qu'ils m'ont prodigués tout au long de ce parcours.

SOMMAIRE

Introduction générale……....p.1

Chapitre I : La dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne : un problème de soutenabilité ?……..…..p.12

Chapitre II : L'évaluation de l'environnement dans une optique de soutenabilité forte……..p.50

Chapitre III : Analyse du problème de soutenabilité forte en Bretagne……...p.68

Chapitre IV : La conceptualisation du problème de la soutenabilité forte en Bretagne…….p.106

Chapitre V : L'analyse Coût-Efficacité et le respect des normes environnementales……p.123

Chapitre VI : Scénarios de formes d'agriculture en Bretagne……p.160

Chapitre VII : L'intégration de la dimension locale dans le processus d'évaluation……...p.197

Conclusion générale……p.234

Annexes……..……...p.236

Références bibliographiques……p.287

RESUME :

La Bretagne, région agricole française est confrontée a un problème de soutenabilité. Du fait d'une croissance forte de l'agriculture à la fin du XXième siècle, de fortes pressions se sont exercée sur le milieu naturel, en particulier sur l'eau. La dégradation de la qualité de l'environnement a engendré de fortes répercussions tant aux niveaux écologique, économique que social. La préservation de la qualité de l'eau est devenue *un enjeu majeur pour le développement économique, social et culturel de la Bretagne*. La qualité de l'eau y est considérée comme un capital naturel critique au sens où de son maintien dépend le processus de soutenabilité.

Notre analyse repose sur une évaluation des modes de production agricole compatibles avec une optique forte de la soutenabilité. Conceptualisée à partir d'une approche en termes de production jointe élargie au domaine écologique et appliquée au cas le la Bretagne à travers le modèle *M3ED-AGRI*, notre démarche vise en une analyse structurelle des systèmes de production agricole. Le modèle *M3ED-AGRI* constitue le support à une analyse coût-efficacité permettant de caractériser et de classer diverses alternatives d'évolution de l'agriculture. Insérer dans les contextes local, régional, national et international, les scénarios d'évolution permettent la mise en évidence des implications et les justifications quant au choix des alternatives.

Traduite au niveau local, la démarche repose sur l'utilisation d'indicateurs insérés dans un outil informatique interactif afin de favoriser l'insertion des acteurs sociaux dans le processus d'évaluation. De la sorte, il est possible de délimiter les marges de manoeuvre et les motivations de chacun ainsi que de favoriser l'apprentissage social.

MOTS-CLES : Soutenabilité forte, Capital Naturel Critique, Indicateurs de développement durable, Eau, Bretagne, Agriculture, Production jointe, Modélisation structurelle, Analyse Coût-Efficacité, Justifications, Nouvelles Technologie d'Information et de Communication

---

TITLE:

Agrarian Systems and Sustainability: a stake for water quality preservation in the region Bretagne, a problem of Evaluation.

ABSTRACT:

The Brittany area is situated in the western part of France, and is currently facing sustainability problems. The end of the 20th century has been particularly significant due to the important agricultural growth and the stress on the environment. This stress has had important consequences on the environment, more precisely in the water context.

Environmental degradation in the Brittany has affected the ecology, economy and the overall society of this area. The preservation of water quality has become one of the most important targets to tackle in order to maintain the economical, social and cultural development. Water quality is now considered as critical natural capital in the sense of the process of sustainable development depends on the maintaining of water quality.

Our analysis is based on an evaluation for compatible agricultural production from a perspective of strong sustainability. We begin by facing a structural analysis of agricultural production systems that is conceptualised from an approach in terms of joint production applied to the ecological domain in the Brittany case through the model M3ED-AGRI. Our models constitute the support for a cost efficiency analysis allowing us to characterised and classify a variety of alternatives.

In a local context, our research approach lays on the use of various indicators using information and communication tools aiming at encouraging participation among stakeholders in the process of evaluation. Hence, it is possible to delimit the constraints of agricultural activities and the motivations of each stakeholder favouring, therefore, the social process of learning.

Keywords: Strong sustainability, Critical natural capital, Indicators of sustainable development, Water, Brittany, Agriculture, Joint Production, Structural modelisation, Cost-Efficiency analysis, Justifications, Information and communications technologies.

DISCIPLINE : Sciences Economiques

UFR DES SCIENCES SOCIALES ET DES HUMANITES
47, boulevard Vauban
78047 Guyancourt
Téléphone : 01.39.25.50.00

Télécopie : 01.39.25.53.55

INTRODUCTION

Les activités agricoles et agro-alimentaires constituent un des piliers majeurs sur lequel s'est appuyé l'essor de la Bretagne ces dernières décennies. Le rapport du Conseil Economique et Social de la Région Bretagne (CESR [2000]) précise que ces activités occupent une place pratiquement deux fois plus importantes dans la vie régionale que dans la moyenne des régions françaises ou dans les régions de pays considérés comme de grandes puissances agricoles (Pays-Bas, Danemark…). En 1999, elles emploient 16% de la population active (contre 8% au niveau national) et réalisent 10% de la richesse produite en Bretagne (contre 4,5% au niveau national).

Ce rapport souligne également que "*aujourd'hui, et pour des années, le système agricole breton, comme tout système productif, va se trouver confronté, désormais de façon quasi-permanente, à toute une série de défis*". On compte ainsi :

- Premièrement, les défis sont liés au marché avec, de façon très générale, une tendance à la régression des débouchés à prix garantis et un renforcement du rôle des marchés dans la régulation de la production primaire (et transformée).

- Deuxièmement, les défis sont relatifs aux pressions sur l'environnement exercées par les activités agricoles. Si le progrès technique a permis une diminution des coûts de production, l'orientation des structures de production vers la spécialisation et l'intensification de l'usage d'intrants accompagnée par une densification géographique de certaines productions. Cette orientation s'est constitue autant de facteurs de menace de la qualité de l'environnement rural et des ressources (et plus particulièrement sur la qualité de l'eau). Ces mêmes évolutions peuvent jouer sur l'image de marque régionale, voire contribuer aux mouvements de délocalisation des industries agro-alimentaires, dont la tendance actuelle est de se rapprocher des centres de consommation.

- Troisièmement, les défis ont trait à l'évolution du cadre juridico-politique dans lequel s'insère l'activité agricole. Ainsi, les accords de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) poussent à une ouverture des marchés domestiques aux importations, au recul de la préférence communautaire et à une restriction des aides à l'exportation. De même, la Politique Agricole Commune (PAC) menée au sein de l'Union Européenne va dans le sens d'un découplage des aides avec les prix des biens et les volumes produits mais aussi de la multi-fonctionnalité de l'agriculture et de l'éco-conditionnalité des aides directes.

Si les options stratégiques retenues tournent autour des préoccupations commerciales, de la préférence à une logique de valeur ajoutée plutôt que de volume, l'option notée en premier lieu est relative à une orientation "*forte pour un développement durable, conciliant les besoins économiques des hommes, les impératifs de la sauvegarde de l'environnement et les préoccupations de revenus et*

d'emplois" (p.9). La soutenabilité revêt ici un caractère de coexistence des activités humaines et des exigences environnementales.[1]

LE DEVELOPPEMENT DURABLE EN BRETAGNE…

Idée phare depuis le début des années quatre-vingt-dix, le développement durable pose le problème de la conciliation des dimensions économiques, sociales et écologiques. Plus précisément, le rapport *Our Common Future* (WCED [1987]), aussi dénommé rapport Brundtland, définit le développement durable comme "*un développement qui permet la satisfaction des besoins présents, sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins*" (p.10). La situation actuelle en Bretagne relève d'un problème de soutenabilité au sens où d'un côté, la croissance de l'agriculture la qualité de l'eau mettent en péril divers pans de l'activité bretonne (aquaculture, industries agro-alimentaires…). De l'autre côté, l'agriculture représente une activité importante pour cette région. Définir l'avenir de la Bretagne se décline alors par la conciliation de ces deux "impératifs".

Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'évaluation des politiques publiques. Envisager la durabilité amène donc à considérer les coûts d'opportunité associés à une modification de l'usage des ressources économiques et écologiques. Deux optiques peuvent être suivies. La première s'insère dans l'optique de l'efficacité Paretienne. Cette démarche repose sur la seule comparaison des coûts, ce qui amène à ne saisir qu'une partie de la réalité. Deux conditions peuvent en augmenter la pertinence. La première condition porte sur l'analyse des effets qui sont susceptibles d'être complexe à appréhender. La seconde condition amène à déterminer un coût aux actions menées afin d'atteindre des objectifs. C'est l'objectif de la seconde optique qui tente d'introduire ces derniers éléments dans l'analyse à travers la prise en compte des dimensions institutionnelles, des changements environnementaux à long terme, des interactions entre les composantes du *capital naturel*, de l'incertitude et des conflits sociaux.[2]

L'objectif de la première optique est de déterminer quelle sera l'action jugée la "meilleure" pour la société à travers les critères d'efficacité et d'équité. Ce mode d'internalisation se situe en fait dans une optique de maintien de la croissance d'agrégats dans le temps et du bien-être de la société. Il s'agit du cadre de la soutenabilité dite *faible*. Le développement soutenable s'exprime, dans la théorie économique standard, à travers le maintien ou la croissance d'un potentiel de bien-être.

[1] On parlera indifféremment de soutenabilité ou de durabilité, de développement durable ou de développement soutenable.

[2] Le capital naturel est un stock ayant la capacité de fournir des flux de biens et de services environnementaux (voir Daly [1994], Faucheux & O'Connor [1999])

L'ensemble des ressources naturelles et des biens et services environnementaux y est assimilé à une forme de capital qui figure comme argument d'une fonction d'utilité ou comme facteur de production. Des hypothèses sont réalisées quant à la substituabilité des capitaux entre eux, ce qui implique en fait qu'il soit possible de les mesurer à partir d'une même unité (monétaire dans ce cas). On peut d'ailleurs noter que, pour déduire une règle de soutenabilité, l'approche économique standard étend les enseignements des modèles de croissance optimale avec ressources épuisables à des modèles de croissance optimale avec capital naturel.

Ainsi posées les bases de l'approche de la soutenabilité faible, il s'agit alors de :

(a) Déterminer les prix qui reflètent les coûts d'opportunité. Cette étape s'avère difficile dans le cas de la prise en compte de la dimension environnementale ;

(b) Une fois cette étape franchie, il s'agit d'établir la distribution des coûts et des bénéfices associés aux coûts et ceux bénéfices associés aux ressources économiques et environnementales. Cela nécessite d'identifier les responsabilités quant à l'origine des dommages environnementaux par exemple.

L'étape (a) consiste à donner une valeur monétaire aux dommages environnementaux et amène à introduire ces derniers dans la sphère économique ou, en d'autres termes, à les internaliser. A ce stade, deux remarques peuvent être effectuées.

Premièrement, la notion de dommage a pour symétrique celle de bénéfice ou d'avantage, défini comme les dommages évités. Dans ce cadre d'analyse, on peut procéder au calcul dit "coûts-avantages" ou "coûts-bénéfices" par lequel sont comparés les coûts d'une action ou d'une politique et les avantages correspondants (en une unité monétaire commune).

La seconde remarque touche à la problématique des dommages et des avantages embrasse, en fait, le contexte du problème de l'évaluation des ressources naturelles et de l'environnement. Donner une valeur monétaire aux dommages environnementaux infligés aux rivières, par exemple, revient en réalité à évaluer économiquement les ressources puisque le dommage représente la perte de la ressource ou la perte d'utilité (due à la détérioration ou de la disparition de la ressource). La notion de dommage ou d'avantage repose en fait sur l'expression des préférences des individus – pour éviter une perte (dommage) ou pour obtenir un gain (avantage). Ces préférences se manifestent sur le marché et s'expriment sous la forme d'un *consentement à payer*. On introduit ici le concept de *souveraineté du consommateur* qui s'exprime au moyen de son consentement à payer ou, autrement dit, par sa demande pour un bien ou service donné.

Les consommateurs peuvent également s'exprimer à travers les *consentements à recevoir*, c'est-à-dire la compensation minimale qu'ils sont prêts à accepter dans le cas de la perte d'un bien ou d'un service ou de l'accès à ces derniers.

Il convient également de considérer la nature de ces dommages. L'analyse économique traditionnelle distingue deux grandes catégories de valeurs environnementales : les valeurs *d'usage* et les valeurs *intrinsèques*, l'ensemble des deux formant la *valeur économique totale*. Dans cette optique, une demande doit pouvoir s'exprimer sur un marché. Or, les phénomènes d'environnement restent extérieurs au marché. Il s'agit donc d'identifier les méthodes de révélation et d'évaluation des préférences individuelles, de leur consentement à payer pour que soient instaurées des mesures de protection de l'environnement. On dénombre ainsi, par exemple, les méthodes contingentes (voir Bonnieux et al. [1994]), des prix hédonistes… (voir Bonnieux & Desaigues [1998], Desaigues & Point [1993], STOA [1996]).

L'étape (b), s'inscrit dans le cadre d'une politique de réduction des pollutions, une responsabilisation des acteurs sociaux. Le développement d'un système de taxation (Taxe Générale sur les Activités Polluantes, Redevance Eau) instaure l'application du principe de pollueur-payeur. L'idée est que l'émetteur de polluant paye pour la pollution ainsi engendrée. Les prix des biens et des services mis sur le marché doivent alors pleinement refléter les coûts de production et les coûts des ressources utilisées, y compris les ressources environnementales. Cela signifie que le rejet des substances polluantes dans l'eau, par exemple, est une forme d'utilisation de cette ressource en tant que facteur de production. En l'absence de paiement pour leur utilisation, ces ressources d'environnement seront gaspillées, détériorées voire irrémédiablement dévastées. La gratuité des ressources est alors considérée comme la cause première de la détérioration de l'environnement.

Le principe de pollueur-payeur permet l'abandon de cette gratuité en faisant en sorte que le pollueur prenne en compte les coûts d'utilisation ou de détérioration des ressources environnementales. L'objectif est de fournir un "signal-prix" afin que l'environnement se trouve pleinement intégré dans la sphère marchande de l'économie.

La réalité de la mise en œuvre de ce principe est controversée en Bretagne. D'une part, les agriculteurs considèrent payer un lourd tribut pour la préservation de l'environnement. D'autre part, les consommateurs voient en la redevance une ponction financière injuste. En effet, ces derniers paient pour la dégradation de la qualité de l'eau liée à une activité agricole subventionnée. Ils participent donc doublement à la préservation (et dégradation) de la qualité de l'eau sans, pour autant, avoir de contrôle possible sur l'orientation de ces fonds ni sur l'efficacité des mesures mises en œuvre.

On peut dégager, dès à présent, les limites d'une telle approche. Trois dimensions se retrouvent au cœur du débat : la première est relative aux échelles et aux agrégations, la deuxième est liée à l'incertitude et la troisième à l'équité (O'Neill [1996], Willinger [1997], Holland [1998], Hanley & Spash [1993]).

Les échelles physiques et temporelles des systèmes observés ou considérés sont très larges, les incertitudes scientifiques sont inévitablement importantes. La définition des coûts d'opportunité devient alors difficile et parfois arbitraire. Dans ce cadre d'analyse, l'acte d'estimer les dommages environnementaux, signifie trouver un ensemble de valeurs afin de pouvoir comparer des biens environnementaux non marchands. Les comparaisons des coûts et des bénéfices sur de longues périodes, nécessite le recours à un taux d'actualisation. L'actualisation permet de comparer des sommes d'argent présentes à des sommes futures et réciproquement. Cependant, le choix du taux d'actualisation conditionne largement les résultats obtenus par l'analyse coûts-avantages.

Les choix comportent des dimensions éthiques. Celles-ci sont en partie liées à la justice, à la redistribution, à des enjeux d'équité relatifs aux générations futures… Cela suppose également que les choix soient acceptables moralement ou socialement justifiés. D'un côté, les agriculteurs, intégrés dans le complexe agri-agro-alimentaire, imaginent un développement de la Bretagne associé à la croissance du secteur agricole, ceci nécessite que ce dernier soit compétitif, en particulier sur les marchés mondiaux. D'un autre côté, des associations de défenseurs de l'environnement, de protecteurs des consommateurs, d'agriculteurs ou plus généralement de citoyens envisagent l'avenir de la Bretagne comme une coexistence entre les diverses activités et le milieu naturel.

LE PROBLEME DE LA SOUTENABILITE FORTE EN BRETAGNE…

Les limites de l'approche de la soutenabilité faible nous ont conduit à considérer une version élargie de l'internalisation. Elle se réfère à des processus et des institutions politiques pour résoudre des conflits relatifs aux problèmes environnementaux. Dans des situations caractérisées par des changements écologiques à long terme, par des incertitudes, par des conflits sociaux et des interactions complexes des composantes des écosystèmes, l'idée de prendre en compte l'environnement à part entière ne peut se réduire à une opération de maximisation (O'Connor [1997c]). L'internalisation "institutionnelle" signifie alors l'émergence explicite de processus à travers lesquels les problèmes de qualité environnementale et de maintien des fonctions environnementales sont exprimés. Elle s'inscrit dans le cadre de la soutenabilité forte.

La prise en considération du mouvement et de la durée conduisent à une approche dynamique du capital naturel. L'identification des fonctions environnementales - identifié à partir des fonctions environnementales internes aux systèmes de capital naturel ainsi que celles fournies aux activités

humaines - nous permet de souligner d'une part, la multitude des rôles de l'eau au sein de la société et, d'autre part, la diversité de seuils et normes environnementales. Aussi, afin de mesurer les coûts associés aux dommages engendrés par la dégradation de l'eau, une analyse multicritère doit être développée. Il s'agira d'un côté, d'envisager les implications d'un prolongement de la situation actuelle d'un point de vue économique mais aussi environnemental. D'un autre côté, des simulations seront développées à partir de scénarios d'évolution de l'agriculture. Une analyse coût-efficacité constituerait un outil susceptible de mettre en évidence les coûts d'opportunité et les performances environnementales nécessaires à l'atteinte d'objectifs.

La soutenabilité forte peut en fait s'inscrire dans une logique de conflits sociaux à travers le développement de modèle de répartition. L'idée serait de mettre en évidence les intérêts en jeu, les justifications et les légitimités des actions à mettre en œuvre. Pour ce faire, il nous semble que le recours à des Nouvelles Technologies de l'Information et de Communication pourrait favoriser l'instauration d'un espace de négociation dans lequel seraient susciter et faciliter les discussions et l'apprentissage collectif autour de l'idée de soutenabilité.

En d'autres termes, l'internalisation institutionnelle nous permet d'aborder les thèmes suivants :

(a) La prise en compte d'une multitude de dimensions (économique, écologique, sociale…), d'acteurs (agriculteurs, politiques, consommateurs, citoyens), de critères (performance environnementale, croissance économique), d'échelles (local, national…) et donc de la diversité des seuils et des normes environnementales : les notions d'incertitudes scientifiques, d'irréversibilité des effets sur l'environnement, de principe de précaution (Godard [1997], Callens [1998]) sont également introduites dans cette analyse. Un problème d'arbitrage de normes se pose dans le cas où il existerait une impossibilité de respecter simultanément tous les seuils. La dégradation de la qualité de l'eau joue aussi le rôle de révélateur d'un problème de développement et de son maintien dépend le processus de durabilité.

(b) Une réinterprétation du problème de la soutenabilité en Bretagne à l'aide du concept de *capital naturel critique* est également possible : dans le cadre de notre analyse, la qualité de l'eau est considérée comme un capital naturel critique, c'est-à-dire qu'elle peut être définie comme "*une ressource environnementale qui, à une échelle géographique donnée, remplit d'importantes fonctions environnementales et pour laquelle aucun substitut en termes de capital manufacturé ou humain ou même naturel n'existe*" (Noël & O'Connor [1998]). La soutenabilité forte se traduit alors comme le maintien des fonctions environnementales essentielles au cours du temps.

Bien que la société bretonne semble d'accord sur le fait qu'il faille protéger l'environnement et en particulier l'eau, le problème qui se pose est relatif à l'utilisation des ressources environnementales et à la manière dont il est possible d'éviter de dépasser les seuils ou de respecter les normes

environnementales. En réalité, tout dépend du point de vue que l'on considère. Ainsi, un agriculteur pourra concevoir de traiter le lisier ou de financer la dépollution de l'eau afin de maintenir son mode de production ; un défenseur de l'environnement sollicitera une modification des pratiques agricoles. Ce qui revient à dire que dans le premier cas, c'est l'activité économique qui supporte une partie du coût de la pollution, alors que dans le second, l'insertion de l'activité économique dans les cycles écologiques (en limitant la production de déchets) est recherchée. Pourtant, dans les deux cas, il s'agit de réponses fournies par les agriculteurs aux attentes sociales. Cependant, l'évolution indiquée dans le premier cas revêt un caractère technique alors que dans le second, un changement structurel est nécessaire. A partir d'une modélisation et du développement de scénario, il sera possible d'envisager diverses alternatives d'évolution des systèmes de production agricole en Bretagne.

Le problème a ainsi toujours trait aux coûts d'opportunité liés à la mise en œuvre d'usages alternatifs de ressources économiques et environnementales afin d'atteindre des objectifs. Cependant, il ne s'agit pas tant d'évaluer l'environnement (en tant que tel) mais de déterminer les systèmes de production agricole et les modes de coordination et de régulation susceptibles de concilier croissance économique et préservation d'une eau de qualité. En d'autres termes, il s'agit d'une démarche structurelle qui vise à rechercher les implications des choix stratégiques vis-à-vis des contextes économiques, sociaux, juridiques et écologiques avant même de parler de la valeur d'une unité d'eau dégradée.

ORGANISATION DE LA THESE…

La thèse s'organise en deux étapes. La première étape, qui regroupe les chapitres I, II, III et IV, permet une reconstruction du problème de soutenabilité en Bretagne et fournit un cadre d'analyse. La seconde étape, les chapitres V, VI et VII, offre des éléments de résolution des problèmes précédemment posés.

Considérant le problème de la dégradation de la qualité de l'eau par les activités agricoles en Bretagne comme une question de soutenabilité et face aux limites de la soutenabilité faible (Chapitre I), nous envisageons un processus d'internalisation institutionnelle. La dégradation de la qualité de l'eau y est appréhendée comme le signe d'un problème de soutenabilité, nécessitant l'identification des seuils et des normes environnementals. A partir de la classification établie par Ekins et Simon [1999], l'identification du capital naturel critique est possible à partir du concept de *fonctions environnementales*, c'est-à-dire la capacité des processus naturels et de leurs composantes à fournir des biens et des services qui satisfont les besoins humains (de Groot [1992]). En définitive, notre démarche s'inscrit dans l'optique de la *soutenabilité forte* au sens où c'est le maintien des fonctions environnementales importantes qui est recherché.

Une fois cette étape franchie, le choix de la méthode d'évaluation sensée répondre à ces exigences s'effectue. L'utilisation de méthodes d'évaluation multicritère offre la possibilité de développement de scénarios afin d'appréhender les futurs possibles de l'activité agricole en Bretagne et les méthodes d'évaluation délibératives afin d'intégrer les acteurs sociaux dans le processus de prise de décision. (Chapitre II).

A partir de la notion de fonctions environnementales, il est possible de décrire le rôle de l'eau au niveau des écosystèmes en Bretagne comme *support de vie* (développement de la faune et de la flore aquatiques, cycle de l'eau, eau pour les hommes), comme *puits* (des excès de nitrates, des pesticides, des métaux lourds, des rejets ou des déchets liés aux activités humaines), comme *équilibre des écosystèmes* (maintien du saumon en Bretagne, de la loutre…) mais aussi au niveau du *bien-être humain* (les activités de production et récréatives…). Le développement d'un modèle de production jointe élargie à la prise en compte des dimensions écologiques nous permet de conceptualiser les différents rôles de l'eau au sein de l'économie mais aussi au niveau écologique. De plus, les logiques des conflits sociaux existant en Bretagne peuvent être représentées au sein de ce type de modèle à partir de la détermination des variables de répartition (taux de profit, prix…) (Chapitre III).

L'application du modèle de production jointe au problème de soutenabilité en Bretagne vise à mettre en évidence les différentes implications – tant économiques, écologiques que sociales – du développement de différentes stratégies. Ces dernières peuvent conduire à une prise en compte ou non la

préservation de l'eau dans les décisions, de la mise en œuvre de mesures techniques moins polluantes (ou de traitement de la pollution) ou de mesures structurelles. En définitive, notre attention porte tout d'abord sur les modes de coordination et de régulation permettant l'atteinte des objectifs avant même de chercher à attribuer une valeur à la protection de l'eau. La durabilité doit être ici comprise comme la recherche d'une structure permettant d'envisager une symbiose entre les cycles économiques et les cycles écologiques (Chapitre IV).

Aussi, il nous semble pertinent d'envisager une analyse des structures ou des modes de production agricole existants au niveau macro-économique afin d'envisager, dans un premier temps, les évolutions possibles du système de production agricole en fonction des contextes social, économique et institutionnel. La détermination des coûts économiques d'opportunité et des impacts sur l'environnement peut alors faire l'objet d'une analyse coût-efficacité réalisée à partir d'un modèle structurel M3ED-AGRI et reposant sur les implications (économiques et écologiques) de l'atteinte d'objectifs ou du respect de normes (Chapitre V).

Le développement de scénarios d'évolution de l'agriculture en Bretagne soulève la question de leur insertion dans le contexte économique, juridique et social. L'importance des modes de justifications apparaît constituer un élément important dans l'évaluation des alternatives. En effet, la prise en compte de cet aspect pourrait permettre de souligner l'existence de perceptions différentes et de chevauchement de logiques variées. Cette démarche nous semble donc pertinente afin d'éclairer la question de la légitimité des scénarios, de leur dimension collective et de la place de l'environnement dans chacun d'entre eux (Chapitre VI).

Cependant, une fois définie l'évolution structurelle de l'économie agricole bretonne, il est nécessaire de voir ce qu'il est possible de réaliser au niveau local. En effet, comme le souligne le rapport *Bretagne Eau Pure* [1998], les comportements des agriculteurs sont une source de blocage. Il convient dans ce cas de confronter leur point de vue à celui d'autres agriculteurs ou avec celui d'autres individus qui défendent des intérêts différents. A travers le développement de Nouvelles Technologies de l'Information et de Communication (NTIC), un dialogue pourra émerger. De la sorte, un partage des connaissances, des motivations des individus et une meilleure compréhension des attentes de chacun pourra s'effectuer autour de la durabilité (Chapitre VII).

En définitive, la recherche de stratégie de développement durable en Bretagne nous amène à la prise en compte de dimensions variées – tant économiques, sociales, écologiques que spatiales et temporelles – au sein d'un processus d'évaluation.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale……..……..….1

Chapitre I : La dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne : un problème de soutenabilité ?……12

I.1 L'AGRICULTURE, L'EAU ET LE DÉVELOPPEMENT SOUTENABLEERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

I.1.1 L'AGRICULTURE ET LA DÉGRADATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU EN BRETAGNE**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

§.1 L'agriculture en Bretagne ..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.2 La dégradation de la qualité des eaux en Bretagne ..... ***Erreur! Signet non défini.***

*§.3 Les actions développées pour limiter l'impact de l'agriculture sur l'environnement****Erreur! Signet non défini.***

I.1.2 L'INTERNALISATION DE LA DÉGRADATION DE L'EAU EN BRETAGNE DANS L'OPTIQUE DE LA SOUTENABILITÉ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

§.1 L'internalisation des dommages environnementaux..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.2 Le développement soutenable : concepts et définitions..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.3 La notion de capital naturel..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.4 Les indicateurs du développement durable ..... ***Erreur! Signet non défini.***

I.2 LE CADRE CONCEPTUEL DE LA SOUTENABILITÉ FAIBLE EST-IL ADAPTÉ AU CAS DE LA BRETAGNE ? ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

I.2.1 LA SOUTENABILITÉ FAIBLE : CONCEPT ET IMPLICATIONS..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

§.1 Le concept de la soutenabilité faible..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.2 Les implications de la conception faible de la soutenabilité..... ***Erreur! Signet non défini.***

I.2.2 LES INDICATEURS DE LA SOUTENABILITÉ FAIBLE..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

I.3 LES DIMENSIONS DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT. QUELLES PERSPECTIVES POUR UNE APPLICATION À LA SITUATION BRETONNE ? ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

I.3.1 LES DIVERSES VALEURS DE L'ENVIRONNEMENT ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

§.1 L'évaluation économique et le surplus du consommateur..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.2 Le concept de la valeur de non-usage ..... ***Erreur! Signet non défini.***

I.3.2 LES MÉTHODES ÉCONOMIQUES D'ÉVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

§.1 Le côté demande..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.2 Le côté offre..... ***Erreur! Signet non défini.***

I.3.3 L'ANALYSE COÛTS-AVANTAGES ET LA PRISE DE DÉCISION..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

§.1 L'analyse coûts-avantages..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.2 Les frontières de l'approche monétaire..... ***Erreur! Signet non défini.***

Chapitre II : L'évaluation de l'environnement dans une optique de soutenabilité forte…….....50

II.1 LA SOUTENABILITÉ FORTE ET LES INDICATEURS DU CAPITAL NATURELERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

II.1.1 LA SOUTENABILITÉ FORTE..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

II.1.2 LA SOUTENABILITÉ FORTE, LE CAPITAL NATUREL CONSTANT ET LE CAPITAL NATUREL CRITIQUE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
II.1.3 LES FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES ET LA MISE EN ŒUVRE DE POLITIQUE DE SOUTENABILITÉ FORTE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Les fonctions environnementales ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Rendre opérationnelle la notion de capital naturel critique et la détermination de politique de soutenabilité forte ..... ***Erreur! Signet non défini.***

II.2 AU-DELÀ DES FRONTIÈRES DE L'ÉVALUATION MONÉTAIRE DE L'ENVIRONNEMENT ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

II.2.1 L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE COMME UNE PROCÉDURE DE COORDINATION PUBLIQUE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'élargissement de la démarche aux domaines non monétaires ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 L'évaluation comme un processus de coordination publique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
II.2.1 LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT DANS LE CADRE DE LA SOUTENABILITÉ FORTE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Les méthodes d'évaluation multicritères : Quelles perspectives pour l'application dans le cas de la Bretagne ? ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Les méthodes d'évaluation délibératives et l'intégration des acteurs locaux dans le processus de décision ..... ***Erreur! Signet non défini.***
II.2.3 QUELLE MÉTHODE D'ÉVALUATION POUR LE CAS DE LA BRETAGNE ?**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 De la perspective Cartésienne à celle de la Complexité ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 La méthode de l'évaluation environnementale ..... ***Erreur! Signet non défini.***

Chapitre III : Analyse du problème de soutenabilité forte en Bretagne……68

III.1 IDENTIFICATION DES FONCTIONS ENVIRONNEMENTALESERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

III.1.1 LA FONCTION ENVIRONNEMENTALE 'SOURCE' DE L'EAU ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
III.1.2 LA FONCTION ENVIRONNEMENTALE 'PUITS' ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Les indicateurs de pression azotée ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Les indicateurs de pression par les pesticides ..... ***Erreur! Signet non défini.***
III.2.3 LA FONCTION ENVIRONNEMENTALE 'ÉQUILIBRE DES ÉCOSYSTÈMES'**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
III.2.4 LA CONTRIBUTION DE L'EAU À LA SANTÉ ET AU BIEN-ÊTRE HUMAINS**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

II.2 ANALYSE DE LA SITUATION EN BRETAGNE À PARTIR DU CADRE CONCEPTUEL D'UN MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

III.2.1 LE CONCEPT ET LA STRUCTURE DU MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Les objectifs du modèle de production jointe ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Les hypothèses du modèle de production jointe ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 Eléments de résolution du modèle de production jointe ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 Un modèle à quatre processus et quatre ressources ..... ***Erreur! Signet non défini.***
III.2.2 EXEMPLE SIMPLIFIÉ DES SENTIERS D'ÉVOLUTION D'UNE ÉCONOMIE **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Un modèle d'économie "non fondamentale" ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Croissance maximale de l'économie : taux de croissance $\pi_1 = g_1$ ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 Croissance maximale du capital naturel (renouvellement de l'eau) : taux de croissance $g_3 = \pi_3$. ..... ***Erreur! Signet non défini.***

III.3 LE MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE APPLIQUÉ À LA DÉGRADATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET AUX CONFLITS DES SYSTÈMES DE VALEURERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

III.3.1 CAPITAL NATUREL DÉGRADÉ ET TRAITEMENT DES DÉCHETS ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

*§.1 Les différentes formes de traitement de l'élimination de la pollution.... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2 Capital naturel dégradé par les déchets économiques. **Erreur! Signet non défini.***
III.3.2 SYSTÈMES DE VALEUR : PERSPECTIVES THÉORIQUES DE DOMINATION ET DE RÉCIPROCITÉ ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1 Les "propriétaires" des capitaux économiques et naturels ..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2 Eléments de contestation des systèmes de valeur ..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.3 Lutte pour le pouvoir et taux de rendement inégaux ..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.4 Un exemple de paramétrisation de la pseudo-compensation ..... **Erreur! Signet non défini.***

Chapitre IV : La conceptualisation du problème de la soutenabilité forte en Bretagne……..…..……...106

IV.1 APPLICATION DE L'ANALYSE DE LA PRODUCTION JOINTE À LA SITUATION EN BRETAGNE ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

IV.1.1 ELARGISSEMENT DU MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1 L'introduction d'un quatrième processus et d'un quatrième bien..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2 Application du modèle à quatre processus et à quatre biens à un exemple numérique **Erreur! Signet non défini.***
IV.1.2 LA NON ÉGALISATION DES TAUX DE RENDEMENT ET L'INADÉQUATION DE L'AMÉLIORATION DE L'EFFICACITÉ ÉCOLOGIQUE..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1 La non égalisation des taux de rendement ..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2 L'inadéquation de l'amélioration de l'efficacité écologique..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.3 La réalité des politiques proposées en Bretagne..... **Erreur! Signet non défini.***

IV.2 QUELLES PERSPECTIVES POUR UNE EXPLOITATION DURABLE DE L'EAU ? ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

IV.2.1 L'INSERTION DANS LES BOUCLES RÉCURSIVES DE LA BIOSPHÈRE ?. **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.2 Un système économique-écologique cyclique : l'épuration de l'eau .... **Erreur! Signet non défini.***
*§.3 Analyse du système économique-écologique cyclique..... **Erreur! Signet non défini.***
IV.2.2 LES STRATÉGIES DE SOUTENABILITÉ FORTE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1 Identification des flux dans le modèle de la production jointe..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2 Le classement des politiques eau en Bretagne.…..... **Erreur! Signet non défini.***

Chapitre V : L'analyse Coût-Efficacité et le respect des normes environnementales…...……..123

V.1 ANALYSE COÛT – EFFICACITÉ ET DÉTERMINATION DES COÛTS DIRECTSERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

V.1.1 ACE ET IDENTIFICATION DES MESURES ENVISAGEABLES EN BRETAGNE **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1. Optique de l'analyse Coût – Efficacité ..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2. Identification des solutions envisagables en Bretagne..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.3 Evaluation des mesures techniques et mesures structurelles ..... **Erreur! Signet non défini.***
V.1.2 RESPECT DES NORMES ET ANALYSE DES COÛTS DIRECTS..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1. L'analyse statique de l'évaluation des coûts directs..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2. L'évaluation des coûts directs dans un cadre dynamique ..... **Erreur! Signet non défini.***

V.2 EVALUATION DES COÛTS INDIRECTS DANS L'ANALYSE COÛT - EFFICACITÉ ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

V.2.1 OBJECTIFS ET ENJEUX DE LA MODÉLISATION MACRO-ÉCONOMIQUE. **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1 Trois types de modélisations macro-économiques ..... **Erreur! Signet non défini.***
*§.2. Analyse Structurelle dans le cadre dynamique..... **Erreur! Signet non défini.***
V.2.2 M3ED - AGRI : LE MODULE AGRICOLE DU M3ED..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
*§.1. Présentation de la spécificité et de l'optique de M3ED-AGRI ..... **Erreur! Signet non défini.***

§.2. Structure du M3ED-AGRI ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3. Evaluation des politiques publiques et indices coût - efficacité ..... ***Erreur! Signet non défini.***

Chapitre VI : Scénarios de formes d'agriculture en Bretagne……..……..160

VI.1 LES SCÉNARIOS DE L'ÉVOLUTION DE L'AGRICULTURE EN BRETAGNEERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

VI.1.1 PRÉSENTATION DES SCÉNARIOS ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 La définition des scénarios ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 La traduction de ces scénarios dans le M3ED-AGRI ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.1.2 QUELS SONT LES PRÉSUPPOSÉS DE TELS SCÉNARIOS ? ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'agriculture intensive ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 L'agriculture raisonnée ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 L'agriculture économe ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 L'agriculture biologique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.1.3 LA RÉALITÉ DU CONTEXTE DE LA CONSTRUCTION DES SCÉNARIOS D'ÉVOLUTION DE L'AGRICULTURE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Le contexte régional ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Les orientations des politiques nationales ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 Les orientations des politiques communautaires ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 Les orientations des politiques internationales ..... ***Erreur! Signet non défini.***

VI.2 LES RÉSULTATS DE LA SIMULATION ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

V.2.1 EVOLUTION DE LA PRODUCTION AGRICOLE ET DES ÉMISSIONS D'AZOTE**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
VI.2.2 EVOLUTION DES COÛTS ÉCONOMIQUES ET DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
VI.2.3 ILLUSTRATION : LES CHARGES D'ADAPTATION POUR RÉPONDRE À LA DIRECTIVE EUROPÉENNE "NITRATES" ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

VI.3 LA SIGNIFICATION SOCIALE DES SCÉNARIOS : ANALYSE DE DES JUSTIFICATIONS..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

VI.3.1 PRÉSENTATION DE L'ANALYSE DES JUSTIFICATIONS DANS L'APPROCHE DES "CITÉS"**ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Présentation de l'analyse de "cités" ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Présentation synthétique de la pluralité des représentations ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.3.2 L'AGRICULTURE INTENSIVE - PRODUCTIVISTE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Marchande ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Industrielle ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Civique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Inspirée ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.3.3 L'AGRICULTURE RAISONNÉE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'Agriculture Raisonnée et la cité Industrielle ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 L'Agriculture Raisonnée et la cité Marchande ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 L'Agriculture Raisonnée et la cité Civique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 L'Agriculture Raisonnée et la cité de Renom ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.3.4 L'AGRICULTURE ÉCONOME ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'agriculture économe et la cité Civique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 L'agriculture économe et la cité Industrielle ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 L'agriculture économe et la cité Marchande ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 L'agriculture économe et la cité Domestique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.5 L'agriculture économe et la cité de Renom ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.3.5 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'agriculture biologique et la cité Inspirée ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 L'agriculture biologique et la cité marchande ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 L'agriculture biologique et la cité Domestique ..... ***Erreur! Signet non défini.***

§.4 L'agriculture biologique et la cité Civique ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.5 L'agriculture biologique et la cité industrielle ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.6 L'agriculture biologique et la cité de Renom ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VI.3.6 RÉINTERPRÉTATION DES SCÉNARIOS SELON LES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES DÉFINIES PAR LE MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**

Chapitre VII : L'intégration de la dimension locale dans le processus d'évaluation……197

VII.1 VERS LE CROISEMENT DES CONNAISSANCES SYSTÉMATIQUES ET DE LA SIGNIFICATION SOCIALE..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

VII.1.1 INDICATEURS ET AGRICULTURE DURABLE AU NIVEAU LOCAL ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Les enjeux des indicateurs au niveau local ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Portée et limites des indicateurs : le cas des indicateurs agro-écologiques ***Erreur! Signet non défini.***
VII.1.2 QUEL TYPE DE CROISEMENT ENTRE LA CONNAISSANCE SYSTÉMATIQUE ET LA SIGNIFICATION SOCIALE ? ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 De la connaissance scientifique à la signification sociale ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Les indicateurs comme "forum social" ..... ***Erreur! Signet non défini.***
VII.1.3 LE PHYT'AMIBE : UN OUTIL INFORMATIQUE INTERACTIF ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Qu'est ce que le Phyt'Amibe ? ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Description du Phyt'Amibe ..... ***Erreur! Signet non défini.***

VII.2 VERS UNE APPROPRIATION DES MOTIVATIONS ET DES JUSTIFICATIONS DES ACTEURS LOCAUX ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

VI.2.1 LE DÉROULEMENT DU PHYT'AMIBE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Première phase : le remplissage du questionnaire Phyt'Amibe ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Deuxième phase : l'interprétation de l'amibe ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 Troisième phase : Analyse du processus engagé lors de l'utilisation de Phyt'Amibe ***Erreur! Signet non défini.***
VII.2.2 LES MOTIVATIONS ET LES JUSTIFICATIONS DES ACTEURS SOCIAUX **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 Motivations vis-à-vis de soi ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Motivations en rapport avec les individus de proximité ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.3 Motivations en rapport à la société ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.4 Motivations en rapport avec la nature ..... ***Erreur! Signet non défini.***
§.5 Motivations et justifications ..... ***Erreur! Signet non défini.***

VII.3 L'APPROCHE TÉTRAÉDRIQUE ..... ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.

VII.3.1 PRÉSENTATION DE "L'APPROCHE TÉTRAÉDRIQUE DE LA CONNAISSANCE" **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
VII.3.2 RELECTURE DU PROBLÈME DE LA SOUTENABILITÉ EN BRETAGNE À PARTIR DE L'APPROCHE TÉTRAÉDRIQUE ..... **ERREUR! SIGNET NON DÉFINI.**
§.1 L'identification des enjeux, des acteurs et des modes de coordination . ***Erreur! Signet non défini.***
§.2 Evolution du système de production agricole et points de vue des agriculteurs bretons ***Erreur! Signet non défini.***

Conclusion générale…….234

Annexes……..…….236

Références bibliographiques……..287

CHAPITRE I :

LA DEGRADATION DE LA QUALITE DE L'EAU EN BRETAGNE : UN PROBLEME DE SOUTENABILITE ?

En préambule du rapport *L'environnement, un des enjeux majeurs pour l'avenir économique, social et culturel de la Bretagne* [1993], il est noté que :

"*Même s'il faut reconnaître que la relation* ***environnement – économie*** *est trop souvent perçue sous l'angle conflictuel et que les débats, souvent passionnels, ont fréquemment un caractère plus subjectif que rationnel, ils interpellent les responsables régionaux …*

L'espace, l'environnement, le cadre de vie deviennent des sujets de conflits et si le droit de l'environnement progresse c'est qu'il répond à une exigence sociale nouvelle …

C'est en effet, d'un nouveau dessein dont il faut parler puisqu'il s'agit, ni plus ni moins, de concevoir et de promouvoir un développement économique plus harmonieux, ***soutenable*** *comme on dit aujourd'hui.*"

Il n'y a guère de modèle de développement durable pour la Bretagne, mais chacun reconnaît que la croissance économique telle que cette région l'a connue dans les années 60 atteint ses limites. L'économie et en particulier le secteur agricole est fragilisé du fait en partie d'une forte dépendance du marché, de l'orientation de cette activité vers une production de masse dégageant peu de valeur ajoutée… En production porcine bretonne, par exemple, près d'un producteur sur trois est endetté à 100% ou plus. Dans les Côtes d'Armor, on s'attendait à ce que, fin décembre 1999, 40 à 45 % des 1 800 producteurs spécialisés soient au bord du dépôt de bilan (TRI n°155, p.4). L'environnement est également en proie à des dégradations diverses : dégradation de la qualité des sols, des eaux, appauvrissement des paysages… Ces dernières sont source d'une forte protestation de la part la population bretonne (voir Section I.1).

Une des caractéristiques premières des enjeux environnementaux est d'affecter des biens qui ne sont pas privatifs, mais sont plutôt des biens collectifs purs, remplissant diverses fonctions environnementales (support de vie…). Or, la consommation ou l'usage d'un bien collectif, dans la théorie économique standard, ne donne pas lieu à la formation d'un prix, sauf si un certain seuil de raréfaction est franchi. Ceci explique bien sûr qu'aucun marché n'ait pu se développer pour ces ressources, mais aussi qu'une gestion collective qui s'impose en la matière, ait eu des difficultés à se concrétiser à travers la mise en place d'indicateurs de rareté et de valeur d'échange. Il s'agit ici de montrer quelles sont les alternatives offrant la possibilité de prendre en compte la dimension environnementale. La thématique du développement durable s'est d'abord largement confondue avec celle de la croissance économique (voir Section I.2).

L'un des enjeux de la théorie économique standard est d'apporter un fondement rationnel aux choix publics. Un des postulats de "l'économie du bien-être" est que l'individu est le meilleur juge de ses propres préférences, supposées être ordonnées, et que les choix publics ne peuvent donc légitimement se fonder que

sur une représentation des préférences individuelles. L'évaluation d'un bien ou d'un actif se fait alors en référence aux préférences des agents économiques et aux arbitrages que font ces agents placés en situation de choix. Leur choix concourent à la formation de la demande collective pour les différents biens. La principale convention économique est ainsi de considérer que l'intérêt général ou collectif a la forme du "meilleur équilibre possible entre les préférences individuelles". Cela nécessite l'estimation en termes monétaires du coût d'opportunité associé aux alternatives d'usage des ressources économiques et environnementales, et ensuite, de choisir l'action jugée la meilleure qui soit pour la société à travers les critères d'efficacité et d'équité de l'analyse coûts-avantages. Il s'agit alors d'une internalisation se référant à l'allocation des ressources selon le critère d'efficacité de Pareto (voir Section I.3).

I.1 L'agriculture, l'eau et le développement soutenable

La Bretagne constitue un exemple pertinent d'une évolution interdépendante de la gestion de la qualité de l'eau et du développement de l'agriculture mêlant les aspects économiques à ceux écologiques. En effet, la Bretagne est caractérisée par une agriculture qui a connu une croissance forte durant la fin du XXième siècle. Cependant, cette activité engendre des impacts importants sur différentes composantes de l'environnement, en particulier sur l'eau. Or, en dégradant cette ressource naturelle, c'est toute l'économie bretonne qui est mise en péril (pêche, agriculture, tourisme…). La préservation de l'eau est donc devenue un *enjeu majeur pour le développement économique, social et culturel pour la Bretagne*.[1] Le problème consiste alors à développer des stratégies de développement permettant de lier l'ensemble de ces dimensions.

I.1.1 L'agriculture et la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne

Au cœur de la société bretonne, la place de la qualité est déterminante pour l'avenir de cette région. Les projections à l'horizon 2005 prévoient le dépassement des normes pour les 2/3 des prises d'eau bretonne si rien ne change. Dans ce cas, c'est toute l'économie bretonne qui est en péril. Activité économique importante de la région et constituant une des sources de pollution, l'agriculture est la cible principale des mesures de politiques publiques visant à réduire leurs impacts mais aussi des protestations issues de la population locale.

§.1 L'AGRICULTURE EN BRETAGNE

Dominée, il y a moins d'un demi-siècle, par une polyculture de subsistance et considérée comme une région pauvre dotée d'une agriculture familiale archaïque, la Bretagne a vu s'édifier en l'espace d'une génération, un modèle de production intensif largement ouvert sur l'économie de marché et qui fournit 12% en valeur des livraisons totales de l'agriculture française sur seulement 5% de la surface agricole (Canevet, [1992]). Après plus de trente années de croissance soutenue, cette région occupe une place de tout premier rang en Europe en production avicole, porcine et laitière. Son dynamisme, le réseau complexe de ses organisations professionnelles, la densité des établissements agro-alimentaires ont bouleversé le système de polyculture – élevage au profit d'un système agro-industriel.

[1] Titre d'un rapport du Région Bretagne [1993]

En reprenant les *Tableaux de l'agriculture bretonne* (Agreste [1997]), il est possible d'organiser les informations économiques concernant l'agriculture en Bretagne de la manière suivante (voir Tableau 1.1) :

AGRICULTURE BRETONNE		1970	1996
Poids de l'agriculture	Poids de la population agricole dans la région	24%	8%
	Poids de l'agriculture bretonne au niveau national		3,1 % du PIB brut
	Poids de l'agriculture au niveau régional		7,1 % du PIB brut
Les structures agricoles	Exploitations agricoles	150 915	61 300
	Population agricole familiale	590 600	217 539 (1995)
	Salariés permanents	33 800	6 189 (1995)
	Surface agricole utilisée (ha)	1 986 559	1 838 800
Les revenus agricoles	Valeur des livraisons animales (millions de francs)	4 064	36 106
	Valeur des livraisons végétales (millions de francs)	759	5 309
	Consommation intermédiaire (millions de francs)	1 523	28 058
	Montants des aides		1 781 858 000, soit 42 651 francs par agriculteur
Activités liées à l'agriculture	Chiffre d'affaire net des industries agro-alimentaires [IAA] (millions de francs)	14 133	95 665
	Valeur ajoutée brute au coût des facteurs	1 842 (1975)	11 698 (1995)
	Effectif salarié moyen des IAA	30 645	51 007

Tableau 1.1 : Situation économique de l'agriculture en Bretagne (Agreste [1997])

Ces quelques chiffres sont révélateurs de l'importance de l'agriculture dans l'économie locale, puisqu'elle contribue pour 7,1% au produit intérieur brut régional et à 3,1% au niveau national. Les 61 300 exploitations agricoles de la région, bien que de taille modeste (29 hectares en moyenne en 1996), assurent 21% de la production nationale de lait, 56 % de celle des porcs, 31% de celle des veaux de boucherie, 47% de celle des poulets, 49% de celle des dindes, 75% de la production des choux-fleurs, 72 % de celle des artichauts et 36% de celle de pommes de terre primeurs. Accompagnant la croissance de l'agriculture, l'industrie agro-alimentaire est devenue un secteur fondamental de l'activité économique bretonne. La transformation des productions animales en assure la moitié du chiffre d'affaire.

La Bretagne est devenue la première région agricole de France. L'activité agricole bretonne se caractérise par une forte intégration dans l'économie de marché. Ceci se traduit d'une part, par l'importance des consommations intermédiaires (engrais, produits phytosanitaires…) et d'autre part, par la dépendance de la filière agricole aux fluctuations du marché. Le développement récent est marqué aussi par une concentration des moyens de production et un développement de certaines productions (voir Tableau 1.2).

Les productions agricoles bretonnes	1966	1996
Viandes bovines (tonnes)	148 997	275 651
Viande porcine	241 370	1 140 806
Poules et poulets (tonnes)	125 531	548 589
Dindes et dindons (tonnes)	3 193	300 691
Lait livré (millions de litres	1 597	4 667
Surface fourragères (ha) Dont maïs fourrage (ha)	1 165 615 76 774	1 129 250 353 000
Blé (tonnes)	513 000	2 108 800
Maïs grain (tonnes)	30 000	664 600

Tableau 1.2 : Les productions agricoles en Bretagne en 1996 (Agreste [1997])

Tous les indicateurs traduisent une croissance quantitative forte de l'agriculture. La Bretagne apparaît comme fortement spécialisée dans la production animale. Pour conclure sur ce point, nous reprendrons les mots de Canevet ([1992], p.75) :

"*Mais, ce dynamisme ne va pas sans faiblesses et sans fragilités. Les faiblesses d'un complexe agro-alimentaire qui a privilégié jusqu'à présent les productions de masse et dont les résultats en termes de revenus demeurent décevants. Des fragilités qui sont à la mesure de l'engagement dans une économie de marché de plus en plus concurrentielle. Des limites enfin qui tiennent aux revers d'un productivisme mal maîtrisé qui met à mal l'environnement et ses ressources et qui menace à terme l'équilibre du système économique breton fondé sur l'agriculture mais également sur la pêche et l'aquaculture, sur le tourisme, sur une certaine image de marque de qualité de vie et d'environnement préservé* ".

§.2 LA DEGRADATION DE LA QUALITE DES EAUX EN BRETAGNE

Mise en évidence il y a une vingtaine d'années, la réelle prise de conscience de la pollution de l'environnement par les pouvoirs publics et les acteurs économiques intervient surtout à partir de 1988, date de parution d'un rapport concernant la qualité de l'eau (Conseil Economique et Social de Bretagne [1988]). La dégradation de cette dernière est liée à la présence d'activités humaines qui souillent l'eau utilisée ou déversent dans le milieu naturel des substances polluantes. Les rejets peuvent être domestiques, caractérisés par la présence de bactéries pathogènes, de matières en suspension, de matières organiques (azote, phosphore), industriels (industries agro-alimentaires, sous-produits des industries chimiques et traitement de surface) ou liés à l'activité agricole. C'est ce dernier point que nous allons développer.

Si jusqu'en 1990, la dégradation de la qualité de l'eau se résumait à l'augmentation de la teneur en nitrates et à l'eutrophisation des eaux continentales, l'existence d'une pollution diffuse des eaux par les produits phytosanitaires apparaît comme de plus en plus probable.

Vraisemblablement, de par la visibilité de leurs impacts, la principale source de pollution dénoncée fut les nitrates. En effet, cette pollution se caractérise par des

phénomènes d'eutrophisation : le développement des marées vertes. Exemple significatif de l'ampleur de la dégradation de l'environnement liée aux nitrates, la Bretagne est classée dans son ensemble en zone vulnérable selon la directive européenne "Nitrates" (n°91/676, du 12 décembre 1991) et 71 cantons sont répertoriés comme des Zones d'Excédents Structurels (ZES), c'est-à-dire des zones sur lesquelles plus de 170 kg d'azote d'origine animale sont apportés par hectare.[2]

Les études de la qualité des eaux bretonnes, analysée depuis 1971, mettent en évidence le passage d'une teneur moyenne en nitrates, de 8,5 mg/l en 1972 à 39 mg/l en 1994 (DIREN de Bretagne [1998]). Nombres de prises d'eau dépassent ou ont dépassé occasionnellement le plafond de 50 mg/l fixé par la directive européenne n°80/778 relative à la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Quelques-unes ont dû s'équiper d'usines de dénitrification, par exemple sur l'Horn ou sur l'Arguenon.

Les nitrates proviennent en grande partie de l'agriculture sous forme de déjections animales (bovins…) et d'engrais de synthèse, et des rejets industriels et domestiques. Principale source de pollution puisqu'elle représente 60% de l'azote d'origine animale en Bretagne, l'élevage bovin n'est pas sur la sellette, sans doute du fait du caractère diffus de la pollution et en raison de la diminution du cheptel liée aux quotas laitiers. Principal accusé par contre, le cheptel porcin, qui représente environ 25% de l'azote d'origine animale mais dont l'impact est plus concentré, plus visible et plus odorant.

Difficiles à étudier dans les milieux naturels, les effets des pesticides sur l'environnement dépendent de la multiplicité des substances utilisées dont l'importance n'est pas seulement corrélée aux quantités, mais aussi à un ensemble de facteurs chimiques et physiques : le ruissellement, la solubilité, la durée de vie (indicateur de demi-vie), l'absorption (KOC, grandeur qui permet de comparer les sols à partir du coefficient de partage entre carbone et eau), la volatilité et les réactions à l'ionisation et de dégradation (métabolites, i.e. la décomposition de la molécule–mère en d'autres molécules, qui sont tout aussi toxiques). L'ensemble de ces paramètres montre qu'il existe une variabilité d'impacts possibles des pesticides sur l'environnement. De plus, la variété d'utilisateurs (agriculteurs, SNCF, collectivités locales, particuliers…) constitue aussi une source de difficulté quant à la mise en place d'actions de limitation des impacts des pesticides. Un bref constat peut être dressé pour la Bretagne. Si l'agriculture utilise 4 000 tonnes de substance active, elle est à la source de la moitié de la pollution de l'eau en Bretagne, l'autre part étant attribuée à l'utilisation par les usagers non-agricoles qui n'en consomment que 100 tonnes (50 tonnes par les "jardiniers du dimanche" et 50 autres tonnes par la SNCF, la Direction Départemental de l'Equipement…).

[2] Les quatre départements bretons ont été classés en zones vulnérables par le Préfet de Région, Coordinateur du Bassin Loire-Bretagne dans son arrêté du 14 septembre 1994.

Comme on peut le voir, la problématique ne s'apparente pas à celle des nitrates. Dans ce dernier cas, c'est plus particulièrement l'agriculture, tenue pour responsable à hauteur de 80% des dégradations liées à l'usage excessif de fertilisants azotés, qui est visée. Ce n'est pas le cas des produits phytosanitaires. En effet, les produits phytosanitaires utilisés pour l'agriculture ou pour des activités non-agricoles, du fait de leurs caractéristiques, évoluent différemment suivant que les molécules sont plus ou moins mobiles et/ou rémanentes. L'atrazine est mobile, le lindane l'est moins.

La place de l'eau est primordiale au niveau de la région bretonne. En effet, l'insuffisance des eaux souterraines a conduit à puiser dans les eaux de surface pour l'alimentation. Actuellement, ce sont plus d'une centaine de prises d'eau qui fournissent 80 % de l'adduction d'eau. Nous pouvons citer les industries agro-alimentaires mais aussi les activités de loisirs. A la pêche s'ajoute la baignade en eau douce, les sports nautiques sans oublier l'élément attrayant que constitue le paysage. La pêche en eau douce reste un loisir très pratiqué en Bretagne. La pisciculture s'est aussi fortement développée sur les cours d'eau à salmonidés. De même, les estuaires et certaines portions du littoral breton sont des sites conchylicoles ou de pêche aux coquillages de grande valeur. La Bretagne est l'une des premières régions de production de moules et d'huîtres (25% de la production nationale). Enfin, la Bretagne est l'une des premières régions touristiques françaises. Aussi, toute dégradation de l'image de marque d'une région ayant une nature protégée risquerait d'être nuisible pour l'ensemble de telles activités.

§.3 LES ACTIONS DEVELOPPEES POUR LIMITER L'IMPACT DE L'AGRICULTURE SUR L'ENVIRONNEMENT

Face à la gravité de la pollution des eaux en Bretagne de nombreux programmes de réduction de la pollution ont été mis en place. Depuis les années 70, l'attention est portée sur les pollutions d'origine agricole, et en particulier les nitrates. En 1982, suite à une circulaire du Ministère de l'Agriculture, des "plans départementaux pour la réduction des teneurs excessives en nitrates dans les distributions rurales d'eau potable" sont établis. Suite à ce programme et pendant 5 ans, de 1982 à 1987, deux bassins "pilotes" sont retenus (bassin de l'Horn et du Frémur) en raison de la gravité de leurs pollutions agricoles pour développer des opérations de fertilisation "raisonnée", de valorisation du lisier et d'amélioration de la qualité de l'eau.

Au début des années 90, divers modes de régulation et de coordination se sont développés (voir Tableaux 1.3). Sur certains bassins versants, ces derniers se sont organisés au sein du programme *Bretagne Eau Pure* (1990 – 1998) afin d'atteindre les objectifs précédemment exposés (MAE, PMPOA…).

Le programme Bretagne Eau II (1994 - 1998) offre un cadre cohérent à des démarches de nature diverses : mesures agro-environnementales, PMPOA, actions de sensibilisation… Le budget s'élève à 239 500 000 francs, mais l'apport des programmes associés élève ce montant à 1,4 milliards de francs. Les mesures engagées concernent la restauration de la qualité de l'eau et l'amélioration des pratiques agricoles.

Les mesures envisagées pour restaurer la qualité de l'eau et plus généralement de l'environnement ont pris des formes différentes. Premièrement, des réglementations se sont développées dans le domaine de la qualité des eaux (eaux destinées à la consommation humaine, eaux de baignade…) mais aussi pour l'activité agricole. Elle correspondent à des limites de zones d'épandage ou des plafonds d'apport d'azote d'origine animale (170 kg / ha d'azote) dans les zones excédentaires structurelles (ZES).

Autre outil de régulation mis en place, le système de subventions s'est développé dans le cadre du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA). Des subventions sont attribuées aux agriculteurs souhaitant mettre aux normes leurs exploitations. D'autres actions de type FERTIMIEUX, PHYTOMIEUX sont également engagées. D'autres systèmes d'incitation se sont développés, au niveau européen avec les mesures agri-environnementales ou au niveau national, par les contrats territoriaux d'exploitation. Il ne s'agit pas dans ces deux derniers cas d'un financement afin de permettre aux agriculteurs de moins polluer mais d'inciter ces derniers à adopter les modes de production moins agressifs vis-à-vis de l'environnement.

Ce système impliquait le paiement d'une redevance par les agriculteurs à partir de 1998, les industries et les collectivités locales en fonction de leurs émissions de polluants.

Il est possible de dresser une rapide synthèse des bilans des programmes entrepris en Bretagne pour restaurer la qualité de l'eau : la mise en œuvre de la directive "Nitrates", le PMPOA, le BEP, les MAE.

Programme	**1 - Programme d'action**	**2 - Programmes de résorption en ZES**	**3 - PMPOA**	**4 - Bretagne Eau Pure II "BEP"**	**5 - Mesures Agri-Environnementales**
Origine	Directive Nitrates d'origine agricole	- Directive nitrates - Accord Profession - Etat - Agences de l'Eau et arrêté Env. 1993 + circulaires notamment 21/1/98	Accord Profession - Etat - Agences de l'eau et arrêté Env. 1993	Contrat Collectivités - Etat- Agence de l'eau, inscrit au Contrat de Plan Etat-Région	Règlement européen
Objectif	Nitrates	- Résorber les excédents d'azote d'origine animale (> 170 Kg) dans les cantons en "Zones d'Excédent Structurel"	- Pollutions des élevages, dont nitrates - Intégration des élevages au système redevance-subvention de l'Agence de l'Eau	Lutter contre les pollutions, en particulier agricoles, dont nitrates et pesticides	Promouvoir des actions d'agricultures respectueuses de l'environnement
Nature	Réglementaire	- Réglementaire - Redevance-subvention de l'Agence de l'Eau	Redevance-subvention des Agences de l'Eau	- Aide financière - Coordination de toutes les actions engagées sur un bassin versant	Aide financière sur contrats individuels
Description	Réglementation de la fertilisation azotée : - plafond de N animal : 170 kg/ha (210 kg temporairement) - dates d'épandage autorisé/interdit - principe de fertilisation "équilibrée" : préconisations (ex. doses-pivots) - tenue du cahier de fertilisation - suivi évaluation : nitrates, ventes d'engrais de synthèse, pratiques agricoles	- Programmes collectifs par canton prévoyant parmi 26 mesures : + amélioration de l'épandage (matériels...) + diminution des intrants alimentaires (porcs seulement) + traitements et/ou exportations : nitrification. dénitrification des lisiers, incinération des fumiers de volailles, exportation de déjections avicoles et des produits de traitement - Redevance retardée	- Diagnostic par élevage : DeXel - Subventions pour la maîtrise des déjections animales : nouvelles normes de stockages (volume, couverture), maîtrise des écoulements en bâtiments d'élevage, amélioration du matériel d'épandage - Redevance calculée ensuite selon la pollution résiduelle avec barème de pondération selon les années NB - L'accord Profession - Etat-Agences cite les pesticides mais sans mise en œuvre pour l'instant	1 - Actions sur 11 Bassins Versants de Démonstration et 7 Bassins Versants d'Action Renforcée : diagnostic, contrat sur un programme d'actions variées (dont souvent opérations groupées PMPOA), recrutement d'animateurs par bassin, conseil agronomique, suivi évaluation 2 - Recherche appliquée. 3 - Actions générales : information notamment.	Actions de MAE très diverses, dont, en 1993-1997 : - agriculture biologique - conversion en herbages extensifs ("RTA") - réduction d'intrants (cahier des charges CEDAPA) - extensification - retrait à long terme En 1998 : les 3 premières seulement
Dates	4 arrêtés préfectoraux du premier Programme quadriennal, de déc. 96 à janv. 98, échéances 31/12/99 à 4/10/2000	- Prévu au départ pour 3 ans - Arrêtés préfectoraux pris de déc. 95 à juil. 96 - Echéancier individuel du PMPOA	- Prévu initialement de 1994 à 1998, en commençant par les élevages les plus importants, - Retards de l'échéancier (bovins notamment) portant jusqu'en 2001	Contrats de 5 ans engagés de 1996 à 1998	Programme 1993-1997 Programme 1998
Zonages	Bretagne en totalité en zone vulnérable Sous-zonage du programme en Ille-et-Vilaine (bassins versants prioritaires)	71 cantons en ZES	Pas de zonage sauf pour les "opérations groupées"	- 1 : 11 BVD et 7 BVAR. - 2 et 3 : recherches et actions non zonées.	- Zonages variées selon les actions, contrats individuels. - Réduction d'intrants : bv BEP en Côtes d'Armor
Financements	Pas de financement sauf celui des programmes de résorption et l'évaluation des pratiques agricoles (conventions Agence – Chambre d'Agriculture)	Aide de l'Agence aux investissements du programme	- Redevances-subventions Agence - Aides de l'Etat (Min. Agric., FNDAE) et fonds structurels européens, Conseil Régional, Départements. NB - Aides comparables de collectivités locales pour les élevages plus petits.	Financement de la Région, des Départements, de l'Agence de l'eau et, notamment pour le suivi évaluation, de l'Etat et de l'UE (fonds structurels)	Union Européenne et Ministère de l'Agriculture

Tableau 1.3 : Les programmes de restauration de la qualité de l'eau (Source : DIREN [1997])

A. Les nitrates et la directive européenne Nitrates

Etablie en 1991, la directive "Nitrates" amène (i) les Etats-membres à définir les zones excédentaires en azote. Sur les 201 cantons dans les quatre départements bretons, 71 ont été classés en ZES ; (ii) dans chaque canton en ZES, un programme général a été établi indiquant la liste hiérarchisée des actions nécessaires pour respecter le plafond de 170 kg/ha en azote épandable à savoir : diminution de l'azote ingéré par parc grâce à l'alimentation biphase ou multiphase ; amélioration de l'épandage ; le traitement et l'exportation des déjections. Diverses actions de lutte contre la pollution par les nitrates préconisant l'ajustement de la fertilisation et la valorisation des déjections animales se sont développées, initiées pour certaines par les Chambres d'Agriculture : opérations FERTI 35 en Ile et Vilaine, FERTI 22 en Côtes d'Armor, Equiterre dans le Léon (Finistère).

Cependant, la directive n'a que depuis peu été mise en œuvre dans sa totalité. Ce n'est que suite à une plainte déposée par l'Association Eaux et Rivières de Bretagne et les injonctions de l'Union Européenne que l'Etat français chercha à appliquer la directive dans son ensemble. Cela s'est traduit par la circulaire Voynet – Le Pensec du 21 janvier 1998 qui vise à accélérer la résorption des excédents d'effluents d'élevage dans les zones d'excédents structurels. Les mesures amènent à la fixation des seuils de traitement dans chaque canton (entre 15 et 20 000 unités d'azote). Afin de mettre en œuvre cette circulaire, les préfets ont été conduits à organiser une large concertation avec les organisations professionnelles agricoles et les associations de protection de l'environnement.

B. Le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA)

Le PMPOA (arrêté du 2/11/93) organise l'intégration des élevages dans le système de redevance-subvention des Agences de l'Eau. Cette intégration est progressive, commençant en 1994-1995 par les élevages les plus importants en taille, et se poursuivant par tranches jusqu'en 1998. Des subventions sont accordées pour réaliser des travaux après un diagnostic de l'élevage (DEXEL), puis l'élevage paie une redevance selon la pollution résiduelle calculée. En Bretagne, ce sont 13 500 élevages qui sont concernés. Au 1er janvier 1998, 11 150 d'entre eux avaient déjà fait une demande de DEXEL, 6 700 projets d'aménagement avaient été déposées à la direction départementale d'agriculture et de forêt et 3 700 contrats étaient signés ou en cours de signature. L'aide publique moyenne est d'environ 70 000 francs par projet.

C. Le programme Bretagne Eau Pure (BEP)

Pour relever le défi devenu prioritaire d'une eau de qualité et en quantité suffisante pour le développement de la région bretonne, l'Etat, la Région, les Départements et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne se sont engagés ensemble dans la mise en œuvre du programme Bretagne Eau Pure (BEP) à partir de 1989. La stratégie de cette politique volontariste repose sur une mobilisation forte de l'ensemble des acteurs, l'objectif recherché par les partenaires étant d'aider l'acteur direct, c'est-à-dire celui qui a une influence sur la dégradation du milieu afin qu'il modifie ses pratiques et réalise les investissements nécessaires pour prévenir les pollutions. Compte tenu de l'étendue des problèmes, de la nature de la pollution et du temps de réponse, la reconquête de la qualité de l'eau a été envisagée à moyen terme. Les actions se sont développé dans 20 bassins versants de deux types : les bassins versants de démonstration, de taille réduite et dans lesquels les résultats des actions de restauration de la qualité de l'eau sont rapidement *visibles* permettant ainsi de justifier les dépenses entreprises ; les bassins versants d'actions renforcées, de taille plus importante. Ces derniers nécessitent la mise en place d'actions à plus long terme.

Le rapport d'étape n°2 du programme BEP [1998] note que des "*résultats encourageants*" concernant la concentration de certains pesticides (atrazine, isoproturon), des avancées significatives dans le déroulement du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) et dans les "*évolutions des systèmes de production (Plan de Développement Durable, Agriculture Plus Autonome) intégrant un raisonnement global au niveau du fonctionnement des exploitations*" (p.30). Mais il subsiste des facteurs limitants : les réductions des pollutions azotées (objectif majeur du programme) "*se font toujours attendre, la situation attentiste vis-à-vis de la résorption des excédents, confortée par l'évolution récente du contexte réglementaire*" (p.31). Ces résultats sont jugés par une partie de la population comme insuffisants par rapport aux dépenses entreprises.

D. Les Mesures Agro-Environnementales (MAE)

Les Mesures Agro-Environnementales (règlement européen 2078/92), dont l'objectif est d'améliorer la qualité de l'environnement, reposent sur un système de contrats passés entre l'Etat et les agriculteurs qui s'engagent volontairement à respecter un certain nombre de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. En contrepartie, ceux-ci reçoivent une aide destinée à compenser le surcoût ou le manque à gagner induit par ces contraintes. Financés sur les crédits publics d'Etat et des collectivités, ces mesures bénéficient d'un cofinancement européen à hauteur de 50%.

Plusieurs d'entre elles protègent la qualité de l'eau et peuvent intéresser la lutte contre la pollution par les nitrates : conversion à l'agriculture biologique, extensification par agrandissement des exploitations, retrait à long terme de

cultures, conversion de terres arables en herbe, passage du maïs à l'herbe, réductions des intrants. Sur ces deux derniers points, il est à noter qu'un cahier des charges a été établi par les adhérents du Centre d'Etudes pour un Développement Agricole Plus Autonome (CEDAPA) et avec les chambres d'agriculture. Le montant des crédits s'établissait à 20 MF par an en moyenne de 1994 à 1998. La DIREN [1997] indiquait que "*Le bilan de réalisation est assez mitigé : 35% seulement des crédits prévisionnels ont été engagés, principalement pour les "opérations locales"* - au nombre de sept actuellement la baie de Lannion, la vallée du Léguer, les marais de Vilaine, les landes et prairies humides des Monts d'Arrée, les tourbières de Lann Gazel, les zones humides en centre-ouest Bretagne, les Monts d'Arrée -, "*la réduction d'intrants et la conversion à l'agriculture biologique. L'application des mesures agri-environnementales s'est avérée jusqu'ici peu adaptée à corriger les inconvénients généraux, sur la qualité de l'eau, d'une agriculture intensive (…). Les hésitations des agriculteurs s'expliquent en partie par l'attrait des aides compensatoires aux cultures, y compris le maïs fourrage*".

En définitive, en retraçant les divers programmes d'actions mis en œuvre, nous avons noté le faible développement des mesures agri-environnementales en Bretagne, mais également en France, la faiblesse des résultats du programme *Bretagne Eau Pure*, mettant en évidence non pas un problème de manque de financements mais de motivations des différents acteurs sociaux concernés. De même, il n'y a pas de réelle référence aux dimensions écologiques, si ce n'est pour certains financements (mesure agri-environnementales…). Les objectifs ne sont pas clairement identifiés au sens où ils ne sont en aucun cas, discutés par la population locale. Est-ce les objectifs auxquels la population bretonne veut parvenir ? Force est de constater que non seulement des contestations existent autour des objectifs à atteindre (voir le cas de la remise en cause des dangers liés à l'absorption des nitrates) mais aussi autour de la manière de les atteindre. Le problème de la dégradation de la qualité de l'eau souligne les excès liés à certains modes de production agricole, mais souligne également l'existence de conflits de systèmes de valeur quant aux perspectives de développement de la région Bretagne.

Face à la faiblesse et à la controverse qu'ont suscité ces programmes, par la légalisation d'extensions illégales de porcheries et à l'incohérence des orientations des politiques environnementales (non-application de la directive "Nitrates" dans son ensemble, faiblesse de l'application des MAE, détournement de la logique du PMPOA), un mouvement contestataire s'est développé pour d'une part faire contrepoids au lobby agri-agro-alimentaire et d'autre part, pour structurer les revendications et, par là-même, peser dans les orientations des politiques environnementales ou sectorielles.

Le retournement de situation auquel on a pu assister lors du procès de Guingamp (1996) est peut-être l'un des effets les plus visibles de cette montée

en puissance. Touchant *seulement* 180 consommateurs, cette affaire a connu un retentissement médiatique au niveau national. C'était le premier pas vers une remise en cause du système actuel de gestion de l'eau. Il est important de souligner le rôle non négligeable des médias qui, par une information régulière, ont permis une information et une réelle prise de conscience de la part de la population locale. Diverses actions ont depuis lors vu le jour réunissant la population locale autour de thèmes aussi variés que la gestion de l'eau en Centre Bretagne (1998), les orientations de l'agriculture (rassemblement de Pontivy, (1999)…).

La place de l'eau est primordiale au niveau de la région bretonne. La dégradation de sa qualité met en péril l'ensemble de ces activités humaines, suscite des conflits sociaux et déstabilise le milieu naturel. Du maintien de sa qualité dépend le développement des activités humaines en Bretagne. Le maintien de la qualité de l'eau est donc au cœur d'un problème de soutenablité.

I.1.2 L'internalisation de la dégradation de l'eau en Bretagne dans l'optique de la soutenabilité

L'activité agricole engendre des dommages environnementaux. Ces derniers se répercutent sur les activités humaines et sur le maintien de certains écosystèmes.

Le terme de *dommage environnemental* recoupe des changements (négatifs) infligés à des individus (impacts sur des intérêts, des activités économiques…) mais également à des non humains (impacts sur les rivières, sur les populations piscicoles…). Ces changements peuvent intervenir de manière physique (touchant à l'intégrité des écosystèmes…) mais aussi au niveau du lien qu'il existe entre l'homme et la nature. La question qui se pose est relative au choix de la prise en compte de ces dommages environnementaux dans le cadre d'une stratégie de développement durable.

§.1 L'INTERNALISATION DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX

Deux alternatives d'internalisation des dommages existent. La première alternative se réfère à une approche en termes d'efficacité paretienne pour l'allocation des ressources. Cela nécessite l'estimation en termes monétaires des coûts d'opportunité associés aux usages alternatifs des ressources économiques et environnementales. L'étape suivante concerne le choix de l'action jugée la meilleure pour la société en termes d'efficacité et de critères d'équité distributionnelle à travers l'analyse coût-efficacité (ACE). Deux sortes de raisons existent pour que des dépenses relatives à la diminution de la pression sur l'environnement ou de réparation des dommages environnementaux soient effectuées. Elles correspondent à des intérêts différents : (i) la personne qui

engage les dépenses en retire un bénéfice immédiat et (ii) une obligation de paiement est instituée (Principe du Pollueur Payeur par exemple). Ce principe a trait à la responsabilité et à la prise en compte du dommage par le pollueur.

Le fait d'attribuer un coût aux dommages environnementaux, c'est-à-dire d'évaluer monétairement les bénéfices et les dommages environnementaux, signifie trouver un ensemble de valeurs afin de pouvoir comparer les biens environnementaux et non environnementaux. C'est l'hypothèse de la commensurabilité.

La seconde catégorie d'internalisation se réfère à des processus et des institutions politiques pour résoudre des conflits relatifs des problèmes environnementaux. Dans des situations caractérisées par des changements écologiques à long terme, par des incertitudes, par des conflits sociaux et des interactions complexes des composantes des écosystèmes, l'idée de prendre en compte l'environnement à part entière ne peut se réduire à une opération d'optimisation (O'Connor [1997c]). L'internalisation signifie alors l'émergence explicite de processus à travers desquels les problèmes de qualité environnementale et de maintien des fonctions environnementales sont exprimés.

Aussi, la première étape de notre analyse consiste à établir quel type d'internalisation conviendrait le mieux à la situation en Bretagne dans l'optique d'un développement soutenable. Avant d'aller plus en avant, définissons cette notion de développement durable.

§.2 LE DEVELOPPEMENT SOUTENABLE : CONCEPTS ET DEFINITIONS

La notion de développement soutenable ou durable a été introduite par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement présidée par le Premier ministre norvégien de l'époque, Gro Harlem Brundtland. Le rapport final, *Our Common Future* (WCED [1987]), aussi dénommé le rapport Brundtland, définit le développement durable comme "*un développement qui permet la satisfaction des besoins présents, sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins*" (p.10). Très vite, l'expression a connu un succès extraordinaire, à tel point que, dès 1989, Pezzey pouvait en dénombrer plus de soixante définitions.

Sachs ([1997], p.28) propose de retenir cinq dimensions de la durabilité ou plus exactement de l'écodéveloppement (Sachs [1993]) :

- *La durabilité sociale* – "le but est de construire une civilisation de l'être fondée sur un partage plus équitable afin d'améliorer substantiellement l'accès aux richesses et de réduire l'écart de niveau de vie entre les riches et les pauvres" ;

- *La durabilité économique* – "Elle dépend d'une répartition et d'une gestion des ressources plus efficaces et d'un flux constant d'investissements privés et publics" ;
- *La durabilité écologique* – qui peut être renforcée en augmentant la capacité de charge du vaisseau spatial Terre (Boulding [1966], en limitant la consommation des ressources épuisables, en promouvant l'autolimitation des consommations matérielles, en recherchant des techniques propres et en définissant des règles pour une protection adéquate de l'environnement ;
- *La durabilité spatiale* – en assurant un meilleur équilibre entre villes et campagnes, une meilleure répartition spatiale des établissements humains et des activités économiques ;
- *La durabilité et la culture* – en promouvant le changement dans la continuité culturelle, traduisant le concept normatif de développement durable en une pluralité de solutions locales, propres à chaque écosystème, à chaque contexte et à chaque site.

Dans la problématique du développement soutenable, l'environnement acquiert un statut particulier. C'est le lieu où se déploient les activités humaines. C'est également un lien privilégié entre présent et futur, notamment par le biais de la transmission d'un patrimoine naturel, et le lieu d'une confrontation conflictuelle entre les temporalités sociales, s'inscrivant dans un court et moyen et les temporalités biophysiques mettant en jeu le long terme et le très long terme. De même, l'environnement s'inscrit dans l'espace géographique et assure le lien entre le local, le territorial et le planétaire. Cette interaction des espaces locaux et globaux implique du même coup l'adaptation des institutions à une échelle qui leur permette de prendre des décisions les plus efficaces.

L'environnement, c'est aussi l'ensemble que forment les processus naturels qui échappent en grande partie au contrôle des hommes et qui inscrit le risque naturel au cœur même des systèmes techniques. Enfin, l'environnement fournit des services essentiels aux collectivités humaines et participe pleinement à la satisfaction des besoins fondamentaux présents et futurs.

La dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne se caractérise donc par un problème de soutenabilité puisque sa dégradation a des répercussions sur l'ensemble des dimensions proposées par Sachs. En effet, la dimension sociale est surtout appréhendée sous l'angle d'une part du rôle de l'activité agricole dans cette région (on retrouve aussi la dimension économique dans cet argument) et par un conflit lié à la dégradation de la qualité de l'eau et au mode de développement de l'agriculture. La dimension économique de la non soutenabilité porte surtout sur le coût engendré par les traitements pour lutter contre la pollution. Cette dernière constitue le principal élément de la non durabilité écologique de la situation en Bretagne. L'aspect spatial peut être apprécié à travers la concentration des centres de production, de l'aménagement du territoire. Enfin, dernière dimension, la culture tient une

place importante dans le problème breton, la tradition agricole ayant fortement marquée cette région et l'eau faisant partie de l'image de la Bretagne.

La région Bretagne a proposé des éléments pouvant faire partie d'une Charte de développement durable (Région Bretagne [1993], p.61) :

Dans le but d'assurer un développement économique harmonieux et durable qui satisfasse les citoyens d'aujourd'hui et garantisse celui des générations futures, la Bretagne considère que le patrimoine naturel est un élément fondamental du "Bien Commun".

Une saine gestion de la nature et de ce qui conditionne la vie est l'une des tâches prioritaires de la Région, des Départements et des Collectivités locales, elle engage aussi la responsabilité de chaque citoyen.

Préserver et améliorer les paysages qui sont une composante majeure du patrimoine esthétique et culturel régional, respecter les sols, l'eau, et l'air qui constituent les éléments essentiels de la vie des hommes, sont des devoirs impérieux.

§.3 LA NOTION DE CAPITAL NATUREL

Les théories économiques qui s'intéressent au développement durable sont nombreuses et correspondent à des sources d'inspiration variées : analyse néoclassique de la croissance, modèles évolutionnistes, modèles économico-écologiques, modèles ricardiens. Les thèmes abordés sont assez larges : évolution des techniques, dynamique des ressources, processus de décision, prix… Ils reflètent la variété des concepts manipulés. Le débat se structure essentiellement autour de la notion de capital et des différentes formes qu'il peut revêtir : capital humain, capital social, capital culturel, capital technique ou reproductible et capital naturel.

L'approche en termes de capital aborde les dimensions sociale et écologique d'un point de vue fonctionnel en s'interrogeant sur le rôle qu'elles jouent dans la croissance, le développement économique et plus généralement le bien-être individuel et collectif (Victor [1991]). Elle met au cœur de l'analyse le problème de l'agrégation d'éléments divers en une entité unique, sans toutefois bien élucider le processus qui y conduit. Les interactions qui se nouent entre les différentes formes de capitaux sont censées décrire, de la manière la plus exhaustive possible, la structure et la dynamique de tout développement.

La question de la gestion du capital se trouve élargie au domaine écologique, par le biais du capital naturel. L'enjeu théorique consiste à obtenir des indicateurs de soutenabilité c'est-à-dire des mesures signalant les règles ou les distances de l'atteinte de la soutenabilité selon les critères définis dans un modèle.

L'essence du concept de capital réside dans le fait qu'il soit un stock ayant la capacité de fournir des flux de biens et de services. Les économistes classiques identifient trois types de stock de capital : la terre, le travail et le capital

manufacturé. Les économistes néoclassiques se sont plutôt focalisés sur les deux derniers. Ekins ([1992], p.149) en distingue quatre catégories : capital manufacturé, humain, social / organisationnel et naturel (voir aussi sur le thème du capital naturel Pearce & Turner [1990], Jansson et al. [1994]…). La création de richesse s'entend alors comme étant le processus d'utilisation combinant ces quatre catégories de capitaux pour fournir les flux de biens et de services voulus par les individus, et d'une manière à ce que les stocks de capitaux et les flux non-monétaires de services, provenant du capital naturel, soient maintenus en quantité et en qualité.

L'introduction du capital naturel constitue une réponse au traitement insatisfaisant des ressources environnementales dans la réflexion économique. Ce capital se singularise par sa complexité qui fournit trois types de fonctions environnementales (Pearce & Turner [1990]), dont deux d'entre elles sont directement liées au processus de production. Le premier type est constitué par les ressources pour la production, à savoir le matériel de base. Le second est relatif à l'absorption des déchets de la production provenant de la production et de la consommation de biens. Le troisième type de fonction ne contribue pas directement à la production, mais est de multiples manières important car il procure le contexte de base pour la production. On parle de services environnementaux, de services de survie, de stabilité des écosystèmes… Daly ([1994], p 30) décrit le capital naturel de la façon suivante :

"*Le capital naturel est le stock qui produit le flux de ressources naturelles : la population de poissons dans l'océan qui génère le flux de pêche allant sur le marché ; la forêt sur pied à l'origine du flux d'arbres coupés ; les réserves de pétrole dans le sol dont l'exploitation fournit le flux de pétrole à la pompe*".

Si le stock de capital n'est pas maintenu, alors il est possible que les flux de biens et de services auxquels il donne naissance, décroissent, c'est-à-dire que les niveaux de flux qui y sont associés sont non soutenables. Les questions relatives au taux de renouvellement du capital, à la substituabilité entre les capitaux se posent.

Le thème de la subsitution mais aussi de la complémentarité des capitaux entre eux et à l'intérieur de chaque catégorie de capitaux amène à une différenciation des perspectives de soutenabilité : la soutenabilité faible et la soutenabilité forte. (voir aussi Tuner, Doktor & Adger [1994]).

§.4 LES INDICATEURS DU DEVELOPPEMENT DURABLE

Une fois définie la notion de développement durable et celle de capital naturel, il convient de déterminer les indicateurs permettant de développer une telle stratégie.

En juin 1992, Rio de Janeiro fut le centre de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED), surnommée le Sommet de la

Terre, qui inscrivit le double droit au développement et à un environnement sain. Un des documents les plus complets qui émergea de cette conférence est l'Agenda 21. Ce dernier constitue un cadre conceptuel détaillé et destiné à stimuler l'imagination sociale pour aider à concevoir des Agendas 21 locaux et nationaux.

L'étape suivante est donc le passage du concept de développement durable à l'action par la promotion des Agendas 21 locaux. Pour ce faire, des forums locaux de développement sont mis en place pour entreprendre les tâches suivantes (voir pour la Bretagne, les Actes des assises du développement durable en Bretagne, Région Bretagne [1996]) : (i) inventorier les problèmes environnementaux et de développement au moyen d'analyses approfondies du fonctionnement de l'économie "réelle" avec son mélange de marchés segmentés, d'économie domestique (hors marché) et d'interventions de l'Etat ; (ii) identifier les potentiels locaux pour les résoudre en éliminant ou en réduisant les gaspillages ; (iii) développer des modalités concrètes de partenariat pour le développement durable entre les autorités locales, les entreprises, les établissements de recherche et d'enseignement et la société civile ; (iv) définir très précisément les besoins d'aide exterieure pour fournir les ressources critiques faisant défaut sur place et s'efforcer de les acquérir au moyen d'échanges d'expériences et la coopération avec d'autres communautés en butte à des problèmes semblables et en donnant accès à des politiques d'aide publiques souples, nationales et internationales.

Pour promouvoir le développement durable, Brodhag [1999] résume cette démarche en suggérant de la regrouper en quatre catégories d'initiatives. Il s'agit de la promotion de l'Agenda 21, de la création des systèmes d'indicateurs pour le développement durable, de la mise en œuvre de procédures de concertation multi-agents et de l'opération de réseaux d'échange d'expériences afin d'identifier et de diffuser les connaissances sur les bonnes pratiques et les bonnes technologiques (voir sur ce point le Chapitre VII).

L'élaboration d'indicateurs du développement durable – c'est-à-dire une sorte de condensé, de récapitulatif qui fournit une information instrumentale servant à caractériser une situation, une action, ses conséquences et ses résultats pour permettre l'évaluation d'une tendance et faciliter les comparaisons dans l'espace et le temps – devrait s'appuyer sur les différentes caractéristiques telles que la multidimensionnalité, le long terme, l'interconnexion géographique et l'équité du développement à travers la satisfaction des besoins des générations présentes et futures (voir IFEN [1999], Boisvert et al. [1998]). L'indicateur est à la fois un outil de communication qui doit informer de la manière la plus simple et sans ambiguïté, un outil de description du réel et, enfin, un support d'aide à la décision donnant le plus clairement possible les directions à suivre ou les tendances à corriger.

Dans une approche normative de la soutenabilité – c'est-à-dire où l'on cherche à répondre à la question *en quoi un développement durable est-il durable ?* ou en d'autres termes, *vers quoi la collectivité souhaite-t-elle tendre ?* – les indicateurs visent à définir des seuils écologiques (capacité de charge…), économiques (rentabilité économique) et sociaux (seuil minimum de soins…) au-delà desquels il y a un réel risque de développement non soutenable. Dans cette perspective, les indicateurs apparaissent comme des signaux d'alerte qui appellent à des mesures de correction de trajectoires de la part des institutions compétentes.

Dans une optique d'évaluation, on s'intéresse aux outils et à leur adéquation au problème. Elle n'implique donc pas a priori la définition de ce qu'est le développement durable, ni de consensus initial sur la manière d'y parvenir. On peut ainsi s'accommoder d'une pluralité de normes. Les indicateurs auxquels on devrait aboutir doivent avant tout, dans une perspective multidimensionnelle, informer sur la nature des tendances structurantes et aider à l'élaboration de prospectives.

Les travaux de l'IFEN [1999] sur les indicateurs du développement durable ont permis de les regrouper en quatre thématiques et dix-huit thèmes :[3]

- *Les flux de richesse et de pollution* : regroupant les indicateurs de la production de biens et services, la mobilité des hommes et des marchandises, les pollutions durables ;
- *La constitution des capitaux* : regroupant l'accroissement du capital économique, le patrimoine naturel, les prix et la valorisation des actifs naturels et l'éducation, la formation et la recherche ;
- *Les besoins des générations futures* : regroupant les technologies disponibles et l'évolution des techniques, l'éco-efficacité de la production, l'évolution de la consommation, la vulnérabilité aux catastrophes et aux risques et les engagements individuels et collectifs ;
- *Les besoins des générations présentes* : regroupant les productions, le compréhension et la circulation de l'information, la précarité, les inégalités sociales, les pressions sur l'homme, le lien social et l'illégalité et la corruption.

Outre les caractéristiques techniques et scientifiques des indicateurs, il est important de saisir la double nature, à la fois objective et subjective (les valeurs sous-tendues), des indicateurs de développement durable. Par conséquent, la qualité des indicateurs et des séries d'informations doit être évaluée non seulement du point de vue scientifique mais aussi de celui de sa place dans

[3] voir aussi les indicateurs du développement durable de l'ONU, disponibles sur le site de l'IFEN http://www.ifen.fr.

l'aide à la "mise en scène" des échanges de perspectives et la communication entre les groupes d'intérêt dans le processus politique (voir Douguet, O'Connor & Girardin [1999]).

Deux questions à ce stade de la réflexion. La première concerne l'optique dans laquelle va s'envisager le développement durable (voir Section I.2). La seconde interrogation concerne le choix du type d'internalisation, l'optique suivie et les indicateurs utilisés pour définir la ou les stratégies de développement soutenable en Bretagne (voir Section I.3).

I.2 Le cadre conceptuel de la soutenabilité faible est-il adapté au cas de la Bretagne ?

La prise en compte de la dégradation de la qualité de l'environnement en Bretagne dans les décisions politiques nécessite de définir le cadre de réflexion dans lequel ces dernières s'insèrent. Cette section présente l'approche économique standard qui a cherché à étendre les enseignements des modèles de croissance optimale avec ressources épuisables (Dasgupta & Heal [1974], Solow [1974], Stiglitz [1974]) à des modèles de croissance optimale avec capital naturel. Les indicateurs retenus par cette version faible de la soutenabilité résultent en fait de la résolution de tels modèles. Cela suppose la formulation d'hypothèses fortes quant à la substitution des capitaux et aux critères retenus pour illustrer la soutenabilité.

Dans cette optique, les enjeux se résument à des sentiers de consommation ou au bien-être de la société. Un arbitrage s'effectue au niveau intertemporel à savoir que le choix porte sur une préférence pour le présent ou pour le futur. Les enjeux de la durabilité reviennent à considérer les coûts d'opportunité nécessaires à l'atteinte des objectifs fixés. Ceci nous ramène à un problème de choix de niveaux ou de seuils à respecter.

I.2.1 La soutenabilité faible : concept et implications

L'approche économique standard a cherché à étendre les enseignements des modèles de croissance optimale avec ressources épuisables (Dasgupta & Heal [1974], Solow [1974], Stiglitz [1974]) à des modèles de croissance optimale avec capital naturel. Les indicateurs retenus par cette version faible de la soutenabilité résultent en fait de la résolution de tels modèles. Cela suppose la formulation d'hypothèses fortes quant à la substitution des capitaux et aux critères retenus pour illustrer la soutenabilité.

§.1 LE CONCEPT DE LA SOUTENABILITE FAIBLE

La soutenabilité faible est appréhendée comme une prolongation de la question de la détermination du taux d'épargne suffisant pour atteindre un sentier de croissance d'équilibre stable. L'enjeu théorique consiste à obtenir des indicateurs de soutenabilité, c'est-à-dire des mesures signalant les règles ou les distances de l'atteinte de la soutenabilité selon les critères définis dans un modèle.

A la suite des grands débats consécutifs à la crainte de la raréfaction des ressources naturelles (énergies fossiles notamment) dans les années 1970 et au

début des années 1980, on a assisté au développement d'une littérature qui traitait : (i) de la nature des sentiers dits de "croissance optimale" avec ressources épuisables, selon le critère de la valeur présente de l'utilité ; (ii) de la faisabilité des sentiers de consommation soutenue ou de consommation croissante par tête si de tels sentiers résultent de la maximisation de la valeur présente ou d'une règle de bien être intergénérationnel ; et (iii) des moyens par lesquels de tels sentiers de consommation pourraient être atteints en pratique. Le terme "soutenabilité" (ou encore "durabilité") est rarement évoqué à cette époque, mais il est clair que la littérature concerne directement cette question.

De nombreux élargissements des modèles de base (Dasgupta et Heal [1974], Solow [1974], Stiglitz [1974]) ont été réalisés : les modèles de croissance soutenable avec ressources renouvelables, avec environnement comme objet d'utilité directe et avec pollution ou en d'autres termes intégrant l'ensemble du capital naturel. Il s'agit en fait d'une extension des enseignements issus des modèles de croissance optimale avec ressources épuisables à des modèles de croissance optimale avec capital naturel. La durabilité interprétée comme le non-déclin de la consommation par tête, c'est-à-dire les effets positifs du progrès technique et/ou de l'accumulation du capital économique peuvent être supérieurs aux effets négatifs sur l'exploitation directe des stocks du capital naturel, de la pollution, de la croissance de la population et du taux d'actualisation (voir Toman et al. [1995], Faucheux, Muir & O'Connor [1997]).

La littérature s'est ensuite focalisée autour de deux propositions. La première, dite règle de Hartwick [1977], établit une condition assurant le maintien du stock de capital dans le temps, tel que la consommation apparaît comme l'intérêt de ce stock, ceci élargi à l'ensemble du capital naturel.

Selon Hartwick, il suffit que l'épargne du capital économique (c'est-à-dire l'investissement) soit au moins aussi importante que la dépréciation du capital naturel le long du sentier. Ceci est assuré si, à chaque moment, les rentes associées à l'utilisation de la ressource naturelle sont entièrement réinvesties dans la formation du capital économique.

La seconde, due à Solow [1986], est la démonstration qu'un sentier de consommation non décroissant (dit soutenable), obtenu comme un sentier de valeur présente actualisée maximum, est conforme à cette règle dite de Hartwick. En effet les rentes, issues de l'usage du capital naturel par la génération présente, doivent être réinvesties sous forme de capital économique reproductible qui sera transmis aux générations futures dans des proportions permettant justement de maintenir les niveaux de consommation réels constants au cours du temps.

§.2 LES IMPLICATIONS DE LA CONCEPTION FAIBLE DE LA SOUTENABILITE

Il s'agit ici d'une conception du développement durable reposant sur l'hypothèse de la substituabilité et de la commensurabilité, en unités

monétaires, entre le capital naturel et le capital manufacturé. La substitution implique que la rareté du capital naturel peut être neutralisée par une épargne du capital économique et, selon le cas, par un progrès technique.

Il est important, dans le contexte des modèles économiques standard, de distinguer deux sens bien différents du progrès technique. Le premier est le changement dans le temps de la frontière de possibilités de production pour un vecteur de ressources donné ; ceci sera typiquement réalisé par le progrès de la connaissance dans la société. Le second est le changement que représente la seule substitution entre facteurs de production.

Une contribution récente de Weitzman [1997] a formalisé l'intuition répandue que l'hypothèse d'un progrès technique séculaire peut très fortement influencer le degré de soutenabilité d'une économie. Toutefois, l'idée d'une substituabilité généralisée entre toutes les formes de capital est au cœur de la conception sous-jacente du développement économique. Si les différents types de capitaux peuvent se substituer entre eux au cours du temps, alors (i) un accroissement temporaire de la consommation peut toujours être compensé, après coup, par des taux d'épargne croissants au cours du temps et (ii) le développement économique peut s'affranchir de toute spécificité du capital naturel et des contraintes écologiques, qui dans ces conditions ne sont jamais définitives ou absolues (Solow [1992]).

Au total, l'approche de la soutenabilité par incorporation du capital naturel dans les modèles de croissance optimale fournit une règle de soutenabilité qui relève de ce qu'on peut qualifier de soutenabilité faible ou *économique* dans la mesure où les hypothèses en matière de substituabilité et de progrès techniques permettent de s'affranchir de toute spécificité du capital naturel et des contraintes écologiques.

I.2.2 Les indicateurs de la soutenabilité faible

On peut dénombrer comme indicateurs de soutenabilité faible les indicateurs suivants :

- Un indicateur de bien-être collectif sur le long terme, souvent évalué par le biais d'un agrégat monétaire de richesse nationale issue de la comptabilité (Produit National Brut…) ;
- Le taux de croissance du progrès technique et notamment du progrès économique économisant les ressources naturelles ;
- Les prix relatifs, constatés sur le marché ou prix fictifs des ressources naturelles et du capital économique, révélateurs des coûts d'opportunités ;
- Le taux d'épargne et le taux d'investissement contrôlant l'accumulation du capital ;

- Le taux d'actualisation qui indique le poids du futur dans les comportements économiques de la génération actuelle ;
- Le taux de croissance démographique qui informe notamment sur l'effort collectif à effecteur dans l'accumulation du capital pour garantir à tous un niveau de consommation satisfaisant ;
- La structure des droits de propriété sur le patrimoine naturel qui permet d'assurer l'effectivité des échanges et des compensations.

Certains de ces indicateurs ne sont pas observables en l'état et sont difficiles à calculer (le taux de substitution entre ressources, le progrès technique…). D'autres posent des problèmes pratiques de sélection (le taux d'actualisation) et enfin d'autres indicateurs sont controversés notamment dans la mesure où la base de leur sélection est étroite (prix relatifs ne tenant compte que des seuls biens et services marchands).

Par ailleurs, par hypothèse, ces indicateurs font peu de cas des dimensions écologique et sociale, notamment en ce qui concerne les hypothèses appliquées aux diverses composantes de la nature agrégées dans le concept de capital naturel. Par exemple, en autorisant des recompositions entre les parties constitutives du capital global, la vision "faible" du capital naturel, fait l'hypothèse implicite d'une substituabilité généralisée entre le capital naturel et le capital économique reproductible. En d'autres termes, même des dommages importants infligés aux écosystèmes, tels que la dégradation de la qualité environnementale, la perte en biodiversité ou le changement climatique global, ne sont pas inacceptables. Le seul problème est de savoir si des investissements compensatoires pour les autres générations dans d'autres formes de capitaux ont été réalisés. Or, des auteurs tels que Hueting [1980] et Daly [1994] prétendent, à partir d'une connaissance de la physique et des sciences de la vie, qu'une substituabilité entre les capitaux naturels et manufacturés ne devraient pas être supposée a priori, et que l'agrégation pour les besoins de ce genre de modélisation serait une impossibilité.

Même en faisant abstraction des hypothèses de substituabilité et de gestion utilitariste de la nature, l'application de la règle de Hartwick implique une anticipation sur le futur pour l'évaluation "correcte" des rentes à réinvestir, sans laquelle les rentes pourraient être sous-estimées et insuffisantes pour assurer que le sentier ainsi obtenu soit réellement "soutenable" (voir Asheim [1994], Pezzey [1997], Faucheux, Muir & O'Connor [1997], Faucheux & O'Connor [1999]). En effet, un sentier de consommation non-décroissant implique aussi une répartition particulière de revenus à travers le temps, ce qui nous renvoie, d'une part, à la question de la distribution intergénérationnelle et, d'autre part, si cette répartition intertemporelle s'effectue par un processus marchand, à la question des "bons prix" pour la durabilité (dont le taux d'intérêt).

Ces paramètres pourraient alors être utilisés — tout en relativisant le rôle de chaque paramètre dans l'ensemble — à titre indicatif pour orienter la réflexion

autour de la soutenabilité. Ainsi, par exemple et toutes choses égales par ailleurs, une préférence subjective plus élevée pour le temps (taux d'actualisation du consommateur représentatif), une élasticité de substitution plus faible entre les capitaux naturels et produits ou des taux de changement technique plus faibles limiteront les prospectives de soutenabilité pour le développement. Inversement une préférence subjective pour le temps plus faible ou un taux de croissance de la population plus bas, toutes choses égales par ailleurs, amélioreront les perspectives de soutenabilité.

Il est d'ores et déjà possible de souligner quelques limites importantes au développement de stratégies de soutenabilité faible en Bretagne. La première est relative à la non prise en compte des particularités du rôle joué par l'eau en Bretagne. Or, l'eau intervient non seulement comme ressource naturelle utilisée par les systèmes de production économiques mais aussi en tant que support de vie d'écosystèmes (aquatiques par exemple), agissant indirectement sur les activités humaines. La seconde point concerne la substituabilité entre les capitaux et à l'intérieur de chaque catégorie de capitaux. En raison de la multitude de rôles qu'elle joue, l'eau est difficilement substituable. A ces limites, il convient d'ajouter celles de l'approche monétaire de l'environnement, qui constitue le type d'évaluation associé à cette démarche.

I.3 Les dimensions de l'évaluation économique de l'environnement. Quelles perspectives pour une application à la situation bretonne ?

Une fois l'optique de la soutenabilité définie, il s'agit de déterminer la méthode d'internalisation. Dans le cadre de la soutenabilité faible, le mode d'internalisation consiste en une évaluation monétaire des coûts d'opportunité associés aux usages des ressources économiques et environnementales d'une part. D'autre part, si cette première hypothèse se vérifie, il s'agit d'établir que l'engagement des ressources correspond à l'atteinte des objectifs fixés.

D'un point de vue général, dans la théorie économique standard, la valeur des actifs environnementaux peut être mesurée à partir des préférences des agents pour l'utilisation ou la préservation de ces actifs. Si pour certains actifs, il existe une demande explicite, pour d'autres il n'existe pas de valeur d'usage. Evaluer ces biens et services environnementaux nécessite alors le recours à des méthodes de révélation des préférences (STOA [1996]).

I.3.1 Les diverses valeurs de l'environnement

L'évaluation économique mobilise des instruments de représentation des intérêts et des préférences des agents économiques - notamment en réduisant la variété et la multiplicité des aspects d'un enjeu donné à l'échelle commune de l'évaluation monétaire. Cette forme de représentation illustre un certain point de vue sur la réalité, fondé sur des hypothèses fortes.

En effet, dans le cadre d'une évaluation économique, on fait l'hypothèse qu'un ensemble d'agents a des préférences déjà constituées qu'il convient de révéler. Le bien de la collectivité n'est autre que de permettre aux projets personnels des individus de se déployer au mieux, à travers le concept de "meilleur équilibre" (optimum de Pareto).

Cette conception de la notion de bien commun s'oppose à des approches de la philosophie politique - proche de tradition contractualiste (Rousseau) – dans laquelle ce bien se construit, non pas en se fondant sur les particularités des préférences des individus, mais sur la capacité des citoyens à s'abstraire de leurs attachements singuliers, personnels pour accéder à la définition du bien de la collectivité.

L'évaluation économique monétaire que nous présentons dans cette première section, instrumente le point de vue des consommateurs. Proposer l'évaluation économique comme unique base d'arbitrage des conflits, c'est proposer de

rabattre le choix critique sur cette seule dimension à travers la notion de surplus du consommateur.

Le principe sous-jacent de l'évaluation environnementale en termes monétaires est qu'il n'est pas possible de traduire tous les aspects des biens et services environnementaux dans les termes du marché. Il est cependant possible d'extrapoler, de manières variées, des transactions de marché actuelles afin d'obtenir une estimation en termes monétaires de la valeur de certains biens (Hanley & Spash [1993]). L'évaluation consiste, dans ce contexte non pas à "mesurer" mais simplement à traduire en monnaie des relations de préférences et d'indifférence.

§.1 L'EVALUATION ECONOMIQUE ET LE SURPLUS DU CONSOMMATEUR

La valeur d'un bien est définie par la théorie micro-économique comme étant égale à la variation d'utilité résultant de la "jouissance" de ce bien. On comprend bien que la mesure monétaire de la valeur d'un bien n'est pas égale au prix de marché de ce bien puisqu'il existe une différence entre la mesure monétaire d'une variation d'utilité et le prix effectivement payé par un individu pour obtenir le bien lui procurant cette variation d'utilité (Desaigues & Point [1993]).

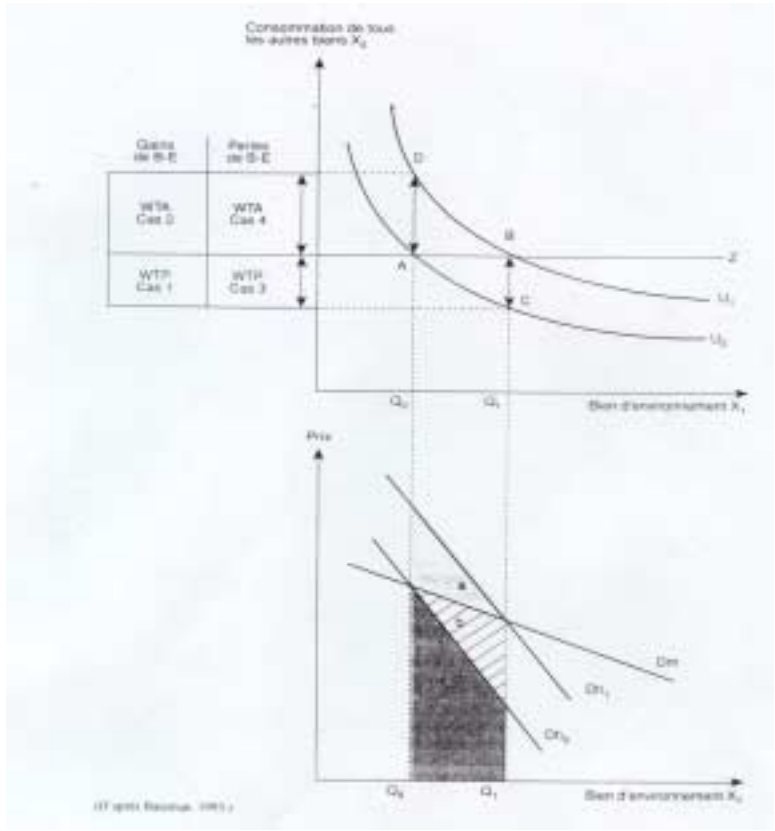
Depuis Aristote (*Les Politiques*), on appelle "valeur d'usage", la valeur d'un bien et "valeur d'échange", le prix de marché de ce bien. La "différence" entre les deux est ce que Dupuit [1844] a appelé le "surplus du consommateur". Or, l'environnement a généralement un prix de marché nul. Sa valeur monétaire se réduit donc généralement au surplus du consommateur.

Cette approche suggère donc qu'il soit possible de mesurer monétairement la valeur. Cependant, ce point de vue n'est pas partagé par d'autres courants de pensée (allant d'Aristote en passant par Marx) qui nient la possibilité de mesurer la valeur d'usage en de tels termes (voir Chapitre IV).

Marshall [1924] définit le surplus du consommateur comme étant égal à la somme maximale qu'un individu serait prêt à payer en plus du prix de marché de ce bien. Hicks [1941] conteste l'intérêt du "surplus marshallien" en montrant que ce dernier raisonnait à revenu constant et non pas à utilité constante. Hicks [1941, 1943, 1956] a donc proposé deux surplus du consommateur, l'un étant défini en maintenant l'utilité constante à son niveau initial, l'autre étant défini en maintenant l'utilité constante au niveau final. Le premier est appelé surplus compensateur, le second est appelé surplus équivalent.

Dans le cas d'un impact environnemental ramenant la quantité ou la qualité disponible d'une composante du capital naturel de Q_o à Q_1, la situation peut être décrite au moyen du graphique 1.1. Le quadrant supérieur du graphique montre les courbes d'indifférences pour deux niveaux d'utilité (U_o et U_1) entre le bien environnemental X_1 en abscisse et tous les autres biens regroupés en un seul bien composite X_o en ordonnée. Le bien X_1 n'ayant pas de prix, la droite de budget apparaît comme horizontale (Z). Si on suppose que le consommateur du bien X_1 est contraint par des quantités, le point initial A se trouve sur la courbe d'indifférence U_o. On suppose qu'un gain de bien-être est lié à une augmentation de la quantité du bien X_1 de Q_o à Q_1. Ceci correspond à l'effet-prix total que l'on peut apprécier dans le quadrant inférieur du graphique à partir de la demande marshallienne, Dm, l'accroissement du surplus du consommateur étant dans ce cas représenté par la somme des aires b + c. On peut aussi augmenter le bien-être de l'individu en lui offrant un montant AD de revenu monétaire qui le fait passer de U_o à U_1 avec une même quantité de bien X_1. Le quadrant inférieur donne la courbe de demande compensée (hicksienne) correspondante, soit Dh_1, et l'aire a + b + c. Cette dernière est la mesure rectifiée (équivalente) du surplus du consommateur.

Graphique 1.1 : Tableau des surplus du consommateur



En définitive, on distingue quatre mesures du surplus selon que l'on considère une amélioration ou une détérioration de la qualité de l'environnement.

Qualité de l'environnement	**Amélioration**	**Détérioration**
Consentement à payer	**Surplus compensateur**	*Surplus équivalent*
Consentement à recevoir	*Surplus équivalent*	*Surplus compensateur*

Nous avons donc dans chaque case, que ce soit une amélioration de l'environnement ou une destruction de l'environnement, deux mesures monétaires de la valeur : le consentement à payer et le consentement à recevoir. La question qui se pose alors est de savoir laquelle des mesures choisir.

Comme le fait remarquer Carson [1992], la question de choix entre les deux mesures de la valeur est une question a priori impossible à traiter à l'intérieur du champ de l'économie normative puisque le choix entre le surplus équivalent et le surplus compensateur se ramène à un problème d'allocation initiale des droits de propriété. En effet, la détermination d'un consentement à recevoir s'assimile à la détermination d'un prix de vente – on suppose que l'individu possède un droit sur le bien évalué -, tandis que la détermination d'un consentement à payer s'assimile à la détermination d'un prix d'achat. Ce dernier n'en possède donc pas. Or, l'économie normative paretienne ne peut pas se prononcer sur l'allocation initiale des ressources qui relève de la justice sociale. Coase [1960] met l'accent sur l'attention insuffisante portée à la définition des droits de propriété dans les approches de correction des défaillances du marché par la puissance publique. Après la définition de l'état des droits et obligations entre parties ainsi que de la manière dont les droits d'une partie sont affectés par les actions d'un tiers, Coase montre qu'un processus de négociation entre parties (pollueurs et pollués) doit déboucher sur un avantage collectif. Si le pollueur détient le droit sur l'environnement, le pollué peut payer le pollueur, afin de l'inciter à ne pas polluer ; si le pollué détient ce droit, le pollueur peut le compenser pour que le pollué accepte de supporter la pollution. Ce marchandage revient à acheter et à vendre les droits de propriété.

Autre difficulté, on suppose dans ce raisonnement que les biens sont échangeables. En d'autres termes, ils sont substituables les uns par les autres du point de vue de la fonction d'utilité. Or, nombre de biens et de services environnementaux sont incommensurables de par la multiplicité de leurs fonctions environnementales.

La valeur de l'environnement peut s'évaluer au travers des variations de surplus qu'il procure, que celles-ci soient attachées à son usage (services environnementaux) ou qu'elles soient intrinsèques (patrimoine). Dans le dernier cas, on s'écarte de l'axiomatique standard centrée sur des pratiques de consommation et sur des mécanismes de demande. On est conduit à distinguer plusieurs notions de valeur. Hormis la partie correspondant à des usages actuels – c'est-à-dire celle qui découle de l'utilisation directe d'une certaine ressource naturelle ou indirecte, à travers les fonctions environnementales internes - par les consommateurs ou dans le processus de production, il existe un ensemble de valeurs qui relève de ce que l'on peut qualifier de valeur d'existence et d'usage potentiel futur. Ces dernières ne sont pas déterminées en fonction d'un usage.

§.2 LE CONCEPT DE LA VALEUR DE NON-USAGE

L'idée selon laquelle la valeur des actifs naturels ne dépend pas seulement de leur usage immédiat, contrairement à la plupart des biens privés, a donné naissance à différents concepts de valeur tels que la valeur d'option, la valeur de legs, la valeur d'existence… qu'on regroupe parfois sous le terme de valeur de non-usage ou de valeur de préservation (Arrow et al. [1993]).

La *valeur d'option* mesure le consentement à payer pour la préservation d'un actif naturel en vue d'un usage futur probable (Weisbrod [1964], Cicchetti & Freeman [1971]). L'usage est seulement une éventualité différée dans ce cas, mais l'agent est disposé à payer pour préserver l'option d'usage. La mesure de la valeur d'option correspond en fait à l'expression d'une valeur rationelle faite en situation d'incertitude faible et est de plus dépendante de l'attitude de l'individu concerné vis-à-vis du risque. Il existe une autre interprétation du concept de valeur d'option qui insiste davantage sur l'aspect intertemporel de l'incertitude. On aboutit alors à une version de la valeur d'option qui dépend du temps. Elle trouve son origine chez Henry [1974] et Arrow & Fisher [1974], sous le terme de quasi-option, et a surtout été développée par Fisher & Hanemann [1986, 1989].

Dans une situation d'incertitude forte, en particulier lorsqu'une décision peut avoir des effets irréversibles et qu'un apprentissage est possible avant la prise des futures décisions, il est généralement intéressant pour l'agent économique de garder une option ouverte, même s'il est neutre vis-à-vis du risque. La *valeur de quasi-option* révèle une préférence des agents pour la flexibilité intertemporelle, qui est justifiée par l'existence d'un coût d'abandon d'une stratégie donnée et qui est d'autant plus élevée que l'ensemble de choix possible est large. Decaestecker & Rotillon [1996] proposent, quant à eux, d'appeler *valeur d'option informationnelle*, le gain de la décision permettant la possibilité d'utiliser de l'information future, l'ensemble des choix ayant été préservé.

La *valeur de legs* est le consentement à payer d'un agent pour la préservation d'un actif naturel en vue de son usage par les générations futures. Un agent peut ainsi renoncer à la jouissance d'un bien afin que ses enfants puissent en bénéficier à sa place. Les motivations sur lesquelles repose ce genre d'attitude sont diverses : don, altruisme…

Enfin, la *valeur d'existence* mesure le consentement à payer pour la préservation d'un actif naturel sans que l'agent anticipe un usage futur pour lui-même ou pour personne d'autre (Krutilla [1967]). La valeur d'existence ne dépend d'aucun usage prévisible de la ressource et de ce fait, elle est plus difficile à justifier du point de vue économique, en tout cas, sur la base des hypothèses de la théorie conventionnelle (pour une critique de cette valeur, voir Aldred [1998]).

A partir de ces définitions (et de celle de la valeur d'usage), on peut, par simple addition, définir ce que l'on appelle la *valeur économique totale* d'un bien.

L'ensemble de ces valeurs traduit théoriquement le gain (ou le coût) lié à une amélioration (ou à une détérioration) de la situation d'un agent économique, suite à une modification de la qualité des services rendus par un bien environnemental.

Les valeurs de non-usage, à la différence des valeurs d'usage, ne sont pas reflétées par des prix de marché. En conséquence, même si certains actifs naturels ont un prix, celui-ci n'incorpore qu'une partie seulement des valeurs. La théorie économique va, pour ce faire, s'efforcer de révéler ce qui se passerait si un marché idéal existait. Les méthodes d'évaluation sont des tentatives de réponse à cet état de fait qu'est l'absence de marché.

I.3.2 Les méthodes économiques d'évaluation de l'environnement

Ces méthodes sont habituellement classées en deux catégories – les méthodes indirectes et les méthodes directes. Nous adopterons ici une présentation des méthodes d'évaluation en faisant référence aux informations fournies par ces dernières : côté *demande* ou côté *offre*. Le premier a trait à une estimation de la valeur monétaire des bénéfices qui sont perdus ou à risque. C'est donc la valeur de la perte ou des actifs, aménités ou services environnementaux potentiellement endommagés. Le côté *offre* estime les coûts économiques engendrés (ou qui sont susceptibles d'être engendrés) par les mesures d'évitement, de réduction ou de restauration, liés à l'épuisement d'une ressource ou à un dommage environnemental (voir aussi les ouvrages de Point [1998], Bonnieux & Desaigues [1998], Bontems & Rotillon [1998], Point & Desaigues [1993], STOA [1996]).

§.1 LE COTE *DEMANDE*

Du côté de la demande, on trouve des méthodes d'évaluation telles que l'évaluation des dépenses de protection de l'environnement, qui suppose qu'un consentement à payer s'exprime au travers de l'importance des efforts financiers qu'un individu consent pour atténuer ou éviter les nuisances. Elle a été appliquée pour valoriser l'isolement contre le bruit en évaluant les dépenses en équipement de protection (double vitrage…).

Il s'agit donc d'une méthode indirecte d'évaluation qui consiste à apprécier d'abord les conséquences des nuisances en termes physiques, puis à évaluer monétairement les dégradations par des coûts de nature diverse. Cette méthode privilégie autant le point de vue d'un agent économique que celui de la société. Ainsi, un coût d'évitement mesure l'importance des efforts financiers que la collectivité ou les individus sont prêts à consentir pour atténuer ou éviter des nuisances. Un coût de réparation est un coût de remise en état après dégradation ou une compensation au sein de la sphère marchande (par

exemple, le ravalement d'une façade du fait des salissures engendrées par la pollution atmosphérique).

Les données monétaires issues de cette approche sont relatives aux dépenses effectuées afin d'améliorer la qualité de l'environnement ou pour éviter des dégradations. De telles données ne fournissent pas nécessairement une estimation de la valeur monétaire des bénéfices obtenus (ou des pertes évitées). Il s'agit, selon Bontems & Rotillon ([1998], p.34) d'un moyen simple d'évaluer le bénéfice minimal qui est attaché à l'amélioration de l'environnement.

§.2 LE COTE *OFFRE*

Du côté de l'offre, la démarche nécessite l'estimation d'une valeur monétaire pour les composantes du capital naturel. Cela passe par l'identification et la description des bénéfices, des services et des changements dans la qualité de l'environnement et dans la quantité affectant la disponibilité des bénéfices et des services. Cette démarche peut s'effectuer selon deux perspectives. La première est consacrée à la mise en œuvre d'une méthode indirecte d'évaluation reposant sur le principe dose-réponse. Cette méthode repose sur le constat que pour beaucoup d'activités, la qualité de l'environnement peut être considérée comme un facteur de production. Tout changement des conditions de l'environnement va se traduire dans les coûts de production de la firme. Cependant, il est toujours possible que d'importantes dégradations environnementales soient omises, par manque d'informations.

La seconde perspective repose sur l'attribution d'un consentement individuel de paiement relatif à différents changements de la qualité de l'environnement. Nous distinguerons ici trois méthodes :

- *La méthode des coûts de transport* est la plus ancienne des méthodes d'évaluation non marchande (Clawson & Knetsch [1966], Bateman [1993], Hoevenagel [1994]). Elle repose sur le constat qu'un agent désireux d'exercer un certain usage de l'environnement est amené à consommer des biens marchands complémentaires à cet usage. Le coût de la consommation est considéré alors comme une proxy. Cette consommation correspond au consentement à payer des individus pour l'aménagement de lieux de loisirs d'après le montant de monnaie et le temps qu'ils ont consacré à se rendre sur le site. Une enquête de fréquentation du site permet de recueillir des informations sur le lieu de résidence des visiteurs, leur temps de transport, le moyen utilisé, le nombre de visites annuelles et éventuellement d'autres caractéristiques socio-économiques comme le revenu…
L'avantage essentiel de la méthode des coûts de transport réside dans le fait que les mesures de l'avantage environnemental reposent sur les comportements

d'agents observés sur le marché. Les inconvénients sont en revanche nombreux. Tout d'abord, la méthode ne s'applique, par définition qu'à des valeurs d'usage. Elle donne en définitive une valeur du voyage vers le site et non la valeur du site lui-même. On peut également noter que la méthode suppose que le trajet soit fait dans le seul but de visiter le site et que la valeur du site soit plus grande pour ceux qui voyagent le plus.

- *La méthode des prix hédonistes* repose sur l'hypothèse d'un lien entre le prix d'un bien et ses différentes caractéristiques. Cette méthode va directement chercher sur des marchés, existant ou fictifs, des révélations d'évaluations d'actifs environnementaux. Il s'agit en d'autres termes de chercher un substitut sur lequel sont vendus et achetés des biens et services, dont les avantages ou les coûts environnementaux représentent des attributs ou des caractéristiques (Lancaster [1966], Rosen [1974]). Un bon exemple de prix hédonistes est représenté par les études de prix des biens immobiliers.

En définitive, la méthode des prix hédonistes tente d'établir la part de l'environnement dans les différences de prix des biens immobiliers, d'une part. D'autre part, elle permet de déterminer le coût d'une dégradation de l'environnement ou l'avantage résultant de son amélioration, sous la forme d'un consentement effectif à payer pour payer les caractéristiques ou les attributs environnementaux exercés par les agents économiques sur le marché de l'immobilier, dans le cas de notre exemple. Cependant, la validité de la méthode suppose que les agents aient une information complète, qu'ils soient capables d'acheter exactement l'ensemble des caractéristiques qu'ils désirent et que le marché soit en équilibre. Enfin, le résultat est très dépendant de la qualité du traitement statistique.

- *La méthode d'évaluation contingente* est en fait un outil de l'analyse coûts-avantages puisqu'il permet d'évaluer la "désirabilité sociale" d'un changement ou d'un projet. Suggérée la première fois par Ciriacy-Wantrup [1947], la méthode contingente fut appliquée la première fois par Davis [1963]. L'idée de cette technique d'évaluation est que les préférences des individus doivent servir de base à l'évaluation des avantages et que le consentement à payer est une voie de cette révélation. Cette démarche repose sur la mesure hicksienne du surplus du consommateur. L'application des méthodes d'évaluation contingente consiste à demander aux individus ce qu'ils consentent à payer pour recevoir un avantage et/ou ce qu'ils consentent à recevoir en guise de compensation pour tolérer un coût (Bonnieux [1998], Bonnieux & Vermersch [1993], Stenger & Willinger [1995], Desaigues & Lesards [1992]). Cette interrogation se fait à l'aide de questionnaire par exemple.

Bien que cette méthode offre une évaluation de la valeur de non-usage et une applicabilité potentielle à une grande variété de sujets, des critiques sont

adressées à l'encontre de cette méthode. Ces dernières portent en général sur les biais inhérents à la méthode, et par conséquent sur le fait que les estimations soient généralement peu fiables.[4] Par exemple, le fait que le marché proposé aux agents soit un marché hypothétique implique généralement une surestimation de la disponibilité à payer car les agents ne sont pas tenus de payer effectivement le montant qu'ils proposent. Enfin, comme le souligne Willinger ([1996], p.18), aucun questionnaire ne peut être tout à fait neutre, et par conséquent, il faut s'attendre à ce qu'il influence les valeurs.

En réalité, ce type d'évaluation nous fournit une proxy du prix non pas de l'environnement, mais d'un lien existant entre l'homme de la nature. En effet, évaluer le prix d'un écosystème ou d'un environnement physique reste largement impossible.

I.3.3 L'analyse coûts-avantages et la prise de décision

Evaluer un bien environnemental n'est pas une fin en soi. Un des principaux intérêts de cette évaluation est la prise en compte de l'environnement dans la prise de décision. Nous traiterons en particulier de l'analyse coûts-avantages dont l'objet est supposé être la détermination des niveaux optimaux (au sens de Pareto) de la production, de l'usage des ressources et de la pollution.[5] La comparaison entre des coûts et des avantages apparaît de prime abord comme un indice de rationalité économique des décisions prises en matière de politiques puisqu'elle relève d'un principe général d'efficacité en matière d'allocation des ressources. Néanmoins, le développement de cette méthode doit faire face à des problèmes quant à son application aux enjeux environnementaux et en particulier, à ceux de la distribution des coûts et bénéfices souhaitée par la société.

§.1 L'ANALYSE COUTS-AVANTAGES

Une décision sera justifiée, d'un point de vue économique, par une analyse coûts-avantages (ACA), si la somme des bénéfices qu'elle procure est supérieure à la somme des coûts. Cela suppose donc d'avoir pu identifier les effets de la mesure et de les avoir exprimés en francs pour qu'ils puissent être agrégés sous la forme du gain net attaché à la décision. Ou encore, pour un projet donné, l'optimum est déterminé soit par la maximisation du bénéfice net actualisé, soit, ce qui revient au même, par l'égalisation du coût marginal

[4] Willinger [1996] recense quatre catégories de biais de la méthode contingente (voir aussi Pearce & Turner [1990], Mitchell & Carson [1989]) : le biais instrumental – inhérent à la méthode de paiement retenue pour l'évaluation du consentement à payer (enchères…) -, le biais stratégique – les personnes interrogés n'auraient pas intérêt à dévoiler leur véritable consentement à payer -, le biais hypothétique – résulte du fait que les participants ne sont pas confrontés à un marché réel mais fictif – et enfin, le biais d'inclusion, c'est-à-dire que le consentement à payer pouvait être invariant avec la "taille" du bien évalué.

[5] Voir Walliser [1990] pour une plus ample présentation du rôle du calcul économique dans les décisions publiques.

actualisé et du gain marginal actualisé. En d'autres termes, elle simule un processus de décision qui consiste à retenir, parmi différents projets, celui qui maximise l'utilité collective procurée au travers de ses effets.

Hanley & Spash [1993] identifient huit étapes pour la construction d'une analyse coût-avantages :

1. *Définition du projet* qui inclut la réallocation des ressources et identification de la population à considérer ;
2. *Identification des impacts du projet* sur l'environnement, la population locale, les prix ;
3. *La détermination des impacts économiques* significatifs : les coûts peuvent inclure la baisse de la qualité et de la quantité de biens ou l'augmentation de leurs prix. Les effets positifs se réfèrent aux bénéfices de ce projet générant une augmentation de l'utilité ;
4. *La quantification physique des impacts* significatifs. Cette étape implique la quantification physique des coûts et des bénéfices (nombre de personnes visitant le site…). Une analyse d'impact environnemental est ici nécessaire ;
5. *L'évaluation monétaire des effets significatifs.* Cette étape permet de rendre comparables, à partir d'une échelle unique de valeur, les différents effets. Cela suppose que les effets soient commensurables ;
6. *L'actualisation* des coûts et des bénéfices afin de faire apparaître la dimension temporelle ;
7. *Application du test de la Valeur Présente Nette* qui est constituée par la différence entre la somme des bénéfices actualisés et la somme des coûts actualisés. Il s'agit d'une représentation de l'efficacité de l'allocation des ressources. Une comparaison des projets en concurrence soit ainsi possible ;
8. *L'analyse de sensibilité.* Il s'agit de tester la variabilité des résultats suivant les changements intervenant au niveau des données. On introduit ainsi la dimension d'incertitude dans l'analyse coûts-avantages.

En définitive, l'ACA suppose qu'il est possible d'évaluer quelque bien que ce soit sur une échelle de valeur unique, de faire un lien entre les grandeurs monétaires et les biens et enfin que le gain social est une agrégation des gains des individus.

Les différentes phases de l'ACA donneront ainsi lieu à des débats sur la réalité des effets, leur définition ou leur mesure. L'ACA revient à considérer les problèmes de politiques publiques comme un champ d'application possible des méthodes de surplus et à espérer ainsi que les agents y seront animés par les comportements coopératifs (Greffe [1997], p.351). Le rôle de l'ACA serait donc de préparer les terrains d'entente de ces agents en mettant à jour un équilibre possible des surplus de valeurs. Cet équilibre n'apparaissait pas explicitement jusque lors.

Schématiquement, on peut distinguer, à la suite de Bontems & Rotillon [1998], deux positions extrêmes dans l'utilisation de l'ACA. Une position technocratique dans laquelle l'étude économique est une expertise servant à justifier une décision. La seconde position n'est autre que la position démocratique où elle est au contraire davantage un moment de débat entre acteurs concernés (publics, experts, décideurs) que la fin d'un processus. La première position se heurte, d'une part, à la sensibilisation croissante du public pour les problèmes environnementaux et, d'autre part, à la remise en cause de l'expertise (Roqueplo [1988]). La seconde position présente l'ACA comme une façon d'aborder des moyens pour organiser de nombreuses informations dans un cadre cohérent, pour structurer les débats et organiser la contestation publique. C'est le point de vue défendu par Henry [1984], sur la micro-économie comme langage de négociation et celui de Ewald [1991] qui considère que l'expertise doit fournir un langage pour un nouveau débat social sur les valeurs. Dans ce cas, l'ACA peut contribuer à faciliter l'accès du public aux processus de décision et peut faire prendre conscience de la valeur sociale de biens non marchands et enfin attirer l'attention sur la répartition des bénéfices et des risques.

Il n'en reste pas moins que deux hypothèses fortes sont effectuées. La première hypothèse considère que les agents accepteront de séparer pour un certain temps, le problème de l'échange (ou allocation) de celui de la redistribution Or, comme nous l'avons souligné dans le cas de la Bretagne, ce n'est pas le cas puisque de fortes revendications ont été exprimées sur ces thèmes (la manifestation de Guingamp en est un exemple, voir I.1.1.3). La seconde hypothèse qui est réalisée concerne l'acceptation des calculs monétaires comme système de référence alors qu'ils entraînent un certain biais. De même, à travers les arbitrages inévitables, on introduit d'autres systèmes de valeur qui peuvent s'avérer contestables. Enfin, la coexistence des calculs monétaire et politique pose le problème du mode de coordination.

§.2 LES FRONTIERES DE L'APPROCHE MONETAIRE

En principe, l'évaluation monétaire de l'environnement est censée aider à guider et à informer les choix collectifs au regard de la distribution des opportunités économiques et de l'accès à des services et des bénéfices fournis par l'environnement biophysique. Beaucoup de débats tournent autour de l'extension appropriée des méthodes d'évaluation monétaires au domaine de l'environnement. Deux dimensions se retrouvent au cœur du débat : la première est relative aux échelles et aux agrégations et la seconde est liée aux valeurs engendrées (O'Neill [1996], Willinger [1997], Holland [1997], Martinez-Alier et al. [1998], Jacobs [1997], Spash [1998], Hanley & Spash [1993]).

En effet, d'un côté, les échelles temporelles et physiques des systèmes observés ou considérés sont très large, les incertitudes scientifiques à propos de ce qui

risque de se passer sont inévitablement importantes. La définition des coûts d'opportunité devient alors difficile et parfois arbitraire.

D'un autre côté, les choix comportent des dimensions éthiques. Elles sont en partie liées à la justice, à la redistribution, à des enjeux d'équité relatifs aux générations futures… Une autre partie touche, dans le débat à propos de l'acceptabilité morale ou de justifications sociales pour l'intervention, par exemple, à la modification du génome humain…

L'acte d'estimer, par exemple les dommages environnementaux, signifie trouver un ensemble de valeurs pour comparer des biens environnementaux et non marchands. On fait alors l'hypothèse de commensurabilité[6] forte et une comparabilité forte de ces biens (Martinez-Alier et al. [1996]).

Autre facteur limitant, le recours à un taux d'actualisation. L'actualisation est une opération qui consiste à calculer la valeur actuelle d'une somme. Ce taux d'actualisation est d'autant plus élevé que la préférence pour le présent est forte. En réalité, ce taux conditionne largement les résultats obtenus par l'analyse coûts-avantages. Il répond à une double problématique, celle de l'investissement (arbitrage entre consommation actuelle et future pour un même agent) et celle de la répartition des droits sur les ressources naturelles et l'environnement entre les différentes générations. Deux problèmes sont, en général, posés. Le premier a trait au choix du taux d'actualisation sur lequel il n'existe pas de consensus. Le second est lié à la diminution des sommes agrégées qui fait compter comme négligeable les conséquences de la décision à cinquante ans.

L'incertitude constitue une autre limite à l'ACA. Si des travaux se sont développés autour de ce thème du risque environnemental et de l'incertitude dans l'ACA, la difficulté d'identifier la pluralité des fonctions environnementales jouée par le capital naturel, les effets à long terme des changements environnementaux, l'existence de controverses scientifiques et de conflits sociaux a amené à sortir de ce cadre d'analyse reposant sur des distributions de probabilités et la notion de valeur espérée (Godard & Salles [1991], Godard [1992]). Une réponse est apportée par Funtowicz & Ravetz [1990] à travers la science post-normale, qui amène à une démocratisation de la science et de la définition de politique, répondant ainsi au besoin de décisions robustes relativement à des actions risquées, de choix de distribution économique et écologique et face à des phénomènes d'irréversibilité et d'incertitude. Vatn & Bromley [1994] soulignent également que pour la résolution des problèmes environnementaux il est nécessaire d'avoir une discussion collective afin de développer une base commune de compréhension pou établir un choix cohérent.

---

[6] La commensurabilité forte conduit à supposer qu'il existe une unité commune de mesure de différents types de conséquences d'une action basée sur une échelle cardinale de mesure. La comparabilité forte fait l'hypothèse qu'il existe un terme de comparaison simple à partir desquels un classement peut être effectué (voir Martinez-Alier [1998]).

Enfin, le dernier aspect est relatif à la substitution de composants du capital naturel. Comme nous l'avons précédemment souligné, certaines fonctions de l'environnement sont non substitutables.

Nous proposons d'inscrire notre démarche dans le cadre de la soutenabilité forte. Cette dernière offre une approche plus prudente vis-à-vis de l'hypothèse de substitution, tente de prendre en compte la diversité des rôles joués par l'eau et les problèmes liés aux modes de coordination existants en Bretagne. Elle s'inscrit dans un mode d'internalisation plus large intégrant la complexité des écosystèmes, les incertitudes existantes quant à leurs changements et les aspects institutionnels peuvent également être pris en compte.

I.1 L'AGRICULTURE, L'EAU ET LE DÉVELOPPEMENT SOUTENABLE 14

I.1.1 L'AGRICULTURE ET LA DÉGRADATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU EN BRETAGNE 14
§.1 L'agriculture en Bretagne 14
§.2 La dégradation de la qualité des eaux en Bretagne 16
§.3 Les actions développées pour limiter l'impact de l'agriculture sur l'environnement 18
I.1.2 L'INTERNALISATION DE LA DÉGRADATION DE L'EAU EN BRETAGNE DANS L'OPTIQUE DE LA SOUTENABILITÉ 24
§.1 L'internalisation des dommages environnementaux 24
§.2 Le développement soutenable : concepts et définitions 25
§.3 La notion de capital naturel 27
§.4 Les indicateurs du développement durable 28

I.2 LE CADRE CONCEPTUEL DE LA SOUTENABILITÉ FAIBLE EST-IL ADAPTÉ AU CAS DE LA BRETAGNE ? 32

I.2.1 LA SOUTENABILITÉ FAIBLE : CONCEPT ET IMPLICATIONS 32
§.1 Le concept de la soutenabilité faible 32
§.2 Les implications de la conception faible de la soutenabilité 33
I.2.2 LES INDICATEURS DE LA SOUTENABILITÉ FAIBLE 34

I.3 LES DIMENSIONS DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT. QUELLES PERSPECTIVES POUR UNE APPLICATION À LA SITUATION BRETONNE ? 37

I.3.1 LES DIVERSES VALEURS DE L'ENVIRONNEMENT 37
§.1 L'évaluation économique et le surplus du consommateur 38
§.2 Le concept de la valeur de non-usage 41
I.3.2 LES MÉTHODES ÉCONOMIQUES D'ÉVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT 42
§.1 Le côté demande 42
§.2 Le côté offre 43
I.3.3 L'ANALYSE COÛTS-AVANTAGES ET LA PRISE DE DÉCISION 45
§.1 L'analyse coûts-avantages 45
§.2 Les frontières de l'approche monétaire 47

CHAPITRE II :

L'EVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT DANS L'OPTIQUE DE LA SOUTENABILITE FORTE

Les limites de l'internalisation au sens étroit du terme, c'est-à-dire celle qui se réfère à une efficacité paretienne dans l'allocation des ressources, nous amène à considérer un autre mode d'internalisation. Ce dernier se caractérise par la prise en compte des changements environnementaux à long terme, de l'incertitude, des conflits sociaux et des interactions entre les composantes du capital naturel. Ce changement de perspective implique une définition de la soutenabilité différente.

Quand la notion de développement durable est apparue (Rapport Brundtland, WCED [1987]), elle n'était pas associée à celle de capital naturel, telle qu'on entend aujourd'hui. Le rapport se réfère au capital écologique de la planète. La formulation en terme de capital naturel fut popularisée par Pearce & Turner [1990]. Les travaux portant sur le thème des dégradations de l'environnement suggèrent que le maintien du capital naturel soit une condition nécessaire mais pas suffisante pour un développement soutenable de la société. Toutefois, le "capital naturel" est souvent abordé dans sa globalité sans en expliciter les composantes qui le restent si important. C'est cette démarche explicative que nous proposons de réaliser. Elle requiert une analyse en termes de prévention de la perte des fonctions environnementales importantes et du maintien de la stabilité des écosystèmes à travers la notion de capital naturel critique (voir Section II.1).

On aborde ici les situations caractérisées par les échelles de long terme dans les changements écologiques, les incertitudes, les conflits sociaux et les interactions complexes des composantes du capital naturel. L'internalisation institutionnelle vise l'émergence d'un processus de prise de décision et de gestion pour le maintien et la préservation des fonctions environnementales (O'Connor [1997c], p.465). Elle se réfère aux processus politiques et aux institutions pour résoudre les conflits liés aux enjeux environnementaux (voir Section II.2). Les méthodes sont multiples, chacune d'entre elles répondant à des questions différentes, et s'inscrivant dans l'émergence d'un processus d'évaluation adéquat à la situation bretonne.

II.1 La soutenabilité forte et les indicateurs du capital naturel

Dans les approches dites de la "soutenabilité forte", le capital naturel est traité de façon spécifique comme le suggéraient déjà certains des auteurs tels que Mill [1871] et Marshall [1920]. Le rôle du changement technique et l'hypothèse de substituabilité entre capital naturel et capital technique, y sont considérés avec circonspection. Toutefois, ces approches sont diverses. Elles incluent une interprétation "conservationniste", comme en témoignent les travaux de Daly sur l'état stationnaire, mais aussi une interprétation "économico-écologique institutionnelle" mettant l'accent sur la nécessaire préservation des fonctions du capital naturel critique, tout en l'articulant aux exigences sociales et économiques. Pour ce faire, la négociation ainsi que les conflits et la stratégie sont introduites dans la détermination des normes — ou objectifs de soutenabilité — ce qui laisse une place à la dimension politique.

II.1.1 La soutenabilité forte

A l'inverse de la soutenabilité faible, la soutenabilité forte exige le maintien d'un stock physique minimum de capital naturel comme critère de gestion. Dans cette optique, la disparition et la dégradation des actifs naturels ne peuvent plus être contrebalancées par la création d'un capital économique reproductible. Il existe donc une asymétrie entre le capital naturel et le capital manufacturé.

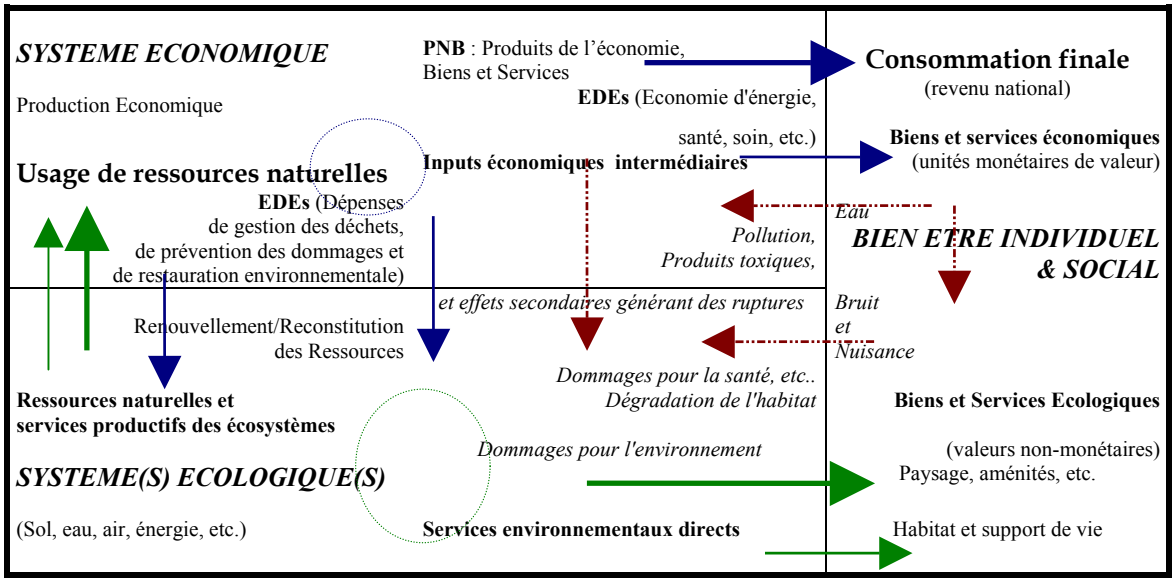
Pour les tenants de la perspective forte du capital naturel, les préoccupations qui interviennent dans la recherche des règles assurant la soutenabilité, sont les suivantes (voir Faucheux & O'Connor [1999], Costanza & Daly [1992], Faucheux & O'Connor (eds) [1998]) :

- Pour une activité économique durable à long terme, l'élasticité de substitution entre le capital productible (économique) et le capital naturel est proche de zéro car les fonctions de production sont à facteurs complémentaires. Le capital manufacturé n'est pas indépendant du capital naturel puisque sa production nécessite le plus souvent l'intervention du capital naturel, non seulement comme intrant, mais également comme support structurel. En outre, le capital naturel remplit des fonctions de "survivabilité" ne pouvant pas être assurées par le capital manufacturé (par exemple, la couche d'ozone).
- Le changement technique peut avoir des impacts négatifs ou mineurs à l'égard du capital naturel. D'une part, les lois de la thermodynamique limitent le recyclage pour la matière et encore davantage pour l'énergie. D'autre part, les nouvelles technologies ne sont pas nécessairement moins polluantes ou bénéfiques par rapport au capital naturel dans son ensemble.

Le développement durable est alors défini comme l'activité économique permanente maintenant les actifs de capital naturel de la région ou de la nation dans laquelle elle s'insère. Il s'agit d'une optique en termes de production jointe de biens et services économiques concomitante à la reproduction et au renouvellement de services et supports "naturels". En effet, si l'on se réfère au schéma du graphique 2.1, on voit que la gestion de la ressource économique doit remplir les deux fonctions complémentaires suivantes (Brouwer, O'Connor et Radermacher [1999]) :

- Offrir la base d'un bien être écologique en assurant le maintien des fonctions et des aménités environnementales (partie inférieure du diagramme).
- Assurer la base d'un bien-être économique sur la production de biens et services (partie supérieure du diagramme).

Graphiquement, ces fonctions s'inscrivent dans trois quadrants. Le premier quadrant (en haut) correspond au système économique (production…). Le second quadrant (en bas) retrace le(s) système(s) écologique(s) au travers des interactions entre différentes composantes du capital naturel. Le dernier quadrant (sur la droite) est relatif au bien-être individuel et social. Entre chacun de ces quadrants existent des relations. Par exemple, l'activité économique peut avoir un impact sur les systèmes écologiques sous forme d'une dégradation de l'environnement considéré dans ce cas comme un *puits* ou par l'utilisation de ressources naturelles nécessaires pour le processus de production.



Graphique 2.1 : La (re)production jointe des biens et des services économiques et écologiques (in Brouwer et al. [1999])

Les biens et services, qu'ils soient écologiques ou économiques, contribuent au bien-être humain. Pour des besoins analytiques, ils peuvent être considérés comme complémentaires, mais dans une relation asymétrique. Le capital naturel est perçu en termes de systèmes dynamiques composés d'éléments interdépendants et en évolution permanente. On parlera alors de "système du

capital naturel". Les systèmes du capital naturel sont le support direct, tant pour le bien-être humain que pour toute activité économique durable.

II.1.2 La soutenabilité forte, le capital naturel constant et le capital naturel critique

Une fois ces précisions apportées autour de la notion de capital naturel, il convient de traduire sa gestion en termes d'orientation de politiques environnementales. Deux perspectives peuvent être distinguées : l'une plutôt substantive que nous appelons approche conservationniste, et l'autre plutôt procédurale que nous nommons approche "économie écologique institutionnelle".

La règle de soutenabilité la plus simple qui résulte de l'affirmation du caractère irréductible du capital naturel peut être qualifiée de conservationniste. Elle consiste en l'énoncé suivant :

$$dK_n/dt \geq O$$

Il s'agit de conserver la nature "intacte", ce qui traduit en quelque sorte l'idée que le développement économique devrait respecter des "contraintes écologiques" au cours du temps. Dans cette optique, l'échelle de l'activité économique peut être évaluée par rapport aux "capacités naturelles" des écosystèmes et des processus environnementaux à régénérer des ressources énergétiques, matérielles et vivantes, d'une part ; et à assimiler les flux de déchets de ces derniers issus de l'économie, d'autre part.

On voit pourtant ses limites pour la définition des politiques opérationnelles pour un développement durable. Faute d'une hypothèse forte concernant le progrès technique, la règle de soutenabilité "conservationniste" impliquerait des taux de croissance économique et démographique nuls, voire négatifs. Si ces taux étaient positifs, on assisterait tôt ou tard à un accroissement de la consommation d'énergie et de matières minérales responsables à la fois de l'épuisement des ressources et des problèmes d'environnement, c'est-à-dire responsables de la détérioration et/ou de la diminution du capital naturel.

La seconde perspective, elle aussi développée au sein de l'économie écologique, prône le respect des contraintes écologiques et le maintien des capacités des systèmes naturels. Elle insiste également sur une dimension irréductiblement sociale de l'approche. L'analyse de système du capital naturel y est plus nuancée.

Premièrement, le capital naturel est interprété comme une matrice à plusieurs dimensions avec un fonctionnement complexe et dynamique qu'il s'agit d'analyser à des échelles différentes et dans ses composantes vivantes et physico-chimiques hétérogènes. D'autre part, le courant "économie écologique institutionnelle" ne rejette pas totalement l'hypothèse d'une substituabilité entre

certains éléments du capital naturel et le capital technique ni non plus l'hypothèse des rôles potentiellement bénéfiques du changement technique vis-à-vis des pressions sur le capital naturel.

Ainsi, qu'il s'agisse des travaux de Costanza et Daly [1992] ou du modèle de Barbier et Markandya [1990], les objectifs de soutenabilité s'expriment à travers les trois grandes catégories de contraintes écologiques suivantes qui s'imposent au développement économique :

- L'utilisation des ressources naturelles renouvelables ne doit pas excéder leur taux de renouvellement ;
- Les ressources épuisables doivent être extraites à un taux permettant leur remplacement par des ressources renouvelables ;
- Les émissions de déchets doivent être inférieures à la capacité d'assimilation du milieu.

Nous entrevoyons ainsi, derrière la règle du respect de la capacité d'assimilation du milieu et du taux de renouvellement des ressources renouvelables, l'émergence du concept de "*capital naturel critique*" (CNC). Ce dernier peut être désormais défini comme l'ensemble des ressources environnementales qui, à une échelle géographique donnée, remplit d'importantes fonctions environnementales et pour lesquelles aucun substitut en termes de capital manufacturé ou humain ou même naturel n'existe (Noël & O'Connor [1998], CAG consultants et al. [1997]).

Dans cette optique d'intégration de l'économie et de l'écologie, une politique de développement durable implique que le capital naturel critique soit soumis à des "normes minimales de sauvegarde" (concept développé par, notamment, Ciriacy-Wantrup [1952] ; voir aussi Bishop [1978]). Ces dernières déterminent les seuils d'utilisation du capital naturel critique pour assurer sa permanence. Cette perspective peut conduire à la règle de soutenabilité suivante :

$$K_{nc}^* \geq \Omega ,$$

où K_{nc}^* est une catégorie du capital naturel critique et Ω est le seuil à ne pas franchir.

Deuxièmement, et pour permettre des applications empiriques à portée politique, trois questions par rapport aux normes minimales de sauvegarde devraient être résolues :

- La question de la définition et de la mesure des catégories du capital naturel critique (sur quelle échelle géographique ? Quelles unités d'évaluation ? Quelles perspectives d'agrégation ?…) ;
- L'adéquation (ou non) d'une détermination scientifique (ou d'autre) des normes s'imposant aux composants du capital naturel critique ;
- L'arbitrage entre normes dans le cas de l'impossibilité de respect simultané de tous les seuils critiques.

C'est pourquoi, nous introduisons l'appellation "institutionnelle" pour mettre l'emphase sur la dimension socio-politique des arbitrages face aux défis de la durabilité (ou non) d'un développement. Au cours de ce rapport, nous allons fournir des éléments de réponse à ces questions et chercherons à mettre en pratique le concept de capital naturel critique.

II.1.3 Les fonctions environnementales et la mise en œuvre de politique de soutenabilité forte

La plupart des actifs faisant partie du capital naturel se caractérisent par leur multifonctionnalité. Une même ressource, comme l'eau par exemple peut ainsi remplir des fonctions économiques, des fonctions récréatives, des fonctions biologiques et des fonctions de traitement de la pollution. Hueting [1980] parle de fonctions environnementales jouées par les composantes du capital naturel.

§.1 LES FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES

Selon Hueting [1980] et d'autres travaux développés dans son sillage au sein de l'économie écologique (de Groot [1992]), il est préférable de raisonner non pas en termes de variations de capital naturel mais en termes de *fonctions environnementales*. En effet, le concept de fonctions environnementales, allié à celui de la soutenabilité fournit d'une part, une structuration des informations concernant les données environnementales des composants et des processus du capital naturel qui peuvent être classés comme "critique" et d'autre part, une meilleure compréhension de l'importance des composants et des processus du capital naturel pour les humains et pourquoi.

Il s'avère alors utile de distinguer deux dimensions fondamentales (Faucheux & O'Connor [1999], Ekins & Simon [1999]) :

- Le *fonctionnement interne* des systèmes du capital naturel, terme qui affirme le dynamisme et la structuration propres aux écosystèmes et aux processus physiques en tant que support et composant de la biosphère ; et
- Les *fonctions fournies* par les systèmes du capital naturel pour (ou, plus exactement, évaluées du point de vue de) l'activité économique et le bien-être humain.

Dans la première grande catégorie de fonctionnement interne se retrouvent les "fonctions de régulation" (de Groot [1992]) qui assurent la stabilité et la permanence de la biosphère en tant qu'habitat pour l'ensemble des êtres vivants et de processus du vivant. Dans la deuxième grande catégorie se retrouvent les divers "rôles" joués par l'environnement biophysique pour l'homme : source d'énergie de matières primaires, lieu ou site des activités productives, de transport, de consommation et de récréation, objet d'appréciation scientifique et

esthétique, lieu de décharge des déchets et ainsi donc de réception des polluants, etc.

Cette distinction des fonctions environnementales peut être réalisée au sein des quatre catégories généralement retenues de capital naturel : eau, air/atmosphère, le sol et la terre, les habitats. Pour chaque catégorie de capital naturel, quatre types de fonctions environnementales sont distinguées : les fonctions '*source*' (par exemple, le taux de recharge des aquifères), les fonctions '*puits*' (dispersion et dilution des émissions atmosphérique pour l'air), les fonctions '*support de vie*' (maintien de la diversité biologique et génétique pour les habitats) et les fonctions '*santé et bien-être humains*' (par exemple, la fourniture d'un espace de culture). Cette classification offre ainsi un ensemble d'informations relatives au rôle joué par le capital naturel tant au niveau des écosystèmes qu'à celui des activités humaines.

Ekins & Simon [1999] en propose une présentation :

I – Fonctions source :

Ressources renouvelables

1- Fertilité des sols
2- Ressources forestières
3- Ressources en poisson
4- Ressources en eau
5- Ressources en énergie renouvelable

Ressources non-renouvelables

6- Minéraux
7- Energies fossiles
8- Utilisation de l'espace

II – Fonction puits

9- Climat stable
10- Protection contre les U.V. par la couche d'ozone
11- Air de qualité
12- Eau continentale de qualité
13- Eau marine de qualité
14- Sols de qualité

III – Fonction fourniture de services

15- Biodiversité
16- Espaces remarquables
17- Récréation, panorama, esthétique

IV – Fonctions environnementales et impacts humains spécifiques

18- Santé (air, eau et qualité des sols)

19- Risques

La spécification des catégories de fonctions environnementales à protéger et de la façon de définir les règles, les stratégies et les politiques de sauvegarde est une étape importante. La question qui se pose alors est comment juger du caractère critique des fonctions environnementales du capital naturel.

§.2 RENDRE OPERATIONNELLE LA NOTION DE CAPITAL NATUREL CRITIQUE ET LA DETERMINATION DE POLITIQUE DE SOUTENABILITE FORTE

Dans le cadre de notre recherche, l'aspect *critique* du capital naturel est lié non pas à l'existence de seuils ou de normes pour les composants du capital naturel (capacité de charge, résilience, seuils critiques…), mais bien au rôle des fonctions environnementales dans le processus de soutenabilité. On peut rajouter que la notion de *critique* est employée pour signaler la perte ou le risque de perte de certaines fonctions environnementales, la contingence socio-économique, qui doit être économiquement viable, et la non-acceptation sociale de cette perte. Cette dernière remarque implique que la définition du caractère critique des fonctions environnementales du capital naturel est dynamique puisqu'elle peut évoluer au cours du temps suivant les attentes de la population locale.

Pour ce faire, nous reprendrons la structure théorique pour l'identification du capital naturel critique développée par Ekins & Simon [1999]. Elle se présente sous la forme suivante :

Niveau 1	**Caractéristiques du capital naturel**			
	Les composantes et les processus des écosystèmes qui permettent au capital naturel de fournir les fonctions environnementales			
Niveau 2	**Quatre types de fonctions environnementales**			
	L'environnement comme fournisseur de matières premières	***La capacité de l'environnement à réduire les pollutions***	***L'environnement comme un support de vie***	***La contribution de l'environnement à la santé et au bien-être humains***
	Indicateurs de stocks de ressources : stocks de poissons	Indicateurs de la qualité de l'environnement : qualité de l'air	Indicateurs d'état des habitats et des espèces	Indicateurs des effets sur la santé liés à l'environnement, les bénéfices esthétiques et récréationnels
	Lien entre les comptes nationaux et les fonctions environnementales : l'idée est de montrer quelles activités économiques affectent quelles fonctions environnementales			
	Indicateurs de pression : consommation d'eau par l'agriculture	Indicateurs de pression : émissions de CO_2 par les transports	Indicateurs de pression sur l'habitat et les espèces	Indicateurs de pression : problèmes de santé liés à la pollution
Niveau 3	**Durabilité : seuils de sauvegarde… relatifs aux indicateurs de pression et d'état**			
	Normes de durabilité	Normes de durabilité	Normes de durabilité	Normes de durabilité
	Comparaison entre les indicateurs de pression et d'état : identification de "l'écart de durabilité" nécessité pour les politiques environnementales			
Niveau 4	**Analyse socio-économique (analyses multicritères) comme support à la décision**			

Tableau 2.1 : Structure d'identification du Capital Naturel Critique

Cette structure d'analyse se compose de différents niveaux. Le premier niveau consiste en la classification des caractéristiques de chaque type de capital naturel. Ceux sont les caractéristiques du capital naturel qui fournissent les fonctions environnementales (adapté de la classification réalisée par de Groot [1992]). Présentées dans le niveau 2, les fonctions environnementales sont divisées en quatre catégories : les fonctions 'source', les fonctions 'puits', les fonctions 'support de vie' (pour les écosystèmes) et les fonctions de 'santé et de bien-être humains'. Nous sommes conscients cependant que cette classification omet de montrer les liens d'appartenance de fonctions environnementales à plusieurs de ces catégories.

Ce deuxième niveau permet de distinguer deux effets directs des activités humaines sur l'environnement :

- A travers l'utilisation des ressources, on aborde le problème de l'épuisement de la ressource,
- A partir du problème de la gestion des déchets, c'est le problème la pollution qui est mis en évidence.

Ainsi, non seulement la diminution ou l'épuisement de la ressource réduit le stock de ressources mais il met également en danger la capacité de

l'environnement de réduire la pollution. Les incidences concernent les fonctions de support de vie des écosystèmes et la santé et le bien-être humain.

Le niveau 3 introduit le concept de durabilité (ou soutenabilité), défini comme le maintien des fonctions environnementales importantes. Les normes de soutenabilité sont comparées aux indicateurs de pression et d'état de la situation considérée, amenant à l'identification d'un écart de soutenabilité exprimé en termes physiques (Ekins & Simon [1999], p.6). En d'autres termes, il s'agit de la distance physique entre la situation considérée et la soutenabilité environnementale. La réduction de cet écart peut éventuellement être considérée comme un objectif de politique publique.

Le quatrième niveau est relatif aux processus et aux outils de prise de décision (analyse multicritères…).

Ce cadre d'identification permet non seulement de mettre en pratique la notion de capital naturel critique mais aussi d'orienter les politiques environnementales nécessaires à son maintien. Cette structure théorique sera appliquée au cas de la dégradation de la qualité de l'eau liée à l'activité agricole en Bretagne qui est caractérisée par un conflit d'usage des ressources. Hueting [1980] parlait déjà de compétition entre les fonctions environnementales pour des situations où l'usage d'une fonction environnementale se fait au détriment d'une autre fonction, en donnant le cas des usages productifs des fonctions environnementales empiétant sur leur usage récréationnel.

Cette compétition implique, selon nous, d'opérer des choix parmi les fonctions environnementales à maintenir sur la base d'un processus consultatif et participatif intégrant les divers acteurs impliqués par ces fonctions. On se situe certes dans une approche normative du développement durable, mais les normes — ou objectifs — font l'objet ici d'une détermination non seulement scientifique mais aussi sociale. On rejoint ainsi la définition du développement durable proposée par Pearce, Barbier & Markandya [1990] : "*vecteurs d'objectifs sociaux désirables c'est-à-dire une liste d'attributs que la société cherche à atteindre ou à maximiser*". Le choix de ces objectifs est ici politique au sens qu'ils font l'objet d'une procédure de négociation "multi-acteurs".

Même si la connaissance scientifique des systèmes biophysiques et l'analyse économique de type coût-efficacité devrait contribuer à la fixation des normes et à la définition des politiques économiques, il n'en reste pas moins une dimension irréductiblement socio-politique.

II.2 Au-delà des frontières de l'évaluation monétaire de l'environnement

Afin de choisir parmi diverses opportunités économiques et écologiques dans une optique forte de développement durable, il convient d'adopter des méthodes d'évaluation adéquates. Le chapitre I a permis de souligner le domaine d'utilisation de l'évaluation monétaire et les obstacles auxquels cette méthode doit faire face. Ces derniers sont liés à l'extension de l'analyse économique traditionnelle au domaine de l'environnement – biens non produits et largement non-marchands - et à l'extension temporelle à long terme qu'implique la question des changements écologiques et de soutenabilité.

Si les techniques monétaires de l'ACA sont adaptées aux situations d'utilisation des ressources relativement bien localisées et individualisées et dans lesquelles les incertitudes et les conflits de répartition ne dominent pas, elles semblent inadaptées à la situation bretonne. Nous envisagerons dans le dernier point celle qui nous semble convenir pour prendre en compte la complexité de la situation.

II.2.1 L'évaluation environnementale comme une procédure de coordination publique

Il s'agit ici de montrer les qualités formelles de l'évaluation économique comme principe de coordination dans les situations où les acteurs veulent trouver un accord, régler un conflit, surmonter un différend ou s'accorder sur une décision qui engage le sort commun. Pour ce faire, nous élargirons notre démarche au domaine non monétaire et considérons l'évaluation comme un processus social.

§.1 L'ELARGISSEMENT DE LA DEMARCHE AUX DOMAINES NON MONETAIRES

Nous avons souligné dans le chapitre précédent que les méthodes d'évaluation monétaire doivent faire face à des difficultés relevant de trois types de considérations (voir aussi O'Connor [1998]) :

- Les incertitudes qui rendent difficile la quantification des liens entre les dimensions économiques et écologiques ;
- L'existence de conflits, quant à la répartition et à la distribution des coûts et bénéfices des biens et services économiques et écologiques, qui ne semble pas être résolvable par l'approche paretienne de l'efficacité ;

- La diversité des dimensions morales, éthiques et des revendications sociales relatives à la résolution des conflits relatifs à l'usage d'une ressource environnementale.

Une approche scientifique semble nécessaire pour comprendre les problèmes existants tant au niveau écologique qu'économique ainsi que la participation des acteurs sociaux concernés. Cette dernière est rendue indispensable pour expliciter les conflits de systèmes de valeur, la signification sociale attribuée aux diverses fonctions environnementales et aux solutions envisagées.

§.2 L'EVALUATION COMME UN PROCESSUS DE COORDINATION PUBLIQUE

En élargissant le domaine de réflexion, on resitue l'évaluation économique de l'environnement. Cette dernière ne consiste pas prioritairement à rechercher le consensus sur une certaine vision du monde ou certaines valeurs morales, sur lesquelles il est légitime que les acteurs sociaux aient des vues différentes, mais à aider à coordonner les actions respectives dans un contexte public. L'accord peut alors être recherché sur les règles du jeu ou directement sur les actions empiriques (Godard [1998]). De même, l'évaluation collective ne vise pas les perceptions individuelles en tant que telles, mais la coordination des engagements dans le jeu social structuré par les règles d'ordre de justifications légitime. Enfin, ce sont les exigences des procédures de coordination collective qui doivent structurer l'évaluation environnementale et pas l'inverse. Les analyses telles que celles coûts-avantages (ACA) ou coût-efficacité (ACE) peuvent intervenir afin de comparer différentes décisions en fonction de critères uniques (ACA) ou non (ACE).

En fait, face à une nouvelle décision à prendre collectivement, les agents ont donc à construire une position adaptée à la fois au problème et au contexte de coordination. Les méthodes d'évaluation sont des méthodes de construction et non de révélation. Les évaluations pertinentes ne sont pas celles que les agents élaborent pour leurs décisions privées, mais celles qui sont collectivement construites dans un contexte de coordination de l'action.

En d'autres termes, l'évaluation semble porteuse d'une double exigence : celle d'efficacité et celle de légitimité (Duran [1999]). La fonction de l'évaluation n'est pas seulement de produire un jugement, elle est de permettre l'énoncé de l'argumentation logique et cohérente. En un sens, elle est ce qui rend possible ce débat par un effort de rationalisation des choix pratiques sur la base d'une meilleure connaissance des modalités de développement de l'action publique et de son inscription dans la réalité sociale.

II.2.1 Les méthodes d'évaluation de l'environnement dans le cadre de la soutenabilité forte

Les supports de ce processus d'évaluation sont fondés sur des méthodes multicritères (et monétaires) et/ou des méthodes délibératives. Nous dresserons dans le dernier point une méthodologie adaptée au problème de soutenabilité de la région Bretagne.

§.1 LES METHODES D'EVALUATION MULTICRITERES : QUELLES PERSPECTIVES POUR L'APPLICATION DANS LE CAS DE LA BRETAGNE ?

Du fait de la diversité des fonctions environnementales jouées par l'eau en Bretagne, la méthode d'évaluation se doit de prendre en compte les divers aspects à partir de critères différents. Des méthodes multicritères ont été développées ces dernières années pour organiser l'information tant scientifique qu'économique comme base de la prise de décision en matière d'environnement (Munda [1996], O'Connor [1998]). Les procédures d'évaluation monétaires peuvent être incorporées dans ces méthodes. Le principe de l'analyse d'aide à la décision multicritères est que les ressources requises et les effets de différentes actions peuvent être comparées de différentes façons, mais l'information ne peut être facilement réunie sous une unité de mesure simple.

Des critères économiques (emploi en agriculture, production agricole…), sociaux (temps de travail…) et environnementaux (qualité des eaux…) peuvent être conjugués (Arondel [1999]). A la différence de l'analyse coût-avantages qui suppose une forte comparablité des choix, les méthodes multicritères reposent sur une comparabilité faible (Martinez-Alier et al. [1998]). Ces dernières ne fournissent donc pas un critère unique de choix mais elles aident à cerner les problèmes, les tenants et les aboutissants du problème (Roy & Bouyssou [1993], Munda [1995]).

Le multicritère peut prendre des formes aussi variées que celle de la modélisation NAIADE (Munda [1995], Wolfer Calvo et al. [1999]) ou d'amibe pour une représentation multidimensionnelle des performances des systèmes agricoles (Giampietro & Pastore [1998]).

En fait, les méthodes d'aide à la décision multicritères requiert un traitement équilibré de l'information afin de ne pas se perdre dans les détails et, à l'opposé, de ne pas tourner court du fait du manque d'informations. De plus, les processus politiques ne sont pas statiques et les jugements concernant la pertinence des politiques évoluent. Ces instruments doivent donc être flexibles et adaptables.

Les méthodes muticritères d'aide à la décision semblent intuitivement être une forme d'analyse intéressante comme support à la décision bien que de nombreuses critiques aient porté sur leur niveau de technicité et qu'elles soient

très sensibles aux pondérations des critères. Ces méthodes doivent donc relever un double défi, celui d'une part, de rendre plus explicite les manières dont les alternatives sont évaluées et comparées. D'autre part, les aspects techniques de l'analyse doivent être insérés dans un processus délibératif de prise de décision afin de fournir aux acteurs concernés des réponses à leurs préoccupations à partir d'un système structuré d'informations concernant les enjeux économiques et écologiques.

§.2 LES METHODES D'EVALUATION DELIBERATIVES ET L'INTEGRATION DES ACTEURS LOCAUX DANS LE PROCESSUS DE DECISION

Comme nous l'avons souligné par le point I.1.1.3, la prise en compte des informations scientifique et monétaire ne suffit pas. Il faut aussi tenir compte des différents groupes de pression, des institutions… En effet, suivant la façon de reconnaître et de mesurer le dommage environnemental, la prise de décision impliquera des choix entre des intérêts différents voire divergents. Les mécanismes délibératifs sont destinés à préciser les enjeux de l'évaluation environnementale, à résoudre les conflits et à explorer les futurs possibles. Les méthodes délibératives sont des processus essentiellement collectifs. Leur objectif n'est pas d'estimer les préférences individuelles afin de les agréger pour arriver à une décision optimale. Il est de déterminer une décision ou une politique qui soit bonne et socialement acceptable, au travers une argumentation structurée (voir O'Connor [1998], Webler [1999]).

Deux catégories d'approches sont distinguées : les approches indirectes qui regroupent des enquêtés qui ne sont pas directement impliqués dans le problème considéré mais fournissent des recommandations aux gouvernements ou à la législature. Il s'agit ici d'un processus d'évaluation en groupe, et non individuelle comme c'est le cas pour l'analyse contingente. La seconde approche rassemble les acteurs sociaux ou leurs représentants, directement intéressés par le problème (Grove-White et al. [1997]).

Ainsi, on compte parmi les méthodes indirectes les *focus groups* qui facilitent les discussions autour d'un thème, un enjeu précis (Marris [1999]) ; le *panel des citoyens* qui sont composés de petits groupes sélectionnés pour fournir une vision représentative des citoyens dans le cadre d'une prise de décision (Chamak [1998], Journal Officiel [1998]) ; les *jurys de citoyens* dont la démarche est similaire à la précédente si ce n'est que l'on aboutit à un verdict, un ensemble de recommandations ; et enfin, les *conférences de consensus* qui sont constitués par de larges conventions qui combine des panels de personnes profanes avec des témoignages d'experts dans un forum *ad hoc* afin d'aborder des questions fondamentales et pour produire des rapports (Fixdal [1997]).

Les méthodes directes quant à elles sont au nombre de deux : la *médiation* tente, dans le cadre d'une controverse ou d'une dispute, d'identifier les différences et d'envisager des solutions à travers la discussion avec l'aide d'une tierce

personne (par exemple, les approches patrimoniales, Ollagnon [1999], Weber [1996]). Les *jurys de citoyens* constituent également une méthode directe lorsque les sélections s'effectuent dans le but de représenter une communauté affectée et impliquée et leur verdict est érigé dans une juridiction appropriée.

En définitive, les méthodes délibératives n'excluent pas les techniques d'évaluation monétaires ou non, mais il n'existe pas d'unité de mesure simple grâce à laquelle les valeurs économiques, biologiques, esthétiques et culturelles qui informent les différents choix puissent être mis sur une même échelle commune.

A l'instar de Callon [1998], nous soulignons qu'il n'y aucune raison pour que, en reprenant ses mots, soit *le modèle de l'instruction publique* – opposant l'expertise scientifique aux savoirs profanes (importance du rôle de l'expertise) -, soit *le modèle de débat public* – reposant sur la discussion entre profanes et scientifiques – ou soit, enfin *la co-production des savoirs* en associant les profanes à l'élaboration des connaissances, supplante les autres. Tout dépend du contexte. Dans les différents cas, ce sont des publics particuliers ou des groupes concernés qui interviennent. En participant à la production des connaissances, ses acteurs se battent pour définir et imposer leur propre identité.

Ayant, ainsi, offert un panel de méthodes d'évaluation pour appréhender les problèmes sous des angles divers, la question qui se pose maintenant est de savoir laquelle semble la plus adéquate pour traiter du problème de la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne.

II.2.3 Quelle méthode d'évaluation pour le cas de la Bretagne ?

Afin de choisir la méthode d'évaluation qui sied le mieux au problème breton, nous devons, dans un premier temps, identifier la perspective dans laquelle nous souhaitons développer notre analyse. Nous établirons ensuite la méthode d'évaluation.

§.1 DE LA PERSPECTIVE *CARTESIENNE* A CELLE DE LA *COMPLEXITE*

Dans le cadre de VALSE (1994-1996),[1] une classification a été établie en fonction des connaissances afin de refléter la diversité des perspectives et des pratiques

[1] VALSE : VALuation for Sustainable Environments (titre complet : *Social Processes for Environmental Valuation: Procedures and Institutions for Social Valuations of Natural Capital in Environmental Conservation and Sustainability Policy*) est une recherche financée par la Commission européenne, Programme de Recherche

d'évaluation environnementale. Deux axes sont privilégiés dans cette recherche : les perspectives normatives et épistémologiques concernant les connaissances scientifiques et leur utilité ; les différentes méthodes ou outils d'évaluation. Trois types de connaissances scientifiques sont distingués :

- La perspective *Cartésienne* privilégie un développement de fondements axiomatiques comme base pour obtenir théoriquement une organisation de la connaissance relative à la réalité.
- La perspective *Démocratique* privilégie le statut de chaque membre d'un groupe social pour contribuer à la délibération de la connaissance et des jugements.
- La perspective *Complexité* est fondée sur le postulat d'une pluralité irréductible de perspectives analytiques pertinentes.

Schématiquement, il est possible de présenter le croisement entre les outils d'évaluation les connaissances scientifiques de la manière suivante (voir Tableau 2.2).

	CONNAISSANCE	"CARTESIENNE"	"DEMOCRATIQUE"	"COMPLEXITE"
OUTILS D'EVALUATION	***Techniques d'entretiens (consentement à payer et à recevoir)***	Ex : Evaluation contingente		
	Processus délibératif		Ex : Jury de citoyens	
	Analyse multicritères			Ex : Analyse coûts-efficacité, Analyse institutionnelle
	Analyse institutionnelle			Ex : Analyse des conflits
	Entretiens (poussés)			Ex : Analyse de discours
	Etc.			

Tableau 2.2 : Position épistémologique et méthodes analytiques (issu de O'Connor [1998], p.5)

Le cas du problème de la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne nous semble relever de la perspective de la complexité. En effet, elle est emprunt à des logiques diverses non réductibles en une seule logique, touchant à la fois au domaine écologique (écosystèmes) et économique (agriculture). Des attentes sociales s'expriment au sein de la société bretonne et s'avèrent parfois divergentes. Ainsi s'opposent deux visions de l'avenir de la Bretagne : l'une

Environnement et Climat (1994-1998), recherche coordonnée par M. O'Connor, contrat n°ENV4-CT96-0226.

privilégiant le développement de l'activité sectorielle agricole, la seconde impliquant une prise en compte des interactions entre différents secteurs économiques (agriculture, pêche, tourisme…) et celles entre l'agriculture et le milieu naturel.

En d'autres termes, ces deux perspectives mettent en avant des considérations différentes voire divergentes, relevant chacune de logique légitime. Cependant, la distribution des coûts (économiques à travers la purification de l'eau, écologique au niveau de la dégradation de la qualité de l'eau…) et des bénéfices (maintien de l'emploi ou un environnement de meilleure qualité…) issus de chacune de ces alternatives sont différents. Cela nécessite un accord de l'ensemble de la société pour que cette distribution soit acceptée à long terme.

§.2 LA METHODE DE L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

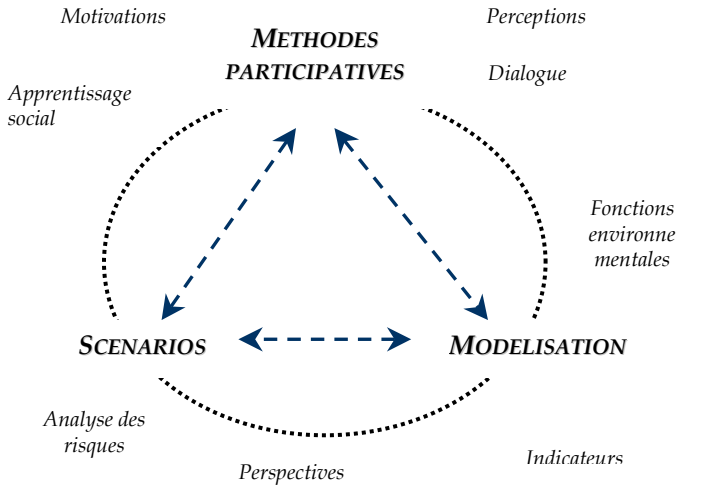
L'objectif de cette méthode est de favoriser le règlement du problème environnemental en prenant en compte les dimensions sociales, politiques, économiques et écologiques. Il s'agit d'amener les différents acteurs sociaux à définir et à fixer les normes environnementales efficaces. Mais comme le souligne O'Connor ([1999a], p.16), "*cette fixation vise également à gérer ces interactions en fonction d'objectifs perçus comme écosystémiques, comme peuvent les suggérer des termes tels que "intégrité", "stabilité ou "soutenabilité* ". (…) En fait les normes environnementales se réfèrent à un domaine qui n'est pas seulement complexe, mais aussi à maints égards *sans limites fixes*".

Pour ce faire, nous supposons qu'il est possible d'instaurer un processus d'évaluation reposant sur une démarche participative, une modélisation et sur l'établissement de scénarios (voir Graphique 2.2). Les méthodes délibératives permettent d'intervenir dans la définition du problème et de faciliter une meilleure compréhension des intérêts en jeu et des acteurs concernés. L'analyse scientifique, qui peut s'effectuer à travers une modélisation (Entrée-Sortie, intégrée…), une analyse multicritère permettent de faire émerger les tenants et les aboutissants, mêlant des données physiques et monétaires.

L'établissement des scénarios facilite l'émergence des perspectives de chacun et peut être lié à une analyse telles que ACA ou ACE afin de déterminer les implications du choix de telle ou telle alternative. De la discussion autour de la définition des scénarios, la volonté de trouver un objectif à long terme peut apparaître (approche patrimoniale par exemple).

Au cours de ces discussions, relative à la définition du problème, des éléments à considérer ou des perspectives, un processus d'apprentissage s'est mis en place. L'échange entre les acteurs sociaux permet une meilleure compréhension de la position, des perceptions et des motivations de chacun, des intérêts sous-jacents... (voir Berkes et al. [1997], Berkes et al. [1994]).

Le rôle de l'évaluateur change au cours de ce processus. D'instigateur du processus, il devient acteur à part entière comme les autres acteurs sociaux. Son influence se fait moindre par ce biais (Godard & Laurans [1999]).



Graphique 2.2 : La complémentarité des méthodes d'évaluation

Ayant souligné l'importance tant de l'information scientifique que de celles provenant de profanes, nous avons envisagé de développer une évaluation environnementale impliquant divers outils d'évaluation. Cette méthode favorise donc la mise en œuvre d'un processus d'évaluation et non le développement d'un outil d'évaluation.

Face aux limites de l'approche monétaire, nous avons élargi notre démarche à des considérations non monétaire. Cette étape nous a amené à prendre en compte des dimensions économiques mais aussi sociales - à travers les thèmes de justification, de conflits de système de valeur - et écologiques en tenant compte de la complexité des interrelations, de la diversité temporelle et spatiale.

Se situant dans une perspective de complexité, nous avons défini une méthode facilitant l'adaptation l'évaluation au problème de soutenabilité. Cela passe par une liaison entre des méthodes analytiques (analyse multicritères) et des méthodes délibératives, instaurant de ce fait un processus d'évaluation dans lequel l'évaluateur est intégré au même titre que les autres acteurs sociaux concernés. Il s'agit maintenant d'adapter cette optique au cas de la dégradation de la qualité des eaux en Bretagne afin de faciliter la mise en œuvre du processus d'évaluation le plus adapté à la situation.

II.1 LA SOUTENABILITE FORTE ET LES INDICATEURS DU CAPITAL NATUREL 51

II.1.1 LA SOUTENABILITE FORTE 51
II.1.2 LA SOUTENABILITE FORTE, LE CAPITAL NATUREL CONSTANT ET LE CAPITAL NATUREL CRITIQUE .53
II.1.3 LES FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES ET LA MISE EN ŒUVRE DE POLITIQUE DE SOUTENABILITE FORTE 55
§.1 Les fonctions environnementales 55
§.2 Rendre opérationnelle la notion de capital naturel critique et la détermination de politique de soutenabilité forte 57

II.2 AU-DELA DES FRONTIERES DE L'EVALUATION MONETAIRE DE L'ENVIRONNEMENT 60

II.2.1 L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE COMME UNE PROCEDURE DE COORDINATION PUBLIQUE.....60
§.1 L'élargissement de la démarche aux domaines non monétaires 60
§.2 L'évaluation comme un processus de coordination publique 61
II.2.1 LES METHODES D'EVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT DANS LE CADRE DE LA SOUTENABILITE FORTE 62
§.1 Les méthodes d'évaluation multicritères : Quelles perspectives pour l'application dans le cas de la Bretagne ? 62
§.2 Les méthodes d'évaluation délibératives et l'intégration des acteurs locaux dans le processus de décision 63
II.2.3 QUELLE METHODE D'EVALUATION POUR LE CAS DE LA BRETAGNE ? 64
§.1 De la perspective Cartésienne à celle de la Complexité 64
§.2 La méthode de l'évaluation environnementale 66

CHAPITRE III :

ANALYSE DU PROBLEME DE LA SOUTENABILITE FORTE EN BRETAGNE

Dans ce chapitre, nous appliquons notre cadre d'analyse précédemment défini. Dans un premier temps, en nous appuyant sur la structure développée par Ekins & Simon [1999], nous identifions le capital naturel critique, caractérisons les "fonctions environnementales internes" et "fonctions environnementales fournies" par les systèmes du capital naturel (Section III.1).

Les exigences de maintien sont diverses du fait d'une part, de la complexité des processus écologiques et de leurs interrelations et, d'autre part, de la diversité des seuils suivants des intérêts différents (pour l'eau de baignade, l'eau pour la consommation humaine). Cette approche repose sur un modèle input-output (Entrée – Sortie) dynamique (en temps discret) qui se situe dans la ligne des modèles de production jointe von Neumann [1945-1946] et de Sraffa [1960] (voir aussi Abraham-Frois [1979]), étendue par Perrings [1985, 1986, 1987] et O'Connor [1993a, 1994, 1996] afin d'inclure à la fois les processus économiques et les processus environnementaux (voir aussi Erreygers [1996]).

La représentation de l'économie qui transparaît se passe en fait de toute hypothèse sur les comportements des agents individuels (notion d'équilibre de marché conçu comme le résultat d'un processus de mise ne relation d'agents dotés d'un comportement défini), pour privilégier l'analyse des relations structurelles dans l'économie (voir Section III.2). L'exemple de la dégradation de la ressource en eau en Bretagne met en évidence la situation d'antagonisme entre deux tendances distinctes (voir Section III.3) : une *logique d'exploitation* (de l'eau) et *logique de coexistence* (entre le secteur agricole et l'eau).

III.1 Identification des fonctions environnementales

L'identification des "fonctions environnementales" de l'eau nous permet de souligner son importance au sein de la société bretonne. Nous présenterons ainsi les fonctions environnementales *source, puits, support de vie des écosystèmes, bien-être et santé humaines*. Pour chacune des quatre catégories, nous intégrerons dans notre analyse les indicateurs d'état et de pression. Cette démarche correspond aux niveaux 1 et 2 de la structure préalablement définie (voir Tableau 2.1, Ekins & Simon [1999]).

III.1.1 La fonction environnementale 'source' de l'eau

La Bretagne offre l'image d'une région pluvieuse. Directement exposée aux perturbations venant de l'Atlantique, le volume annuel d'eau dans cette région atteint en moyenne une hauteur de 850 mm. Cependant, l'abondance globale de l'eau n'empêche pas la grande variabilité géographique et surtout la sévérité des étiages.[1]

Ceci s'explique en partie par la faible perméabilité du sous-sol dominé par des roches granitiques et schisteuses. Une grande part des apports pluviométriques ruisselle en sub-surface, donnant naissance à un chevelu hydrographique très dense de rus, ruisseaux, rivières et fleuves (6000 à 7000 km environ par département). Néanmoins, la proximité de la mer et le relief accidenté des régions granitiques ne permettent pas à ces écoulements de s'organiser en réseaux. Aussi, observe-t-on, en dehors des bassins sédimentaires drainés par la Vilaine, des centaines de petits bassins versants côtiers, isolés les uns des autres (DIREN & Région Bretagne [1998]).

Du fait d'un socle granitique et schisteux, la Bretagne est faiblement aquifère. Les gisements d'eau souterraine exploitable sont localisés par exemple dans de petites cuvettes d'âge tertiaire, dans les alluvions ou dans des fissures profondes de roches imperméables (grès). L'alimentation des cours d'eau est donc fortement corrélée aux écoulements superficiels. En année moyenne, les débits moyens annuels sont maximums dans les Monts d'Arrée avec 25 litres / seconde / km². Ils diminuent vers l'Est et deviennent très faibles dans le bassin de Rennes avec 5 litres / s / km².

Il est également à souligner la construction de nombreux barrages pour alimenter les moulins, créer des étangs de production piscicole, aménager des canaux de navigation et assurer leur approvisionnement (étang de Bosméléac),

[1] Les étiages sont les eaux les plus basses dans les rivières.

produire de l'électricité (barrage de Guerlédan), assurer l'alimentation en eau potable ou soutenir les étiages.

L'insuffisance des eaux souterraines a conduit à puiser dans les eaux de surface pour l'alimentation. Actuellement plus d'une centaine de prises d'eau fournissant 80 % de l'adduction d'eau. Au total, par an, ce sont 268 millions de m^3 qui sont consommés. Les prélèvements dans les eaux de surface représentent 82% des volumes annuels et l'usage d'alimentation en eau potable 86,5% de ces prélèvements (voir Tableau 3.1). La dégradation de cette ressource a amené la population locale, les restaurants des collectivités (écoles…) à consommer de l'eau en bouteille, les teneurs en nitrates des eaux du robinet étant élevées.

Usage Alimentation		**Usage industriel**		**Usage irrigation**	
Eau surface	Eau souterraine	Eau surface	Eau souterraine	Eau surface	Eau souterraine
190 217 200 m^3/an	39 486 100	25 526 100	8 166 100	4 056 200	485 800
82,8%	17,2%	75,8%	24,2%	89,3%	10,7%

Tableau 3.1 : Répartition de la demande en eau potable en 1995
(DIREN & Région Bretagne [1998])

Les industries consomment quant à elles 80 millions de m^3 (captages privés d'eau de surface et souterraines et le réseau Alimentation en Eau Potable). Cette eau peut entrer dans la composition du produit fini, servir à son élaboration, refroidir les machines, nettoyer le matériel… Parmi les gros consommateurs d'eau nécessitant une eau de qualité, on trouve les abattoirs, les laiteries, les papeteries.

En définitive, hormis quelques affluents de la Vilaine, la plupart des cours d'eau de la région prennent leur source en Bretagne. La région peut donc maîtriser complètement la gestion de la ressource en eau, tant les aspects quantitatifs que qualitatifs. La sévérité des étiages représente le plus grave handicap de la ressource en eau. Elle diminue les possibilités d'usage de l'eau, de prélèvements surtout. Elle amoindrit aussi les capacités de dilution des rejets.

III.1.2 La fonction environnementale 'puits'

Mise en évidence il y a plus d'une vingtaine d'années, la réelle prise de conscience de la pollution de l'environnement par les pouvoirs publics et les acteurs économiques intervient surtout à partir de 1988, date de parution d'un rapport concernant la qualité de l'eau (Conseil Economique et Social [1988]). La dégradation de cette dernière est liée à la présence d'activités humaines qui souillent l'eau utilisée ou déversent dans le milieu naturel des substances polluantes. Les rejets peuvent être domestiques, caractérisées par la présence de bactéries pathogènes, de matières en suspension, de matières organiques (azote,

phosphore), industriels (industries agro-alimentaires, sous-produits des industries chimiques et traitement de surface) ou liés à l'activité agricole. C'est ce dernier point que nous allons développer du fait de sa prédominance.

Si jusqu'en 1990, le regard sur la dégradation de la qualité de l'eau se résumait à remarquer l'augmentation de la teneur en nitrate et à l'eutrophisation des eaux continentales, l'existence d'une pollution diffuse des eaux par les produits phytosanitaires apparaissait comme de plus en plus probable.

§.1 LES INDICATEURS DE PRESSION AZOTEE

Vraisemblablement, de par la visibilité de leurs impacts, la principale source de pollution dénoncée fut les nitrates. En effet, cette pollution se caractérise par des phénomènes d'eutrophisation (occasionnant une moindre oxygénation des milieux naturels), le développement des marées vertes (43 000 tonnes d'ulves ramassées en 1997). Exemple significatif de l'ampleur de la dégradation de l'environnement liée aux nitrates, la Bretagne est classée dans son ensemble en zone vulnérable selon la directive européenne "Nitrates (n°91/676, du 12 décembre 1991) et 71 cantons sont répertoriés comme des Zones d'Excédents Structurels (ZES), c'est-à-dire des zones sur lesquelles plus de 170 kg d'azote d'origine animale sont apportés par hectare.[2]

Les études de la qualité des eaux bretonnes, analysée depuis 1971, mettent en évidence le passage d'une teneur moyenne en nitrates, de 8,5 mg/l en 1972 à 39 mg/l en 1994 (DIREN & Région Bretagne [1998]). Nombres de prises d'eau dépassent ou ont dépassé occasionnellement le plafond de 50 mg/l fixé par la directive européenne n°80/778 relative à la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Quelques-unes ont dû s'équiper d'usine de dénitrification, par exemple sur l'Horn ou sur l'Arguenon. Les projections à l'horizon 2005 prévoient le dépassement des normes pour les 2/3 des prises d'eau bretonne si rien ne change.

Les sols sont également exposés au risque d'eutrophisation lorsque la quantité excessive de substances nutritives entraîne la raréfaction de l'oxygène dans les sols et empêche donc les micro-organismes naturels de fonctionner correctement.

Les nitrates proviennent en grande partie de l'agriculture sous forme de déjections animales (bovins…) et d'engrais de synthèse, et des rejets industriels et domestiques. Principale source de pollution puisqu'elle représente 60% de l'azote d'origine animale en Bretagne, l'élevage bovin n'est pas sur la sellette, sans doute du fait du caractère diffus de la pollution et en raison de la diminution du cheptel liée aux quotas laitiers. Principal accusé par contre, le

[2] Les quatre départements bretons ont été classés en zones vulnérables par le Préfet de Région, Coordinateur du Bassin Loire-Bretagne dans son arrêté du 14 septembre 1994.

cheptel porcin, qui représente environ 25% de l'azote d'origine animale mais dont l'impact est plus concentré, plus visible et plus odorant.

Au centre du problème des nitrates, la fertilisation excessive. Elle correspond en réalité à deux problèmes :

- L'excès d'azote apporté par rapport au rendement visé, qui peut venir d'un apport superflu à des fins d'assurance ou d'une mauvaise appréciation du reliquat disponible dans le sol. Dans ce cas, améliorer la mesure des besoins de la plante et des contenus du sol sont les moyens de limiter cette fertilisation excessive a priori.
- L'excès d'azote lié à la différence entre le rendement visé et le rendement réalisé. Il s'agit là d'une fertilisation excessive a posteriori. Plus le rendement visé par l'exploitant est élevé, plus il a de chances qu'un autre facteur devienne limitant pour la croissance de la plante et qu'il reste des fertilisants inutilisés dans le sol. Poursuivre de hauts rendements accroît donc la probabilité de ne pas réaliser l'objectif à cause de la déficience d'un autre facteur de croissance.

Si les techniques agronomiques peuvent améliorer l'adéquation entre le rendement visé et celui qui est réalisé, des paramètres extérieurs peuvent à tout moment limiter la récolte par rapport aux aspirations, même si elles avaient été données sur des mesures sérieuses. A l'augmentation de la dose d'azote s'ajoutent deux autres causes de montée des nitrates dans les eaux : l'évolution des pratiques agricoles (comme le drainage, la mise à nu des terres en hiver) et un enrichissement des terres en azote minéralisable. C'est donc la logique même de l'agriculture intensive qui est au cœur du problème.

§.2 LES INDICATEURS DE PRESSION PAR LES PESTICIDES

Dès les années 60, des analyses scientifiques ont montré l'impact des pesticides sur l'environnement, mais ce n'est que dans les années 90 qu'il a été réellement pris en compte. [3] Ceci résulte en partie de trois phénomènes : la nature des produits, une méconnaissance de la pollution du fait de la difficulté de la mesurer et enfin, le nombre d'utilisateurs de pesticides.

Par suite de la banalisation de l'usage des pesticides, mélange de substances actives[4], d'adjuvants et de charge inerte, une forme de pollution plus complexe que celle lié aux nitrates est apparue. Pour R. Giovanni ([1998], p.26), "*il y a lieu de parler de micropollution généralisée (atmosphère, sols, eau, sédiments, êtres vivants)*

[3] En Bretagne, l'influence des résidus des produits phytosanitaires sur la qualité des eaux et sur les biocénoses de ces milieux a fait l'objet de nombreuses études depuis les années 60 : voir notamment *Bulletin Technique des Ingénieurs des services agricoles*, n°224, 1967 ; *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, n°4, 1979.

[4] Les substances actives sont définies par les directives européennes, comme des matières, des micro-organismes et des virus exerçant une action générale ou spécifique sur les organismes nuisibles ou sur les végétaux, parties de végétaux ou produits végétaux.

du fait du nombre élevé de molécules en cause (vraisemblablement 200 en Bretagne), de leur diffusion aléatoire dans les milieux divers et les difficultés à les quantifier (du nanogramme à quelques microgrammes) comme de les arrêter entre le champ et le robinet ou la mer".

Les substances les plus souvent décelées dans les rivières sont des insecticides du sol et des herbicides utilisés dans la culture du maïs, des céréales ou l'entretien de zones non cultivées. Les substances qui représentent les concentrations les plus élevées en Bretagne sont, par exemple, les triazines (atrazine, simazine) et les urées substituées (isoproturon, diuron). [5]

Par exemple, les études menées sur huit bassins versants (Arguenon, Frémur, Gouessant, Rance, Flume, Meu, Seiche, Aven) ont montré la prédominance de cinq molécules dans les rivières (voir Tableau 3.2)

Nature	Matières actives	Nombre de recherches	Nombre de détections	% de détections	Quantité épandue	% du nombre de recherches > norme CEE (0.01 µg/l)
Désherbant agricole	Alachlore	13	10	76,9	9 396 kg	46,1
Désherbant agricole	Atrazine	53	48	90,5	55 115	92,4
Métabolite de l'atrazine	DEA	52	47	90,4		71,1
Désherbant agricole	Isoproturon	21	19	90,4	38 134	85,7
Insecticide	Lindane	13	12	92,3	17 341	76,9

Tableau 3.2 : Résultats d'analyse de pesticides dans 8 bassins versants

Les conséquences de la contamination par les pesticides sont extrêmement complexes puisque bien qu'utilisées a priori contre des organismes-cibles particuliers, les pesticides sont susceptibles d'exercer une activité toxique vis-à-vis d'autres organismes-non-cibles. Le problème est d'autant plus important qu'il s'agit de substances xénobiotiques (dont l'objectif est de *tuer*) et que lors des traitements phytosanitaires, 40 à 75 % des quantités épandues tombent au sol ou se volatilisent, les molécules pouvant atteindre plus ou moins vite les fossés puis les ruisseaux.

Difficiles à étudier dans les milieux naturels, les effets des pesticides sur l'environnement dépendent de la multiplicité des substances utilisées dont l'importance n'est pas seulement corrélée aux quantités, mais aussi à un ensemble de facteurs chimiques et physiques : le ruissellement, la solubilité, la durée de vie (indicateur de demi-vie), l'absorption (KOC, grandeur qui permet de comparer les sols à partir du coefficient de partage entre carbone et eau), la volatilité et les réactions à l'ionisation et de dégradation (métabolites, c'est-à-dire la décomposition de la molécule–mère en d'autres molécules, qui sont tout

[5] Depuis le 1er septembre 1998, des arrêtés préfectoraux réglementent l'emploi d'atrazine et de diuron sur les quatre départements bretons.

aussi toxiques). L'ensemble de ces paramètres montre qu'il existe une variabilité d'impacts possibles des pesticides sur l'environnement.

Enfin, la variété d'utilisateurs (agriculteurs, SNCF, collectivités locales, particuliers…) constitue aussi une source de difficulté quant à la mise en place d'actions de limitation des impacts des pesticides. Un bref constat peut être dressé pour la Bretagne. Si l'agriculture utilise 4 000 tonnes de substances actives, elle est à la source de la moitié de la pollution de l'eau en Bretagne, l'autre part étant attribuée à l'utilisation par les usagers non-agricoles qui n'en consomment que 100 tonnes (50 tonnes par les "jardiniers du dimanche" ; et 50 autres tonnes par la SNCF, la Direction Départemental de l'Equipement…).

Comme on peut le voir, la problématique des pesticides ne s'apparente pas à celle des nitrates. Dans ce dernier cas, c'est plus particulièrement l'agriculture, tenue pour responsable à hauteur de 80% des dégradations liées à l'usage excessif de fertilisants azotés, qui est visée. Ce n'est pas le cas pour les produits phytosanitaires. En effet, les produits phytosanitaires utilisés pour l'agriculture ou pour des activités non-agricoles, du fait de leurs caractéristiques, évoluent différemment suivant que les molécules sont plus ou moins mobiles et/ou rémanentes. L'atrazine est mobile, le lindane l'est moins. La réalité du problème semble donc plus complexe que dans le cas de la pollution par les nitrates.

III.2.3 La fonction environnementale 'équilibre des écosystèmes'

La fonction environnementale 'support de vie des écosystèmes' est abordé ici à partir de trois "indicateurs" choisis du fait de la régularité du suivi : la loutre, la population piscicole et la prolifération alguale.

Le premier indicateur est constitué par la répartition de la loutre d'Europe. En effet, la pérennité de la présence de ce mammifère semi-aquatique suppose à la fois une certaine densité de gîtes potentiels (rivières et ruisseaux aux berges suffisamment végétalisées) associés à des milieux très peu fréquentés par l'homme et un territoire où la qualité de l'eau et les disponibilités ne sont pas altérées (Eaux et Rivières de Bretagne, n°103, p.2). Bien que protégée juridiquement depuis l'arrêté ministériel du 17 avril 1981, la loutre subit un ensemble de pressions dont les altérations physiques (aménagements) et chimiques (pollutions) des eaux qui sont encore la cause majeure de la régression de l'espèce. A l'occasion d'un programme national, la mise en place du réseau SOS-Loutres (basé à la Maison de la Rivière à Sizun) a suscité une action volontariste visant à identifier et à prévenir les causes de régression. Un programme toxicologique initié en Bretagne a permis de 1987 à 1995 l'examen de 24 loutres d'Europe. Ce travail a permis de mettre en exergue certaines tendances en matière de contamination des biocénoses aquatiques en particulier par les métaux lourds et les pesticides.

Le deuxième indicateur que nous avons retenu est celui du peuplement piscicole. Les poissons constituent des indicateurs biologiques de l'état de santé des milieux aquatiques du fait de leur position dans la chaîne alimentaire. La pente marquée, la profondeur faible, la température modérée en été et le courant vif de nombre de cours d'eau favorisent les salmonidés, truites et saumons en particulier. La Bretagne est la première région de pêche au saumon en France, avec 70 % des captures de saumon atlantique par pêche à la ligne. Selon le Conseil supérieur de la pêche, qui a comparé les peuplements observés sur les 32 stations RHP (inventaire 1990-1995), seulement 22% des stations présentent un peuplement satisfaisant. Pour la moitié des stations, le peuplement présente des signes de perturbations et 31% des signes certains de dégradation. Ce constat est accentué à l'Est de la Bretagne où toutes les stations présentent des peuplements perturbés.

Le troisième indicateur est la prolifération d'algues vertes du genre Ulva qui ont lieu l'été sur certaines plages bretonnes. Les études menées par IFREMER ont montré que la cause en est l'augmentation des flux de nitrates. Ces phénomènes existe depuis les années 50 dans certains sites (Baies de Saint-Brieuc, de Lannion…) mais ils se sont amplifiés et étendus depuis lors. En 1997, ce sont 50 sites qui sont touchés pour une quantité totale observée de 200 000 tonnes (DIREN & Région Bretagne [1998], p.39). La décomposition de ces algues gênent les activités balnéaires et oblige les collectivités locales à remettre les plages en état. Ce coût dépasse largement le million de francs pour les collectivités locales.

Ces trois exemples servent *d'éléments intégrateurs en matière de gestion globale de l'eau et des milieux aquatiques* (Eaux et Rivières de Bretagne, n°103, p.2). Par la diversité de leurs exigences, ils dépendent de nombre d'espèces et d'habitats et leur sensibilité à la dégradation de la qualité des eaux. Leur préservation ne peut s'appréhender que dans le cadre d'une gestion à grande échelle.

III.2.4 La contribution de l'eau à la santé et au bien-être humains

Jusqu'à présent, nous avons montré les caractéristiques de l'eau et les pressions exercées sur le milieu naturel en Bretagne. Dans cette quatrième sous-section, le rôle de l'eau et l'impact de sa dégradation pour la population locale est précisé. L'eau a des usages divers et les milieux aquatiques sont les supports d'activités variées. Il semble ainsi difficile d'inventorier toutes les utilisations de l'eau et des milieux aquatiques. Nous en retraçons quelques-uns du fait de leur prédominance au niveau de la région.

Les loisirs sollicitent une eau de qualité. A la pêche s'ajoute la baignade en eau douce, les sports nautiques sans oublier l'élément attrayant que constitue le paysage. La pêche en eau douce reste un loisir très pratiqué en Bretagne. On comptait en 1997 près de 50 000 pêcheurs. Les activités nautiques sont

également développées et constituent un atout important pour le tourisme. Cette dernière activité a été estimée en 1997 à environ 1 310 000 lits touristiques, ce qui fait de le Bretagne l'une des premières régions touristiques françaises. Aussi, toute dégradation de l'image de marque d'une région ayant une nature protégée risquerait-elle d'être nuisible pour l'ensemble de ces activités.

La pisciculture s'est aussi fortement développée sur les cours d'eau à salmonidés. Plus d'une centaine d'établissements produisent environ 14 000 tonnes de salmonidés soit ¼ de la production française. Les impacts de ces piscicultures et la dérivation des débits d'étiage perturbent le milieu. Leur sensibilité aux pollutions incite les pollueurs situés en amont à prendre leurs précautions.

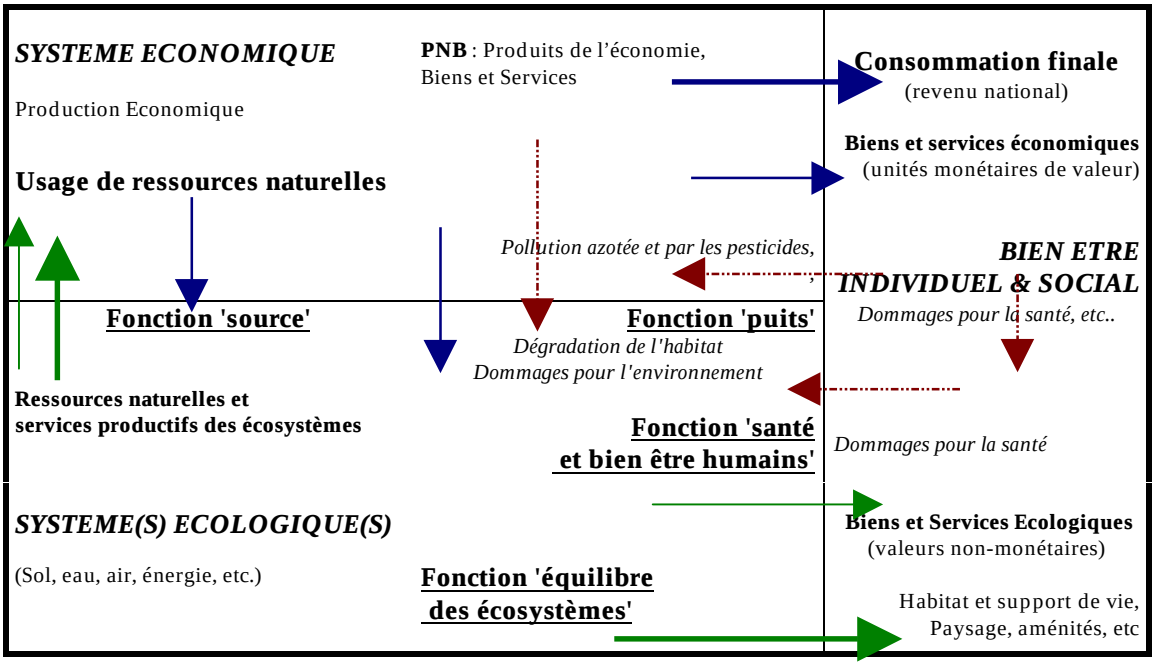
Enfin, les estuaires et certaines portions du littoral breton sont des sites conchylicoles ou de pêche aux coquillages de grande valeur. La Bretagne est l'une des premières régions de production de moules et d'huîtres (25% de la production nationale).

Comme nous venons de le montrer, la place de l'eau est primordiale au niveau de la région bretonne. La dégradation de sa qualité met en péril l'ensemble de ces activités humaines et déstabilise le milieu naturel. A partir d'un graphique composé de trois quadrants - système économique, système(s) écologique(s) et un troisième quadrant relatif au domaine du bien-être individuel et social – il est possible de représenter (voir Graphique 3.1) :

(i) L'action de l'économie sur les ressources environnementales en tant qu'inputs pour le processus de production ou comme *puits* pour les déchets économiques ;

(ii) Les liens entre le(s) système(s) écologique(s) et le bien-être individuel et social (impact de la dégradation de l'eau sur la santé…) ;

(iii) Les liens entre le système économique et le bien-être individuel et social (revenu issu de la production, consommation de biens…).



Graphique 3.1 : La (re)production jointe des biens et des services économiques et écologiques (adapté de Brouwer, O'Connor & Radermacher [1999])

En abordant le thème des fonctions environnementales de l'eau en Bretagne, nous avons mis en évidence une multitude d'usages de l'eau (pour la consommation, activités récréatives…), d'acteurs (politiques, agriculteurs, consommateurs, citoyens), d'intérêts (préservation de l'environnement, développement rural) et d'impacts (environnement, santé humaine, aménagement du territoire). Une forte demande sociale en ce qui concerne une eau de qualité s'exprime régulièrement en Bretagne.

La qualité de l'eau peut donc être considérée comme un Capital Naturel Critique, au sens où son maintien est au cœur du processus de soutenabilité. En réalité, cette situation se caractérise par l'existence d'un conflit de systèmes de valeur quant à l'évolution de l'économie de cette région. Deux thèmes sont au cœur des débats : (i) un conflit entre les usages auxquels les ressources tirées des écosystèmes peuvent donner lieu, et (ii) un conflit en termes de choix des méthodes de production. Ceci nous amène à envisager la question des "modes de régulation" capables d'assurer une exploitation "durable" de la ressource en eau. La fixation des seuils critiques, des normes et des contraintes auxquelles l'activité économique doit se soumettre pour assurer la permanence des fonctions environnementales essentielles, constitue une étape majeure pour la mise en œuvre d'une politique de développement durable.

III.2 Analyse de la situation en Bretagne à partir du cadre conceptuel d'un modèle de production jointe

Cette section propose donc une analyse économique de la dégradation des ressources en eau en Bretagne, à partir d'un modèle de production jointe dans la tradition néo-ricardienne étendu à l'analyse de l'interdépendance entre secteurs économiques et secteurs écologiques. Ce modèle permet de préciser non seulement les différents rôles que peut jouer l'eau mais aussi le caractère "critique" de ce capital naturel. En d'autres termes, cette modélisation théorique nous apporte une structuration du problème de soutenabilité en Bretagne.

Nous montrerons ici que les exigences d'une eau de qualité n'évoque pas tant la préoccupation d'une efficacité technique des moyens de dépollution que la conception de la relation avec la nature et de celle des rapports homme-nature. Il est donc essentiel de parler de "systèmes de valeur" pour ou contre la durabilité avant de parler de la valeur d'une unité d'eau (ou d'une unité de pollution…).

III.2.1 Le concept et la structure du modèle de production jointe

Avant de présenter le modèle de production jointe au cas de la Bretagne, les objectifs, les hypothèses et les éléments de résolution de cette modélisation seront exposées dans cette section.

§.1 LES OBJECTIFS DU MODELE DE PRODUCTION JOINTE

La production jointe repose essentiellement dans un cadre analytique des modèles d'accumulation avec des biens capitaux hétérogènes (capital économique et capital naturel). Cette analyse s'est surtout développée à la veille de la seconde guerre mondiale par von Neumann [1945-1946] et Léontief [1968]. Ces travaux rejoignent ceux de Marx consacrés aux "schémas de reproduction" dans le livre II du capital.

La production jointe correspond à une situation dans laquelle la production engendre simultanément deux biens (bien agricole et déchet). Il y a une production jointe ou conjointe. Appliquée au cas de la Bretagne, l'approche se veut multidimensionnelle en tenant compte des interactions entre d'une part les dimensions économiques de l'activité agricole et, d'autre part, les dimensions écologiques de l'eau.

Une autre caractéristique de ce type d'analyse repose sur la conception de la valeur. En effet, toute marchandise est à la fois "valeur d'usage" et "valeur

d'échange". Un bien n'est effectivement produit que s'il est utile, s'il est propre à satisfaire un besoin déterminé. La valeur d'usage est une caractéristique intrinsèque des objets, une qualité matérielle spécifique. Elle renvoie donc à l'hétérogénéité des différentes marchandises, à leurs particularités et à leur qualité. De ce fait, elles sont toutes différentes, non comparables. On ne peut donc échanger des valeurs d'usage contre des valeurs d'usage car l'échange implique une comparaison, une possibilité de trouver un équivalent entre des quantités. Par contre, la valeur d'échange est définie comme le rapport quantitatif, comme la proportion dans laquelle des valeurs d'usage d'espèces différentes s'échangent les unes contre les autres. Il ne peut y avoir de valeur d'échange que pour un bien ayant satisfait un besoin, un bien qui ait fait l'objet d'un échange. [6]

En abordant le thème de l'accumulation et par-là même des modes de production, on introduit des enchaînements entre périodes, entre différentes entre secteurs. On fait appel à des utilisations d'intrants nombreux : achat de biens capitaux, utilisation de servies de facteurs primaires (utilisation de l'eau, de la terre par l'agriculture). En ce qui concerne les systèmes écologiques, on introduit les notions de taux de renouvellement de la ressource, de fonction de puits… Le modèle de production jointe offre aussi la possibilité d'établir une comptabilité des flux économiques et écologiques afin de les rendre "visible". De la sorte, les niveaux minimaux de ressource économique et de ressource naturelle peuvent être définis afin d'assurer le maintien des systèmes.[7]

De façon très simplifiée, les activités productives de la période (t - 1) font apparaître une production disponible par hypothèse en t. Une partie de cette production, composée de biens, fait l'objet d'une consommation finale alors qu'une autre partie est utilisée comme input pendant cette même période. L'activité productive donne naissance à une production qui disponible en (t + 1). Cette représentation simplifiée suffit néanmoins à rendre compte de la complexité des enchaînements à la fois dans les quantités et dans les prix. On introduit ainsi les problèmes de répartition des coûts et des bénéfices associés aux biens et services économiques et écologiques. Cette démarche nous permet d'aborder les thèmes de conflits de répartition.

Cela nous conduit à considérer deux aspects. Le premier aspect a trait au lien possible avec un outil d'aide à la décision tel que l'analyse coût-efficacité afin d'établir les coûts associés à l'atteinte d'objectifs. Le second aspect touche à la mise en œuvre d'outils économiques. En supposant des taux de rendement inégaux entre les systèmes économique et écologique, des mesures

[6] La question du choix du numéraire peut se poser. Cependant, ce n'est pas le propos de ce travail qui vise à mettre en évidence les problèmes de coexistence de systèmes et de répartition des surplus.

[7] Nous sommes bien conscients qu'en agissant de la sorte, on considère l'environnement comme un secteur économique. Cependant, ce travail cherche à présenter l'introduction de la multitude des rôles joués par l'eau dans l'analyse économique.

compensatoires (principes pollueur-payeur, droits à polluer) peuvent être envisagées afin d'assurer une certaine "justice" des politiques envisagées.

Il est intéressant dans ce contexte d'étudier les situations où le système se reproduit de période en période soit à l'identique (régime stationnaire) ou soit avec une dimension plus grande (régime de croissance). Dans ce cadre d'analyse structurelle, l'objectif est alors d'établir les modes de régulation permettant l'établissement de stratégies de développement durable qui est conçu comme la coexistence des systèmes économiques et écologiques.[8] La question est de déterminer lequel de ces systèmes de production permet de répondre le plus fidèlement possible aux attentes sociales et aux exigences économiques et écologiques.

Ainsi posées les bases pour l'analyse, nous développons maintenant, de manière plus précise, un modèle de production jointe.

§.2 LES HYPOTHESES DU MODELE DE PRODUCTION JOINTE

Tout au long de ce travail sur la production jointe, nous nous inspirerons très largement et suivrons la démarche établie par O'Connor [1993a]. Ce dernier considère que le modèle consiste en un ensemble de processus de production physique interdépendants, comprenant aussi les échanges et les transformations des ressources matérielles.[9] Il établit également huit hypothèses concernant ce modèle (O'Connor [1993a], p.401) :

(1) Le système du modèle est constitué d'un ensemble de processus de production indépendants, qui comprend à la fois l'économie en question et son environnement terrestre. L'activité de production intervient au cours de périodes de temps désignées par l'indice *T*. Il y a une production jointe et chaque processus utilise au moins un input.

(2) On suppose, pour des raisons de commodité algébrique, que le nombre total de processus, *N*, est égal au nombre total de ressources matérielles distinctes.

(3) Les inputs et outputs en ressources matérielles sont, au cours de chaque période de production *T*, alloués en accord avec des technologies spécifiques données. La technologie de chaque processus de production est décrite à l'aide des conventions établies par von Neumann [1945-1946], à savoir des vecteurs - lignes définissant les niveaux relatifs des inputs et des outputs pour une unité d'activité de chaque processus de production. La technologie de l'ensemble des

[8] Nous définissons par mode de régulation, la façon dont les structures d'un système économique donné corrigent les déséquilibres et maintiennent une certaine cohérence entre les éléments du système économique. Par mode de coordination, on souligne l'intérêt de la dimension collective.

[9] Une discussion approfondie des propriétés et des solutions mathématiques peut être trouvée dans O'Connor [1992].

N processus durant la période T, peut être représentée par deux matrices carrées d'ordre N, $\mathbf{A}(T)$ et $\mathbf{B}(T)$, dont les $i^{èmes}$ lignes respectives notent les inputs et les outputs du $i^{ème}$ processus ; et dont les $j^{èmes}$ colonnes respectives indiquent la $j^{ème}$ ressource. Les éléments individuels de ces matrices sont notés par des minuscules avec des doubles indices : a_{ij} et b_{ij} respectivement pour les coefficients d'input et d'output. Ainsi, l'élément b_{21} est le coefficient technique indiquant, relativement aux autres coefficients a_{2j} et b_{2j} , le montant de la ressource 1 apparaissant comme un output pour l'unité d'activité du second processus.

(4) Ces coefficients seront toujours supposés invariables au cours du temps une fois qu'ils ont été spécifiés pour le cas particulier étudié, de sorte qu'aucun indice temporel ne figure sur les éléments de **A** et **B**.

(5) Un vecteur d'activité pour le système en cause est le vecteur-ligne (1 x N) noté $\mathbf{y}(T)$, dont les éléments $y_i(T)$ désignent le niveau d'activité du $i^{ème}$ processus comme multiple de l'activité de production unitaire notée par les lignes correspondantes de **A** et de **B**.

(6) Toutes les ressources apparaissant en tant qu'inputs à la période T dans l'ensemble étudié, sont supposées être allouées au début de la période ; toutes les ressources apparaissant comme outputs sont supposées être présentes à la fin de la période ; aucun échange entre processus ne doit prendre place avant que la production de la période n'ait été réalisée. C'est-à-dire que les échanges entre processus constituent une réallocation de ressources qui se produit "entre les périodes".

(7) Les ressources totales au début de la période T sont représentées par les éléments $q^j(T)$ d'un vecteur ligne (1 x N) : $\mathbf{q}(T) = \mathbf{y}(T)\mathbf{A}$, où $\mathbf{y}(T)$ est le vecteur d'activité (1 x N) pour la période T. L'exposant j désigne alors la ressource du $j^{ème}$ type.

(8) Il n'existe ni manne tombée du ciel (pas de "don gratuit") ni de "disparition gratuite", en ce sens que seules les ressources produites (apparaissant comme outputs) dans la période T peuvent apparaître comme inputs dans la période suivante et que toutes les ressources de ce genre doivent nécessairement apparaître comme inputs. Par conséquent, le total des ressources disponibles à la fin de la période T pour redéploiement à la période $(T + 1)$ est donné par : $\mathbf{q}(T + 1) = \mathbf{y}(T)\mathbf{B}$; et donc nous avons nécessairement $\mathbf{y}(T)\mathbf{B} = \mathbf{y}(T + 1)\mathbf{A} = \mathbf{q}(T + 1)$.

§.3 ELEMENTS DE RESOLUTION DU MODELE DE PRODUCTION JOINTE

Ce point permet d'envisager la résolution du modèle de production jointe (voir O'Connor [1993a]). La solution appliquée dans la construction des sentiers dynamiques d'équilibre pour l'ensemble de production, est adaptée de celle présentée par von Neumann [1945-1946] en tant que "croissance équilibrée" et

"expansion économique équilibrée" pour un système se composant d'au moins *N* processus technologiquement distincts utilisant *N* ressources comme inputs et/ou outputs. Elle s'appuie également sur les travaux de Sraffa [1960] pour un ensemble de *N* procédés de production interdépendants.

La notation pour un *vecteur de prix* peut être présentée en notant les équations propres de "croissance économique équilibrée" et "d'expansion économique équilibrée" d'un système avec une technologie à la von Neumann, comme suit :

- Un taux de croissance g, tel que $\mathbf{y}(T)\,\mathbf{B} = (1 + g)\,\mathbf{y}(T)\,\mathbf{A}$ (1a)
- Un taux de profit π, tel que $\mathbf{B}\,\mathbf{p} = (1 + \pi)\,\mathbf{A}\,\mathbf{p}$ (1b)

Une solution "d'équilibre" pour $\mathbf{y}(T)$ est un vecteur d'activité pour la "croissance équilibrée" de l'ensemble, en ce sens que nous avons $\mathbf{q}(T + 1) = (1 + g)\mathbf{q}(T)$ pendant toutes les périodes suivantes.

Dans toute la littérature classique sur la croissance équilibrée des systèmes de production jointe, on suppose habituellement que **A** comme **B** sont des matrices carrées et non singulières. L'inversion de chacune des matrices est alors possible de sorte que $\mathbf{T} = \mathbf{B}^{-1}\mathbf{A}$ et $\mathbf{U} = \mathbf{A}\mathbf{B}^{-1}$. Il vient que les équations (1a, 1b) peuvent être écrites sous la forme :

- $\mathbf{y}(T)\mathbf{U} = \lambda\mathbf{y}(T)$, où $\lambda = 1/(1 + g)$ (1c)
- $\mathbf{T}\mathbf{p} = \kappa\mathbf{p}$, où $\kappa = 1/(1 + \pi)$ (1d)

Pour leur application aux systèmes économico-environnementaux, les solutions conceptuelles de "croissance équilibrée" de von Neumann et de Sraffa doivent être modifiées pour tenir compte de la situation de croissance équilibrée d'un sous-ensemble particulier de l'ensemble global des processus, à savoir "l'économie".

La croissance équilibrée de l'économie signifiera alors la croissance proportionnelle d'une période à la suivante du sous-vecteur représentant les ressources évaluées par les "propriétaires" de l'économie. L'activité d'ensemble peut alors être "non équilibrée", et être contrainte. De l'hypothèse (8) ci-dessus, la condition "d'absence de disparition gratuite", selon laquelle les ressources totales qui doivent être déployées dans la période $(T + 1)$ sont :

- $\mathbf{q}(T + 1) = \mathbf{y}(T)\mathbf{B} = \mathbf{y}(T + 1)\mathbf{A}$.

Si **A** est inversible, nous pouvons écrire :

- $\mathbf{y}(T + 1) = \mathbf{y}(T)\mathbf{B}\mathbf{A}^{-1}$, (2)

Les sentiers temporels possibles pour l'ensemble sont limités aux solutions non négatives pour une séquence $\mathbf{y}(T)$, $\mathbf{y}(T + 1)$, satisfaisant l'équation (2) pour **A** et **B** donnés.

Le concept de valeur d'équilibre doit également être modifié, en indiquant quelles ressources sont valorisées (en tant que "biens" ou en tant que dommages environnementaux) par opposition à celles considérées comme "libres", et à travers quels processus un taux de profit doit être établi (hypothèse ou non d'un taux uniforme de profit ou d'un taux de rendement uniforme des ressources). De la sorte, nous explicitons les composantes de la matrice.

§.4 UN MODELE A QUATRE PROCESSUS ET QUATRE RESSOURCES

Nous utiliserons, à l'instar de O'Connor [1993a] des systèmes de productions, mêlant les dimensions économiques et environnementales. Ces systèmes sont composés de quatre processus distincts, impliquant l'usage de quatre ressources matérielles distinctes :

- *Processus 1* : Un processus économique qui utilise un bien capital économique (ressource 1, par exemple la production agricole), avec un bien capital naturel (ressource 3, l'eau de bonne qualité) comme matière première, pour produire davantage de bien économique et un déchet économique (ressource 2, par exemple les résidus des engrais ou des produits phytosanitaires).

- *Processus 2* : Un processus d'élimination des déchets directement issu de l'économie qui utilise une partie du bien écologique (ressource 3) comme site d'élimination du déchet économique (ressource 2). Ce processus consomme le bien écologique ou émet des polluants (ressource 4, l'eau de qualité dégradée).

- *Processus 3* : Un processus écologique dont les fonctions sont de reproduire ou d'augmenter "le capital naturel" (ressource 3, l'eau de bonne qualité).

- *Processus 4* : Un processus d'épuration qui, en utilisant un certain capital économique (ressource 1) dans le processus de "traitement", effectue la reconversion de l'eau contaminée (ressource 4) en eau de bonne qualité (ressource 3).

D'autres variations sont possibles mais ces propositions intuitives seront suffisantes pour nos besoins. A un niveau plus général, les matrices **A** et **B** du modèle à quatre processus et quatre ressources auront donc la structure suivante :

		***MATRICE D'INPUTS* (A)**				***MATRICE D'OUTPUTS* (B)**			
		Bien économique →	Déchet économique →	Capital naturel (Eau) →	Capital naturel dégradé (eau polluée) →				
Processus 1	→	[a_{11}	.	a_{13}	.]	[b_{11}	b_{12}	.	.]
Processus 2	→	[.	a_{22}	a_{23}	.]	[.	.	.	b_{24}]
Processus 3	→	[.	.	a_{33}	.]	[.	.	b_{33}	.]
Processus 4	→	[a_{41}	.	.	a_{44}]	[.	.	b_{43}	b_{44}]

Pour étudier séparément certains aspects particuliers de cette interdépendance, nous emploierons préalablement les formes encore plus simplifiées de **A** et de **B**, en fonction de chaque aspect particulier à étudier. Celles-ci sont liées, par exemple, à la disponibilité présumée comme inputs de ressources naturelles non-rares dans le processus 3 (la pluie qui tombe…); et à la présence d'un "puits" comme destinataire des outputs "disparus" issus du traitement de l'eau contaminée par le processus 4.

Il est important de noter que la multifonctionnalité de l'eau peut être représentée par le modèle de production jointe. La ressource 3, l'eau de bonne qualité, peut être utilisée ou bien comme un input du processus 1 ou bien comme site d'élimination de déchets économiques, apparaissant ainsi comme un input dans le processus 2.

Ce modèle offre donc la possibilité de décrire la situation en Bretagne dans toute sa complexité. En effet, on a d'un côté l'activité économique (processus 1) qui a un impact (processus 2) sur une ressource naturelle, l'eau (processus 3). Cette dernière joue des rôles variés tant au niveau économique (comme input dans le processus de production, a_{13}) – on revient ici à la notion de fonction environnementale fournie pour les activités humaines. De l'autre côté, la dimension écologique apparaît également dans cette modélisation. Le processus 3 regroupe les fonctions environnementales internes aux processus écologiques.

De même, deux types de lutte contre la pollution sont envisagés dans ce modèle. Le premier type consiste en une limitation des déchets issus de l'activité économique (changement de coefficients dans le processus 2) mais aussi en mettant en œuvre des traitements de purification de l'eau (qui se décline à travers le coefficient a_{41}).

Dans ce modèle très simplifié, il est déjà possible de concevoir un problème de contestation de système de valeurs. En effet, si l'appropriation pour les besoins de l'économie agricole intensive (processus 1) de la ressource 3 (l'eau de bonne qualité) est refusée par les protecteurs de l'eau pure, une contestation se développera concernant la possession du capital naturel et la base de valorisation.

Ceci nous amène alors à considérer le processus 4 d'épuration comme un élément de "compromis" qui (éventuellement) permettra la coexistence des deux formes d'activité : l'agriculture productiviste d'une part (processus 1) et la préservation d'une eau de qualité d'autre part (processus 3). La fixation des seuils ou des normes en constitue une étape importante. En effet, elle est essentielle pour assurer la permanence des fonctions environnementales. Cependant, cette étape n'est pas suffisante puisqu'il s'agit également d'assurer les moyens pour y parvenir. En d'autres termes, il existe un ensemble d'alternatives pour avoir une eau de qualité mais les implications de chacune d'entre elles sont diverses.

Ce modèle nous offre donc la possibilité d'envisager divers systèmes de production, leurs répercussions sur le milieu naturel et les processus de traitement à mettre en œuvre pour préserver une certaine croissance de la ressource 3. La question qui se pose est alors *pourquoi chercher un tel compromis ?*

Dans la suite de cette section, nous construirons, par étape successive, l'analyse offrant la capacité 'intégrer la recherche des modes de régulation dans l'optique de la durabilité. Deux grandes étapes seront franchies : la première étape concerne les modes de production et la durabilité et la seconde étape est relative aux conflits liés à la possession du capital naturel (voir Section III.2.2). Nous cherchons ainsi à mettre en évidence les implications de diverses politiques privilégiant soit la croissance économique, soit la préservation de l'eau ou soit une évolution harmonieuse de ces deux types de préoccupations.

III.2.2 Exemple simplifié des sentiers d'évolution d'une économie

A partir d'un exemple simplifié d'une économie non-fondamentale - c'est-à-dire dans laquelle il n'y a pas de ressource qui soit utilisée directement ou indirectement dans la production de toutes les autres – nous envisagerons deux évolutions possibles. La première retrace une croissance maximale de l'économie, la seconde celle du capital naturel. Ce travail nous permet de mettre en évidence les éléments de résolution d'un modèle de production jointe. L'introduction des deux autres processus (2 et 4) se fera en deux étapes (voir Section III.2.3 et Chapitre IV).

§.1 UN MODELE D'ECONOMIE "NON FONDAMENTALE"

Deux suppositions sont ici réalisées. La première est relative à la dépendance de l'économie (processus 1) vis à vis des inputs de capital naturel pour l'accumulation de la ressource 1. Aucun besoin émanant de l'élimination des déchets économiques n'est suggérée dans le cadre de cet exemple. Les processus 2 et 4 peuvent alors être supprimés. La deuxième hypothèse stipule, et ce, pour plus de simplicité, que le processus 3 permette la simple accumulation du capital naturel, avec un taux de croissance propre de $g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33} \geq 0$.

Sous forme matricielle, la structure input-output (entré-sortie) correspondante se réduit à :

$$\begin{bmatrix} a_{11} & a_{13} \\ . & a_{33} \end{bmatrix} ; \begin{bmatrix} b_{11} & . \\ . & b_{33} \end{bmatrix} \qquad (4a)$$

Les matrices **A** et **B** sont toutes les deux décomposables, ce qui signifie qu'elles peuvent être mises sous la forme de blocs triangulaires grâce à une permutation simultanée de ligne et de colonne. La matrice **B** est plus précisément une matrice diagonale. Sraffa ([1960], pp.7-8) définit comme *non fondamentales* les ressources qui dans un tel système n'entrent ni directement ni indirectement dans la production de toute autre ressource. En se référant à cette terminologie, nous pouvons considérer que la ressource 3 est *fondamentale* dans le système, la ressource 1 est non-fondamentale. De manière simplifiée, cet exemple reviendrait à considérer une économie agricole qui dépend de l'eau (ressource 3) pour la production des biens (ressource 1). A l'inverse, l'eau ne nécessite en aucun cas du domaine pour se reproduire.

Pour aborder les thèmes de la valeur et de l'accumulation de cette valeur, nous construisons un vecteur de prix (2 x 1), appelé **p**, indiquant les valeurs d'échange relatives pour les seules ressources 1 et 3.

Supposons que le but d'un système de prix soit de fournir un *taux de rendement* égalisé, appelons-le **p**, pour les deux processus dont les inputs et les outputs sont valorisés. Les équations de valeur sont alors de la forme :

$$\begin{bmatrix} a_{11} & a_{13} \\ . & a_{33} \end{bmatrix} \mathbf{p}\,(1+\pi) = \begin{bmatrix} b_{11} & . \\ . & b_{33} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} p_1 \\ p_3 \end{bmatrix} \qquad (4b)$$

Ceci revient à écrire $\mathbf{Ap}\,(1 + \pi) = \mathbf{Bp}$. Il y aura deux solutions pour **p**, chacune avec un vecteur d'activité correspondant $\mathbf{y}(T)$. Si l'on se réfère aux interactions économie-environnement, on peut considérer que ces deux solutions représentent deux systèmes alternatifs de valeurs, qui peuvent définir l'activité de l'ensemble des processus.

Définissons pour plus de commodité $\mathbf{T} \equiv \mathbf{B^{-1}A}$. Le problème consiste à résoudre :

$$\mathbf{Tp} = \lambda\mathbf{p}, \text{ où } \lambda = 1/(1 + \pi) \qquad (4c)$$

Les solutions pour λ peuvent être trouvées en posant le déterminant | **T** - λ**I** | = 0. Ceci fournit deux racines (pour de plus amples détails, voir O'Connor [1993a]) :

- $\lambda_1 = 1/(1+\pi_1) = a_{11} / b_{11} = 1 / (1 + g_1)$, dans laquelle $g_1 = (b_{11} - a_{11}) / a_{11}$ est le taux de croissance de la ressource non-fondamentale 1 (les biens agricoles si l'on se réfère à notre exemple), produite dans l'économie ; et
- $\lambda_3 = 1/(1+\pi_3) = a_{33} / b_{33} = 1 / (1 + g_3)$, dans laquelle $g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33}$ est le taux de croissance de la ressource fondamentale 3 (le capital naturel que sont la terre et l'eau).

Le prix des biens fondamentaux sont co-déterminés avec le taux de profit, π alors que les prix des ressources non-fondamentales dépendent des prix des ressources fondamentales mais n'affectent pas les prix des biens fondamentaux. Nous pouvons ainsi résoudre d'abord pour p_3 pour chacun des choix possibles de π, et ensuite trouver le p_1 correspondant.

§.2 CROISSANCE MAXIMALE DE L'ECONOMIE : TAUX DE CROISSANCE $\pi_1 = g_1$

On suppose dans ce premier cas que la croissance maximale est déterminée par celle de l'activité économique, l'agriculture dans notre exemple. En résolvant cette égalité $\pi_1 = g_1$, c'est-à-dire que la croissance maximale retenue sera celle de l'économie, nous cherchons à déterminer les prix d'équilibre et par là même les implications quant à la croissance de l'économie et du processus 3.

Si $\lambda_1 = 1/(1+g_1) = 1/(1+\pi_1)$, alors $\pi_1 = g_1 = (b_{11} - a_{11}) / a_{11} \Rightarrow 1 + \pi_1 = b_{11} / a_{11}$. Une substitution dans la dernière des équations (4c) donne :

$p_3(a_{33}b_{11} / a_{11}) = p_3 b_{33}$. On obtient deux solutions : (i) $p_3 = 0$ ou (ii) $a_{33} / b_{33} = a_{11} / b_{11}$.

A partir de l'équation ci-dessus, on cherche p_1 :

$$b_{11} p_1 + (a_{13}b_{11} / a_{11})p_3 = b_{11}p_1 \qquad (4d)$$

(i) Avec $p_3 = 0$, $p_1 = 1$ à un scalaire arbitraire.

(ii) Si $a_{33} / b_{33} = a_{11} / b_{11}$, cela veut dire que $g_1 = g_3$, nous aurons toujours $[p_1, p_3] = [1, 0]$ comme solution. En effet, d'après l'équation (4d), si on considère que p_3 est non-nul, p_1 doit être infini pour minimiser la part de p_3, de sorte que $[p_1, p_3] = [1, 0]$ est aussi la seconde solution.

Ce vecteur-prix représente une valorisation de la seule ressource 1, et définit donc un mode d'accumulation pour l'économie (processus 1) prenant la ressource 3 comme un "don gratuit". Le signal $p_3 = 0$ implique soit la myopie vis à vis du futur, soit la croyance que le futur peut s'autodéterminer (*backstop*

technology, etc.). Cet exemple illustre ainsi l'idée que l'expansion des systèmes agricoles se fait à travers la surexploitation de ressources naturelles et ce, malgré qu'elles soient appropriées. Ceci engendre des coûts d'opportunité significatifs pour les futures périodes d'activité.[10]

Le vecteur correspondant d'activité, **y**, est le vecteur propre gauche de $\mathbf{U} = \mathbf{AB}^{-1}$ associé à la valeur propre $\lambda_1 = 1/(1+g_1) = 1/(1+ \pi_1)$. Quelques manipulations permettent d'avoir l'équation suivante : $y_1 = y_3(b_{33}/a_{13})(\lambda_1 - \lambda_3)$. Trois cas qualitativement peuvent être distingués :

(*i*) $\lambda_1 > \lambda_3$; (ii) $\lambda_1 < \lambda_3$; (iii) $\lambda_1 = \lambda_3$.

- Si $\lambda_1 > \lambda_3$, c'est-à-dire que $g_1 < g_3$, alors les deux composantes du vecteur d'activité ont le même signe, et une croissance physique équilibrée au taux g_1 est possible pour les deux processus à la fois. Le taux de croissance propre du capital naturel dans le processus 3 est plus grand que le taux d'expansion maximum du capital économique dans le processus 1. Dans ces conditions, la disponibilité de la ressource 3 ne contraindra pas l'expansion économique aussi longtemps que le processus 3 connaîtra un niveau d'activité relatif suffisamment élevé.

- Inversement, si $\lambda_1 < \lambda_3$, c'est-à-dire que $g_1 > g_3$, cela signifie qu'une activité d'ensemble "non équilibrée" est possible. L'économie peut croître alors que les stocks de ressource 3 diminuent progressivement. L'activité économique arrivera à terme à un arrêt quasi total du fait de l'épuisement de la ressource 3, à moins qu'un substitut à cette dernière ne soit trouvée. Néanmoins, suivre ce sentier serait non soutenable.

- Dans le cas où $\lambda_1 = \lambda_3$, deux alternatives se présentent. La première alternative correspond à une croissance plus rapide du capital naturel, ce qui est conciliable avec un développement de l'économie. Dans la seconde alternative, l'activité économique épuise le capital naturel du fait d'une croissance plus rapide.

[10] Le cas particulier où $g_1 = g_3$ nécessite une note. Formellement, deux solutions existent, mais dans la mesure où les taux de croissance se rapprochent l'un de l'autre, ces deux solutions convergent, ce qui rend ambiguë leur interprétation. Du côté des prix, on a ou bien $p_3 = 0$, ce qui signifie que seule la ressource 1 est valorisée, ou bien $p_1/p_3 \to \infty$, ce qui, en évitant les valeurs infinies, peut être normalisé sous la forme du vecteur prix $[p_1, p_3] = [1, 0]$. Pareille valeur assignée au vecteur prix signale une accumulation du capital économique dans l'économie (processus 1). Mais du côté des quantités, nous voyons que si $\lambda_1 = \lambda_3$, alors $y_1 = 0$ ou $y_3/y_1 \to \infty$. En évitant les valeurs infinies, nous normaliserions dans les deux cas le vecteur d'activité par $y = [0, 1]$, qui signale une "croissance équilibrée" d'un niveau zéro de capital économique - c'est-à-dire une accumulation de la ressource 3 dans le processus 3, et une répression de l'activité de l'économie. La façon dont nous pourrions concilier ces antinomies va dépendre de la direction à partir de laquelle nous approchons la limite. Si nous supposons que g_1 approche g_3 "par en dessous", nous pourrions imaginer une économie très petite croissant de manière soutenable en obtenant des "dons libres" d'un environnement beaucoup plus grand dont le taux d'accumulation du capital naturel n'est pas sensiblement altéré par l'économie...

§.3 CROISSANCE MAXIMALE DU CAPITAL NATUREL (RENOUVELLEMENT DE L'EAU) : TAUX DE CROISSANCE $g_3 = \pi_3$.

Dans ce second cas, la croissance maximale correspond à celle du processus 3, c'est-à-dire que l'agriculture ne pourra croître à un rythme plus rapide que celui du renouvellement de l'eau. La difficulté de cette alternative vient de la signification du rapport des prix.

En prenant la valeur propre, on obtient $\lambda_3 = g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33}$ => $1+ \lambda_3 = b_{33} / a_{33}$. Une substitution dans l'équation des relations de valeur $\mathbf{Tp}(1+ \lambda_3) = \mathbf{p}$, nous donne $p_3 b_{33} = p_3 b_{33}$. Ceci implique que p_3 peut prendre n'importe quelle valeur, disons 1 par exemple.

Pour p_1 : $a_{11}b_{33} / a_{33} p_1 + (a_{13}b_{33} / a_{33}) p_3 = b_{11} p_1$. Ce qui nous donne : $p_1 = p_3 (a_{13}b_{33} / a_{33}) / (b_{11} - a_{11}b_{33} / a_{33})$. Laissant de côté le cas particulier noté auparavant ($g_1 = g_3$), nous avons les prix relatifs :

$$p_3 / p_1 = b_{11} / a_{13}(1+g_3) - a_{11} / a_{13} \qquad (5)$$

Le vecteur d'activité correspondant à cette situation est **y** c'est-à-dire le vecteur propre gauche de $\mathbf{U} = \mathbf{AB}^{-1}$ associé à la valeur propre $\lambda_3 = 1/(1+g_3) = 1/(1+\lambda_3)$. Cette situation se caractérise par des taux de croissance propres relatifs, tels que **y** = [0, 1] multiplié par un scalaire.

Cette solution correspond, en général, à l'accumulation de valeur dans le processus 3 au taux de croissance propre du capital naturel g_3. Il n'y a pour cette solution aucune interprétation possible en termes de sentier de croissance équilibrée soutenable. Une telle solution est exclue du fait du caractère non-fondamental que constitue l'économie. Ce qui signifie que l'économie a besoin du processus 3 pour subsister alors que le contraire n'est pas vrai.

Mathématiquement, nous sommes amenés à nouveau à considérer trois cas distincts. Celui de $g_1 = g_3$ ayant déjà été mentionné. Les autres sont :

$$(i)\ g_1 > g_3 \ \text{ et } \ (ii)\ g_1 < g_3$$

- A partir de la relation entre p_1 et p_3 dans l'équation (5), le rapport p_1 / p_3 sera négatif si $b_{11} / a_{11} < b_{33} / a_{33}$, c'est-à-dire lorsque $g_1 < g_3$. Une interprétation économique de ce régime est difficilement envisageable.

- L'autre cas, $g_1 > g_3$ où le rapport des prix p_3 / p_1 est positif et fini, se prête à une interprétation en termes de domination du processus 3 par le processus 1 et d'une croissance de la valeur non soutenable.

De nouveau, plusieurs alternatives se présentent suivant que les taux de croissance de l'économie et du processus 3 sont plus importants, l'un par

rapport à l'autre. La détermination des taux de croissance de l'économie pose en fait la question du choix d'un système de valeur. Ce dernier peut ne pas être partagé par l'ensemble de la société ce qui peut provoquer des conflits et des contestations des systèmes de références, de valeur.

La situation présentée dans cet exemple correspond à celle de l'exploitation de l'eau par une économie agricole. Dans le cas de la Bretagne, c'est surtout l'aspect de la dégradation de la qualité de l'eau qui est important. Nous abordons dans la section III.3 le problème de l'intégration de la dégradation de la qualité de l'eau dans le modèle de production jointe ainsi que les conflits liés aux systèmes de valeurs.

III.3 Le modèle de production jointe appliqué à la dégradation de la qualité de l'eau et aux conflits des systèmes de valeur

La section précédente a permis de mettre en évidence les principes de résolution d'un modèle de production jointe appliqué au cas d'un processus d'exploitation d'une ressource naturelle. Cette section vise à développer cette approche au cas d'une dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne. Nous illustrons de manière schématique les perspectives de fiscalité verte (à travers un système de compensation) et de changement technologique (modification des coefficients techniques), censées répondre à la demande sociale pour réduire la pollution de l'eau.

Cependant, au regard de la situation bretonne, nous montrons que ni une politique de type "utilisateur-payeur" ou de type "pollueur-payeur", ni un changement technologique censé améliorer l'efficacité de l'exploitation de l'eau ne peut garantir la durabilité de l'activité économique.

III.3.1 Capital naturel dégradé et traitement des déchets

Ce second exemple d'application d'un modèle de production jointe prend en compte la dégradation de la qualité et de l'élimination des déchets. Plusieurs cas peuvent être distingués. Ainsi, l'élimination des déchets peut intervenir en fin de cycle de production ou avant l'usage de l'eau par exemple. Nous présenterons ensuite les incidences au niveau des résultats de la modélisation de production jointe.

§.1 LES DIFFERENTES FORMES DE TRAITEMENT DE L'ELIMINATION DE LA POLLUTION

Dans le cadre d'un modèle à production jointe, le traitement d'un polluant peut être considéré d'un certain nombre de façons, qui dépendent des hypothèses faites en ce qui concerne les besoins en ressources pour le processus ainsi que de la décomposabilité du modèle. A l'instar de O'Connor ([1993a], p.417), nous distinguerons cinq formes de prise en compte de l'élimination des déchets dans le cadre de la production jointe.

- Premièrement, les sous-produits économiques indésirables peuvent être ignorés, sur la base de l'hypothèse selon laquelle ils peuvent être exportés dans l'environnement sans aucune conséquence pour l'activité économique future et sans perte d'aménité environnementale.

- Deuxièmement, le contrôle ou le traitement de la pollution peut être admis comme nécessaire ou désirable, nécessitant l'input de ressources économiques en tant que matières premières, mais avec l'éventuel rejet dans l'environnement de déchets "traités" sans effets futurs perturbateurs pour l'économie. La mise en place des centrales de traitement de lisier constitue des exemples pertinents de cette deuxième forme de contrôle de la pollution. En effet, pour réduire les émissions d'azote, le lisier de porc peut ainsi subir des traitements. Ce traitement des déchets engendre des "coûts" en termes de ressources économiques et réduit le potentiel de croissance de l'économie.

- Troisièmement, les processus de contrôle de la pollution peuvent requérir des inputs tirés de ressources environnementales rares utilisées comme inputs ailleurs dans l'économie. Le contrôle de la pollution impose ainsi un coût d'opportunité pour l'économie. Il s'agit, par exemple, de la surexploitation d'une nappe phréatique par des industries ou des agriculteurs…

- Quatrièmement, le traitement de déchets peut entraîner un coût d'opportunité déterminé sous la forme d'une dégradation d'un capital naturel ayant une valeur d'aménité *in situ*. L'exemple des marées "vertes" est représentatif de cette situation. Le ramassage des algues vertes, effectué par les collectivités locales, devient une nécessité par l'odeur nauséabonde qu'elles émettent et de la dégradation de nombreuses plages.

- Cinquièmement, des impacts en feedback incontrôlés (et généralement perturbateurs) du rejet des déchets issus de l'économie dans l'environnement peuvent survenir. L'exemple de la pollution maritime par le pétrole en est, malheureusement, en 1999, au large du Finistère, l'illustration. Le déversement du pétrole en mer a eu des répercussions incontrôlées sur le milieu écologique mais aussi sur l'économie de la région et sur le cadre de vie.

Dans cette sous-section nous explorons la question des "coûts environnementaux" de la pollution - c'est-à-dire les troisièmes et quatrièmes aspects vus ci-dessus. Le cas spécifique que nous envisageons correspond plutôt à celui dans lequel le rejet des déchets économiques a pour résultat la dégradation du capital naturel, c'est-à-dire la production agricole dégrade la qualité de l'eau.

§.2 CAPITAL NATUREL DEGRADE PAR LES DECHETS ECONOMIQUES.

Supposons maintenant que le processus économique n'utilise pas directement de capital naturel comme input de la production de la ressource 1, mais qu'il produit un déchet économique tels que les déjections animales ou les pesticides (ressource 2) comme sous-produit requérant une élimination. Supposons, comme précédemment, que le processus 3 aboutisse à une simple accumulation de ce capital naturel (ressource 3). Le trait distinctif est maintenant que

l'insertion du déchet économique (ressource 2) dans l'environnement entraîne la dégradation d'un certain niveau de capital naturel. Ceci est représenté dans le modèle par le processus 2, qui indique la transformation du déchet économique. Les trois premières lignes et colonnes des matrices techniques ont maintenant la forme **A** et **B** qui suit :

$$\begin{bmatrix} a_{11} & . & . \\ . & a_{22} & a_{23} \\ . & . & a_{33} \end{bmatrix} ; \begin{bmatrix} b_{11} & b_{12} & . \\ . & . & . \\ . & . & b_{33} \end{bmatrix} \qquad (6a)$$

Le traitement de la pollution (processus 2) élimine simplement une ressource *indésirable*, moyennant le coût de l'épuisement d'un certain capital naturel. Physiquement l'économie dépend du capital naturel. Nous pouvons en fait considérer l'économie (y compris le processus de traitement des déchets) comme *"non-fondamental"* et le processus du capital naturel comme *"fondamental"* dans l'esprit de la définition de Sraffa. Recherchons maintenant, pour un vecteur-prix aux valeurs non-nul pour les ressources 1, 2, et 3. Nous supposons toujours que le système de prix est apte à fournir un taux de rendement égalisé pour tous les processus.[11] Ainsi, les équations de valeur ont la forme suivante :

$$\mathbf{Ap}(1+\pi) = \mathbf{Bp}. \qquad (6b)$$

Notons que **p** est maintenant un vecteur colonne (3x1), puisque maintenant **A** et **B** sont des matrices (3x3). La matrice **B** des outputs est singulière, et par conséquent non inversible. **A** est non-singulière. Les équations de valeur peuvent être résolues en multipliant à gauche par la matrice $\mathbf{A}^{-1}$, recherchant ainsi des solutions propres à $\mathbf{[A^{-1}B]p} = (1+\pi)\mathbf{p}$.

Mathématiquement, il y aura trois solutions propres π - **p**. D'après la seconde ligne des équations (6b), nous obtenons: $[a_{22}p_2 + a_{23}p_3](1+\pi) = 0$. Les trois solutions sont associées à, respectivement :

$$\pi = -1 \; ; \; p_2 = p_3 = 0 \; ; \; a_{22}/a_{23} = -p_3/p_2$$

❑ Le cas $\pi = -1$ présente peu d'intérêt. Formellement nous obtenons $p_3 = 0$ et $p_2/p_1 = -b_{11}/b_{12}$.

Pour les deux autres solutions, le taux de profit d'équilibre est codéterminé avec les prix relatifs p_1/p_3.[12]

❑ Une solution est associée à une valeur du taux de croissance de $\pi_1 = g_1 = (b_{11} - a_{11})/a_{11}$, et pour vecteur prix nous pouvons écrire sous sa forme transposée) **p** = [1,0,0]. Cette solution signifie un régime de "don gratuit - rejet gratuit" pour l'économie. Le vecteur d'activité associé n'a des éléments strictement positifs que si le taux de croissance du capital naturel est $g_3 > g_1$. Si

[11] Nous lèverons cette hypothèse dans la sous-section suivante.

[12] Le vecteur d'activités correspondant est négatif, ce qui signifie la disparition du système.

cette condition est remplie, alors cette solution signifie que le capital naturel (ressource 3) s'accumule au taux g_1 plus faible que son propre taux de croissance dans le processus 3, et qu'il y a alors une croissance soutenable aussi bien du capital économique que du capital naturel. Mais si $g_3 < g_1$, le vecteur d'activité associé est négatif, et cette solution signifie une croissance économique non-soutenable.

- L'autre solution est associée à une valeur du taux de croissance de $\pi_3 = g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33}$, et donne des prix p_2 relatifs à p_1 et p_3 négatifs, ainsi que le vecteur $\mathbf{y} = [0, 0, 1]$ correspondant. Cette solution illustre la difficulté du maintien du processus 3 face à la pression exercée par l'économie. Le processus 3 ne peut croître sans limites au taux g_3 que si l'économie a une activité nulle.

En fait, on trouve dès à présent la question du rôle de ses solutions interprétées comme "des systèmes" de valeurs qui orientent les interactions entre l'économie (processus 1) et l'écosystème (processus 3). Les deux premières solutions privilégient une croissance économique, avec ou sans une prise en compte de l'impact sur l'environnement, la troisième solution met en avant la croissance écologique.

III.3.2 Systèmes de valeur : perspectives théoriques de domination et de réciprocité

Cette seconde sous-section est relative à la levée de l'hypothèse d'égalité des taux de rendements. En nous appuyant sur les taux de rendements des processus (et non des ressources), nous aborderons les conflits de pouvoir entre propriétaires des capitaux.

§.1 LES "PROPRIETAIRES" DES CAPITAUX ECONOMIQUES ET NATURELS

Afin de mettre en évidence les problèmes liés à la répartition des coûts et des bénéfices liés à telle ou telle alternative, nous faisons l'hypothèse que chacun des processus 1 et 3 représente une activité gérée par des intérêts distincts, chacun prétendant être propriétaire de ses propres "capitaux". Le processus 1 représente une économie agricole intensive et le processus 3, la ressource en eau *in situ*. Nous faisons l'hypothèse que cette ressource est gérée par les protecteurs de l'eau pure regroupés au sein de la *Société de Protection de l'Eau Pure* (SPEP).

Cette hypothèse est en fait un reflet de la réalité bretonne. En effet, deux optiques se confrontent quant au devenir de cette région : celle du lobby agri-agro-alimentaire et celle du lobby citoyen. La légitimité du lobby agricole, dont les revendications sont plus ou moins fortement exprimés repose sur le

développement de l'agriculture depuis la fin de la seconde guerre mondiale. Ce dernier a amené à une certaine cohésion autour de l'objectif de progrès au sein de la société bretonne engendré par le développement de l'agriculture. Ce lobby s'appuie donc sur son bilan et sur une forte mobilisation et une structuration du secteur agricole.

Regroupés au sein de collectifs, un ensemble d'associations se place en tant que contrepoids au lobby agri-agro-alimentaire. Il est composé de protecteurs de l'environnement, de citoyens, d'agriculteurs et de consommateurs… L'objectif est d'orienter le développement de la région en faisant apparaître de nouvelles attentes sociales. La légitimité de cette entité repose sur l'appui de la population locale et sur la prise en compte d'objectifs variés et non sectorielle dans le premier cas. Les messages émis reflètent certaines attentes d'acteurs sociaux divers de la société bretonne. La démarche se veut citoyenne, par la prise en compte des revendications de la région dans son ensemble et non seulement de la profession agricole.

La confrontation entre ces deux groupes sociaux se situe au niveau de la définition des objectifs à atteindre, quant aux méthodes à mettre en œuvre (refus des stations d'épuration et remise en cause des systèmes de production agricole), quant à l'influence au niveau politique (poids des élus issus du monde agricole dans les postes politiques, dans les conseils d'administration…).

A. Le lobby agricole et le bilan d'un demi siècle de développement agricole

Le lobby agricole est constitué de diverses entités qui reflètent différents modes de production : les producteurs porcins, avicoles, légumiers, laitiers… Largement intégré dans le système agro-industriel, et souvent proche des syndicats tels que la FNSEA (Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles), le CDJA…, ce lobby vise à préserver les intérêts de la profession agricole. Ce lobby se caractérise par une forte mobilisation – par exemple l'occupation de la sous-préfecture de Morlaix en 1961 ou celle du pont routier (Morlaix) en 1998 - et une forte influence sur les milieux politiques et économiques. Les récentes crises avicoles, porcines et légumières en 1999, ont de nouveau démontré le pouvoir de persuasion de ce lobby agricole qui s'est tourné vers une agriculture compétitive et mondiale (voir Canevet [1992]). Cela se traduit par une forte dépendance des marchés, une forte concurrence d'où une certaine fragilité qui est liée au choix de privilégier la production de masse au détriment de la production à forte valeur ajoutée et à la forte dépendance du complexe agro-industriel. Autre faiblesse de ce mode de production, l'impact sur l'environnement est important.

La légitimité de ce lobby repose sur le bilan de la transformation de l'activité agricole bretonne qui suscite pour certains agriculteurs, un sentiment de fierté. De manière synthétique, ce bilan s'établit comme suit.

Dominée, il y a moins d'un demi-siècle, par une polyculture de subsistance et considérée comme une région pauvre dotée d'une agriculture familiale archaïque, la Bretagne a vu s'édifier en l'espace d'une génération, un modèle de production intensif largement ouvert sur l'économie de marché et qui fournit 12% en valeur des livraisons totales de l'agriculture française sur seulement 5% de la surface agricole (Canevet [1992]). Après plus de trente années de croissance soutenue, cette région occupe une place de tout premier rang en Europe en production avicole, porcine et laitière. Son dynamisme, le réseau complexe de ses organisations professionnelles, la densité des établissements agro-alimentaires ont bouleversé le système de polyculture – élevage au profit d'un système agro-industriel.

Quelques chiffres sont révélateurs de l'importance de l'agriculture dans l'économie locale, puisqu'elle contribue pour 7,1% au produit intérieur brut régional et à 3,1% au niveau national. Les 61 300 exploitations agricoles de la région, bien que de taille modeste (29 hectares en moyenne en 1996), assurent 21% de la production nationale de lait, 56 % de celle des porcs, 31% de celle des veaux de boucherie, 47% de celle des poulets, 49% de celle des dindes, 75% de la production des choux-fleurs, 72 % de celle des artichauts et 36% de celle de pommes de terre primeurs. Accompagnant la croissance de l'agriculture, l'industrie agro-alimentaire est devenue un secteur fondamental de l'activité économique bretonne. La transformation des productions animales en assure la moitié du chiffre d'affaire.

La Bretagne est devenue la première région agricole de France. L'activité agricole bretonne se caractérise par une forte intégration dans l'économie de marché. Ceci se traduit d'une part, par l'importance des consommations intermédiaires (engrais, produits phytosanitaires…) et d'autre part, par la dépendance de la filière agricole aux fluctuations du marché. Le développement récent est marqué aussi par une concentration des moyens de production et un développement de certaines productions.

Tous les éléments traduisent une croissance quantitative forte de l'agriculture. La Bretagne apparaît comme fortement spécialisée dans la production animale. Canevet ([1992], p.26) précise que "*Malgré la présence des spécialisations végétales non négligeables et qui ont fait la réputation de la région, l'intensification animale est telle que depuis une quinzaine d'années les productions animales représentent toujours autour de 88% à 90% de la production agricole finale, alors qu'en moyenne nationale les productions végétales dominent légèrement*". Cette spécialisation repose sur quatre piliers, dont les deux majeurs sont les productions laitières et porcines, l'aviculture et la production de viande bovine, loin d'être négligeables, occupent une place moins prépondérante. Par conséquent, malgré les inflexions récentes provoquées par les quotas laitiers, les crises du porc, l'utilisation du sol en Bretagne reste pour environ 90% de la Surface Agricole Utilisable (SAU) consacrée à l'alimentation animale (maïs, prairies).

L'agriculture bretonne se distingue également par l'organisation de la profession. Le secteur coopératif y a acquis des positions considérables : 55% des fabrications d'aliment du bétail, 55% de l'abattage porcin, 45% de la transformation laitière… De même, les groupements de producteurs coordonnent la quasi-totalité de la production et de la mise en marché des filières porcines et légumières et ont imposé de nouveaux rapports de force au sein de ces branches, à travers les structures comme CERAFEL (Comité Economique Régional des Fruits Et Légumes) et les marchés au cadran.

La Bretagne est fortement imprégnée des transformations issues de ce mouvement de modernisation de la société. Face aux crises successives que connaît ce mode de production, le lobby agricole se réoriente afin de prendre en compte certaines attentes sociales (produits de qualité, préservation de l'environnement, maintien de l'emploi) sans en mettre en cause les fondements mêmes. Ces revendications restent cependant largement sectorielles bien que leurs partisans soulignent les liens existants entre le développement de ce secteur et celui de la région. Cette position est fortement contestée par différents groupes sociaux (associations de protection de l'environnement, de consommateurs, d'agriculteurs…).

B. La structuration d'un contre-pouvoir 'citoyen'

Ce contre-pouvoir s'est constitué à partir du rapprochement de différents mouvements touchant à des intérêts divers. Regroupés au sein d'associations ou de collectifs (Collectif Cohérence créé en 1998, Collectif Eau Pure créé en 1992), les protecteurs de la nature, les défenseurs des consommateurs, les agriculteurs et plus généralement les citoyens soucieux de la préservation de l'environnement soulignent l'incohérence des mesures mises en place pour lutter contre la dégradation de l'environnement, la nécessité de respecter les réglementations mais également, la nécessaire évolution des mentalités et des systèmes de production, en particulier agricole (voir Réseau Agriculture Durable [1998, 1999]). Tous s'accordent à dénoncer la faiblesse des programmes de restauration de la qualité de l'environnement et d'amélioration des pratiques agricoles, la légalisation d'extensions illégales de porcheries et l'incohérence des orientations des politiques environnementales (non-application de la directive nitrate dans son ensemble, faiblesse de l'application des MAE, détournement de la logique du PMPOA).

D'abord concernés par des problèmes locaux, certaines de ces associations ont élargit le champ de leurs actions et de leurs revendications. [13] Aujourd'hui, ce mouvement revendicatif constitue un réel contrepoids face au lobby de

[13] Par exemple, l'association Eaux et Rivières de Bretagne, anciennement Association de Protection du Saumon en Bretagne, qui avait été créée en 1969 pour sauvegarder le patrimoine que constitue le saumon est devenue une association de protection de l'environnement et de défense des consommateurs en 1989.

l'agriculture intensive et intervient dans le processus de décision, que ce soit au niveau de la définition des normes ou de la mise en œuvre d'actions.

Le retournement de situation auquel on a pu assister lors du procès de Guingamp (1996) est peut-être l'un des effets les plus visibles de cette montée en puissance. Touchant *seulement* 180 consommateurs, cette affaire a connu un retentissement médiatique au niveau national. C'était le premier pas vers une mise en cause du système actuel de gestion de l'eau. Il est important de souligner le rôle non négligeable des médias qui, par une information régulière, ont permis et une réelle prise de conscience de la part de la population locale. Diverses actions ont depuis lors vu le jour réunissant la population locale autour de thèmes aussi variés que la gestion de l'eau en Centre Bretagne (1998), les orientations de l'agriculture (rassemblement de Pontivy (1999)…).

Agissant tant au niveau de la sensibilisation des populations locales qu'aux niveaux juridique et politique (voir Tableau 3.3), ces acteurs agissent de manières variées.

ACTEURS	OBJECTIFS	MOYEN D'ACTION	Année
180 consommateurs de la ville de Guingamp	1er objectif : action contre la Lyonnaise des Eaux car non-respect des normes de potabilité 2ème objectif : Le retournement "concerté" de la Lyonnaise des Eaux contre l'Etat, car non-respect de la Directive "Nitrates" 3ème objectif : dénoncer les investissements pour traiter l'eau comme outils qui ne sont pas durables	1er objectif : Action judiciaire au niveau national 2ème objectif : action judiciaire au niveau européen 3ème objectif : dénonce l'augmentation de la facture d'eau- Médiatisation au niveau national - Le prix de l'eau - Rapport entre prix-qualité de l'eau Prise de conscience que l'eau est produite à partir des rivières La protection des rivières n'est pas seulement un objectif environnemental	1996
200 foyers de St Brieuc	a)Dénoncer l'attitude des pouvoirs publics face à une véritable politique de l'eau b)Inadéquation entre la hausse des prix et la baisse de qualité c)Faiblesses des aides accordées à l'agriculture respectueuse de l'environnement d)L'utilisation des redevances pour financer les PMPOA e)Refus du cycle pollution / dépollution f)Pour le principe de précaution en ce qui concerne les impacts de la dégradation de l'eau sur la santé	Non-paiement des montants correspondant à la redevance dans la facture d'eau	1996
Association de défense des consommateurs et de protection de l'environnement "Eaux et Rivières de Bretagne"	a)Prise de conscience au niveau de la population b)Eau potable et protection du milieu c)Techniques pour traiter l'eau d)Gestion du territoire (PMPOA) e)Hausse des factures d'eau	Au 1er janvier 1998, ERB compte à son actif : 45 décisions définitives, 67 procédures en cours, 71 délibérations du conseil d'administration relatives à des actions contentieuses	1996
Collectif Eau Pure, regroupant de nombreuses associations de défenseurs de la nature, d'agriculteurs, de consommateurs…	a)L'eau apparaît comme le liant autour d'une cause commune b)Eau potable et protection du milieu c)Techniques pour traiter l'eau d)Gestion du territoire (PMPOA) e)Hausse des factures d'eau	Actions de sensibilisation par voie de presse ou sous forme de manifestation, comme celle qui s'est déroulée à St Brieuc au cours de laquelle des milliers de bouteille ont été déposées devant la préfecture	1992
Collectif Cohérence, regroupant de nombreuses associations de défenseurs de la nature, d'agriculteurs, de consommateurs…	Prise de conscience de la dérive agricole et en matière de la politique de l'eau	Manifestations (à Pontivy en juin 1999)	1999

Tableau 3.3 : Vision synthétique d'actions de contestation face à la dégradation de la qualité des eaux en Bretagne

Il est à noter également la position particulière des industries de distribution d'eau qui ont fait évoluer leur stratégie face au problème de la dégradation de la qualité de l'eau. Accusées et condamnées pour avoir distribué une eau ne respectant pas les normes européennes, elles ont, en concertation avec certaines associations (*Eaux et Rivières de Bretagne*), porté en justice l'Etat français pour mauvaise transposition des réglementations européennes. Elles soulignent ainsi, les incohérences de la position de ce dernier qui favorise les actions

limitant les impacts de l'agriculture sur l'environnement, tout en ne mettant pas en cause ou en interdisant l'extension des certains élevages, en ne condamnant pas des agriculteurs qui se trouvent en situation illégale…

Ce mouvement contestataire affiche une légitimité reposant sur les revendications des différentes entités de la société. Cette démarche n'est donc pas sectorielle comme peut l'être celle du lobby agricole. Elle se veut citoyenne. On voit apparaître de nouvelle demande pour l'agriculture, en particulier pour l'occupation et l'entretien du milieu naturel (Beuret [1998], Delord & Lacombe [1992]). Le problème est double puisqu'il nécessite l'arbitrage entre l'exploitation des ressources de l'espace rural et sa préservation en tant qu'espace de vie. La gestion de la qualité de l'eau et le développement de l'agriculture en Bretagne sont directement liés du fait des interdépendances tant au niveau écologique que dans leur évolution. En fait, la concurrence entre les fonctions environnementales de l'eau et plus généralement de l'environnement est au cœur des conflits quant aux choix d'orientation du développement de la région Bretagne, en particulier de celle de l'agriculture.

§.2 Eléments de contestation des systèmes de valeur

Cette opposition entre différents groupes sociaux fait émerger des systèmes de valeur différents qui conduit à des orientations différentes en ce qui concerne le développement de l'agriculture et de la région. Au cœur de cette divergence d'opinion, trois thèmes principaux de désaccord au sein de la société bretonne ressortent :

1. Les orientations des politiques de restauration de la qualité de l'eau et plus généralement de l'environnement (par exemple, refus de la construction d'une usine de purification).
2. La dénonciation de certains agissements d'institutions étatiques (par exemple, légalisation d'extension illégale de porcheries, développement de porcheries dans des zones excédentaires, non-transposition par l'Etat français de la directive nitrate dans son ensemble).
3. L'existence de revendications quant au rôle joué par l'agriculture au sein de cette région (par exemple, importance de l'idée de terroir, produits agricoles de qualité…).

D'apparence indépendante, ces trois thèmes sont pourtant liés au mode de production agricole choisi. En effet, le système intensif actuellement développé en Bretagne repose sur une production de masse à des coûts faibles et à rendement élevé. Cette intensification a amené à remembrer les territoires, à modifier les paysages, à diminuer les emplois, à avoir des exploitations de plus en plus importantes… d'où une forte dépendance du marché, des banques, d'où

extensions illégales, pollution du fait des concentrations, crises du fait de la surproduction et l'ouverture des marchés. Le problème de la gestion des excédents a fait apparaître un certain laxisme de la part des autorités régionales et nationales. Pour régler le problème de la pollution, on installe des usines de dénitrification…

En réalité, le problème qui se pose est lié à un arbitrage quant à l'affectation ou non d'une partie de la croissance économique à l'épuration de l'eau ou à la mise en place de systèmes de limitation des déchets issus de l'activité économique. Une dimension sous-jacente est relative à l'importance de la prise en compte des systèmes écologiques, de la fourniture de biens et services environnementaux et de l'assurance de leur permanence. En d'autres termes, doit-on remplacer les cycles naturels par des "cycles artificiels" au prix d'une imputation de la croissance économique ? Est-ce la combinaison la plus efficace ?

Ce sont ces questions que nous abordons à travers le modèle de production jointe. L'économie agricole dépend, dans le modèle, totalement de l'obtention d'inputs de capital naturel. Les propriétaires de l'économie agricole peuvent, pour s'assurer une croissance de valeur positive ou au moins non-négative, compter sur une des deux stratégies suivantes : (i) la *force majeure* ou (ii) réussir à amener les protecteurs de l'eau pure de la SPEP à un usage modéré de la ressource 3 d'être utilisée au service de l'accumulation de capital économique.

La *force majeure* se passe d'explication. Il suppose un taux de profit $\pi_1 = g_1$, et $p_3 = 0$, c'est-à-dire, appropriation du capital naturel en tant que "don gratuit".

Supposons, cependant, que ce pillage total ne soit pas praticable. Comment les propriétaires de l'économie pourraient-ils alors s'assurer de la continuité de leurs moyens d'existence ? Une stratégie possible serait de fournir aux possesseurs du capital naturel une incitation à "se consacrer" au projet d'accumulation du capital économique, en leur offrant un prix positif pour leur capital naturel et un rendement positif pour leur investissement.

Le rapport des prix p_3/p_1 donné par l'équation (5) définit une *valeur d'échange* entre les deux ressources qui est compatible, avec un taux de rendement de λ_3 sur les inputs de chaque période, dans les deux processus**.**

- Pour $g_3 < g_1$, le rapport p_3/p_1 est positif. La signification de la solution λ_3 - **p** est alors que les propriétaires de l'économie (processus 1) ont les moyens d'offrir une compensation de p_3 par unité de ressource 3 à la SPEP tel que les deux parties obtiennent un taux de rendement de λ_3 sur les inputs respectifs de la production dans chaque période.

La SPEP sera progressivement amenée à participer à l'expansion de l'économie puisqu'elle possède des capitaux économiques issus du système de compensation. En même temps, le capital naturel est écarté du processus 3, et

seule une fraction de l'output du processus 3 de chaque période est retenue en tant qu'input dans la période suivante pour l'accumulation du capital naturel. Dans le cas où $g_1 > g_3$, cette fraction décroîtra progressivement, et en termes physiques, le régime d'activité implique la main mise des propriétaires de l'économie sur le capital naturel, jusqu'à une éventuelle extinction de ce dernier. De plus, l'économie s'effondrera dès que le capital naturel sera épuisé. La SPEP assiste, bien qu'une politique de pollueur-payeur ait été développée, à la disparition de l'actif qu'elle cherche à protéger.

Cette constatation concerne le cas de l'exploitation d'une ressource naturelle (de l'eau) par l'agriculture intensive. Dans le cas de la dégradation de l'eau par la pollution, la solution que nous avons obtenue dans la section III.2.1 pour $\pi_3 - \mathbf{p}$ peut être appliquée en tant qu'ensemble de "signaux différents". La première se réfère au renouvellement de l'eau. La seconde concerne le sentier d'accumulation économique.

En définitive, la situation représentée par le modèle peut être considérée comme une contestation du système de valeurs. En premier lieu, il y a contestation pour savoir lequel des régimes d'accumulation obtenus par les deux solutions distinctes π - **p** sera en vigueur :

- Ou bien la croissance économique, soutenable ou non soutenable, s'opère au taux π_1 reposant sur les "dons gratuits" du capital naturel ;

- Ou bien l'accumulation s'opère sans frein du capital naturel au taux π_3 avec une activité économique nulle.

En second lieu, comme l'a montrée l'interprétation du rapport $p_3/p_1 > 0$ en tant que compensation donnée aux propriétaires du capital naturel, il y a contestation sur la répartition des surplus de valeur qu'on peut obtenir pour que $\pi_3 < \pi_1$ sur toute la durée où l'accumulation (non soutenable) de capital économique persiste.

§.3 LUTTE POUR LE POUVOIR ET TAUX DE RENDEMENT INEGAUX

Les cas avec $g_1 > g_3$ illustrent particulièrement bien l'idée selon laquelle l'expansion des systèmes économiques entraîne souvent la dégradation des fonctions environnementales plus ou moins uniques La résolution de tels conflits peut prendre plusieurs formes. La première, déjà mentionnée, est la simple domination et l'appropriation. Cette forme représente, en fait, le modèle d'exploitation par l'économie de son environnement. La seconde, suggérée dans les exemples ci-dessus par l'interprétation d'un régime de compensation. Bien que cette idée puisse déboucher sur de nouvelles opportunités - représentées ici par l'opportunité d'acquérir la propriété de capital économique par la SPEP -, il

existe néanmoins une profonde perturbation d'une source externe qui, à première vue, menace l'intégrité et l'autonomie du capital naturel.

Au sens large, aussi bien la définition de ce que pourrait être le système de valeurs en vigueur, que la répartition d'une valeur de "surplus" définie dans les termes de ce système, dépendront du processus politique. Différents équilibres de pouvoir détermineront non seulement les taux de rendement et les niveaux de rémunération obtenus par les propriétaires des processus en question, mais aussi la simple existence et viabilité ou la non-viabilité de processus écologiques. En général, les résultats de ce processus politique resteront quelque peu indéterminés et constitueront la preuve évidente de l'existence de systèmes de valeurs se recoupant totalement ou partiellement. L'égalisation du profit est le résultat le moins plausible d'une telle lutte pour le pouvoir, et supposer celle-ci obscurcit le conflit sous-jacent. Voyons donc maintenant les moyens de relâcher cette hypothèse.

Une des manières de procéder consiste à supposer l'existence de taux de rendement différents pour chacune des ressources distinctes, en supposant par exemple qu'elles sont contrôlées par des classes distinctes de propriétaires en conflit sur les ressources qu'ils tirent des divers processus. Une telle approche est la marque des analyses néo-ricardiennes des *conflits de répartition* entre classes - portant sur les niveaux de salaires, les taux de profit et les rentes du sol. Une généralisation de cette notion est proposée, sous forme d'un modèle algébrique, par Perrings ([1987], p.70). Le degré élevé de complémentarité entre les ressources que cela suppose signifie qu'il n'existe aucun mécanisme pour assurer l'égalisation des rendements de tous les facteurs, et (ibid.) :

".... si nous admettons qu'il existent des classes de propriétaires institutionnellement distinctes faisant l'avance des inputs dans un système reposant sur la propriété privée des moyens de production, et si nous supposons qu'il y a une substituabilité strictement limitée entre les inputs, alors il existera autant de variables de répartition qu'il y a de classes."

Cette idée peut être incorporée dans l'ensemble des équations de valeur en définissant une matrice des taux de rendement. Soit $\mathbf{\Pi}$ la matrice diagonale aux éléments non-nuls r_1, r_2, ..., r_N le long de la diagonale principale. Alors, si **I** est la matrice identité, nous pouvons écrire les équations de valeurs : $\mathbf{A (I + \Pi) p} = \mathbf{B p}$. La matrice $\mathbf{(I + \Pi)}$ pré-multiplie le vecteur des prix, et relie ainsi le $j^{\text{ème}}$ taux de rendement r_j à la $j^{\text{ème}}$ ressource.

Une autre option, qui reflète une conception différente de la structure de pouvoir, consiste à supposer que des taux de rendements différents existent pour chacun des sous-ensembles de processus de production. Dans ce cas la non-égalisation des rendements est établie non pas entre les ressources, mais soit entre des ensembles distincts de processus. Ces derniers incorporent des valeurs d'usage différentes pour les groupes de propriétaires respectifs. Ou soit ils se situent dans des relations de pouvoir asymétriques les uns vis à vis des

autres. Ceci nous amène non pas à considérer la ressource en tant que telle mais la valorisation de la relation ou du processus que cette dernière engendre. Dans ce cas, nous pouvons proposer d'écrire les équations de valeurs sous la forme :

$$\mathbf{(I + \Pi)\, A\, p} = \mathbf{B\, p}\ . \qquad (7)$$

La matrice **(I + Π)** pré-multiplie la matrice des coefficients d'inputs, et relie ainsi r_i au $i^{ème}$ processus. Ceci signifie l'existence de taux inégaux d'accumulation de valeur entre processus ou groupes de processus. Nous nous référerons à cette seconde optique par la suite. A partir d'un exemple mettant en scène un système de compensation des dommages environnementaux engendrés par l'activité agricole, nous identifierons les alternatives qu'il est possible de mettre en œuvre.

§.4 UN EXEMPLE DE PARAMETRISATION DE LA PSEUDO-COMPENSATION[14]

Il s'agit ici de lever l'hypothèse d'égalité des taux de rendement. Pour ce faire, on pré-multiplie la matrice A par (I + Π) dans l'équation (7). Il en découle deux équations :

$$(1 + r_1)\,[a_{11}\, p_1 + a_{13}\, p_3] = b_{11}\, p_1 \qquad (8a)$$

$$(1 + r_3)\,[a_{33}\, p_3] = b_{33}\, p_3 \qquad (8b)$$

Deux possibilités sont envisageables : soit $p_3 = 0$; soit $r_3 = \pi_3$

A partir de l'équation (8a), et en supposant que $p_3 = 0$, nous avons :

$$p_3 / p_1 = b_{11} / a_{13} - (1 + r_1)\, a_{11} / a_{13}$$

Cela signifie que lorsque que le taux de rendement s'élève dans l'économie, le prix relatif du capital naturel diminue. Dans les situations où les deux processus opèrent, il est possible d'imaginer que p_3 / p_1 ou r_1 représente un indicateur de la pression exercée par les propriétaires de l'activité économique sur le SPEP ou *vice versa.* Nous pouvons distinguer trois cas :

- Si $r_1 = r_3 = \pi_3$ correspond à une situation "équitable". Si $\pi_3 < \pi_3$, le rapport des prix p_3 / p_1 est positif. On revient à la situation où nous assistons à une accumulation de la valeur non soutenable pour laquelle la SPEP recevra une compensation tant que la ressource n'est pas épuisée.
- Si $r_1 < r_3 = \pi_3$ (p_3 / p_1 s'élève) cela signifie que l'économie verse une forte somme pour obtenir le capital naturel nécessaire à son fonctionnement. Bien que la SPEP en vient à posséder une part plus importante du capital économique que celle de la situation précédente, il n'est pas évident que l'impact sur le capital naturel diminue pour autant.

[14] Une présentation détaillée se trouve dans Douguet, Noël & O'Connor [2000].

- Si p_3/p_1 tend vers 0, c'est-à-dire que l'on a $r_1 = \pi_1$, le capital naturel est considéré comme un "don gratuit" au sens où la SPEP se fait déposséder du capital naturel sans obtenir de pouvoir d'achat en contre partie.

L'introduction du processus 2 et du bien 2 - relatifs au traitement des déchets issus du processus de production - dans l'analyse nous a permis de mettre en évidence les implications de politiques privilégiant la croissance économique d'une part et, d'autre part, une croissance écologique. La prochaine étape de notre analyse à partir d'un modèle de production jointe se caractérise par l'introduction du processus 4 et du bien 4 (épuration de l'eau).

III.1 IDENTIFICATION DES FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES 69

III.1.1 LA FONCTION ENVIRONNEMENTALE 'SOURCE' DE L'EAU 69
III.1.2 LA FONCTION ENVIRONNEMENTALE 'PUITS' 70
§.1 Les indicateurs de pression azotée 71
§.2 Les indicateurs de pression par les pesticides 72
III.2.3 LA FONCTION ENVIRONNEMENTALE 'ÉQUILIBRE DES ÉCOSYSTÈMES' 74
III.2.4 LA CONTRIBUTION DE L'EAU À LA SANTÉ ET AU BIEN-ÊTRE HUMAINS 75

III.2 ANALYSE DE LA SITUATION EN BRETAGNE À PARTIR DU CADRE CONCEPTUEL D'UN MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE 78

III.2.1 LE CONCEPT ET LA STRUCTURE DU MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE 78
§.1 Les objectifs du modèle de production jointe 78
§.2 Les hypothèses du modèle de production jointe 80
§.3 Eléments de résolution du modèle de production jointe 81
§.4 Un modèle à quatre processus et quatre ressources 83
III.2.2 EXEMPLE SIMPLIFIÉ DES SENTIERS D'ÉVOLUTION D'UNE ÉCONOMIE 85
§.1 Un modèle d'économie "non fondamentale" 86
§.2 Croissance maximale de l'économie : taux de croissance $\pi_1 = g_1$ 87
§.3 Croissance maximale du capital naturel (renouvellement de l'eau) : taux de croissance $g_3 = \pi_3$. 89

III.3 LE MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE APPLIQUÉ À LA DÉGRADATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET AUX CONFLITS DES SYSTÈMES DE VALEUR 91

III.3.1 CAPITAL NATUREL DÉGRADÉ ET TRAITEMENT DES DÉCHETS 91
§.1 Les différentes formes de traitement de l'élimination de la pollution 91
§.2 Capital naturel dégradé par les déchets économiques. 92
III.3.2 SYSTÈMES DE VALEUR : PERSPECTIVES THÉORIQUES DE DOMINATION ET DE RÉCIPROCITÉ 94
§.1 Les "propriétaires" des capitaux économiques et naturels 94
§.2 Eléments de contestation des systèmes de valeur 100
§.3 Lutte pour le pouvoir et taux de rendement inégaux 102
§.4 Un exemple de paramétrisation de la pseudo-compensation 104

CHAPITRE IV :

CONCEPTUALISATION DU PROBLEME DE LA SOUTENABILITE FORTE EN BRETAGNE

L'agriculture intensive qui a caractérisé le "miracle breton" pendant 40 ans, s'est révélée peu soucieuse d'une "insertion dans les cycles de la biosphère" (Passet [1979]), s'apparentant davantage à une logique de prédation au sens où elle a exploité les ressources naturelles. En nous appuyant sur le formalisme de la production jointe développée par O'Connor [1993a, 1996], nous attirons l'attention sur l'importance du "mode de régulation" qui définira le sens de l'interaction entre les secteurs économiques productifs d'une part, et les secteurs "écologiques", d'autre part.

Dans ce chapitre, nous introduisons le quatrième processus – l'épuration de l'eau - et le quatrième bien - l'eau de qualité - (voir Section IV.1). Cela nous permet d'envisager la coexistence d'une variété de seuils ou de normes environnementales et qui se réfèrent à des échelles différentes.[1]

Notre démarche repose sur la notion de capital naturel critique, c'est-à-dire sur l'existence d'une impossibilité de substitution de certaines fonctions environnementales de l'eau. La notion de critique se réfère non pas seulement à l'atteinte de seuils écologiques mais à une situation dans laquelle se combine trois éléments : la perte ou le risque de perte de certaines fonctions environnementales, la contingence socio-économique qui doit être économiquement viable et la non-acceptation sociale de cette perte.

Confronté à un capital naturel jugé "critique", l'exigence du développement durable au sens "fort" sera de viser une coexistence (ou développement *symbiotique*) entre secteurs économiques et environnementaux. Nous mettons ainsi en évidence que, avant de pouvoir parler de la "valeur" ou de "l'évaluation" d'une composante ou d'un service fourni par le capital naturel, il faut préciser le "régime" ou le "système de valeurs" dans et pour lequel cette évaluation aura lieu. Nous distinguerons deux "types idéaux" de systèmes de valeurs :

- La domination (de la logique économique ou écologique) d'une part ;
- La symbiose et l'interdépendance réciproque (coexistence des deux logiques) d'autre part.

Il est bien évident que ces deux cas extrêmes ne constituent que des repères permettant de mettre en exergue les logiques sous-jacentes. Cette typologie nous aidera à évaluer les propositions de politiques en Bretagne (voir Section IV.2).

[1] Par exemple, on parle de capacité de charge pour un écosystème (Odum [1960], Rennings & Wiggering [1997]), de résilience (Holling [1973]), de seuil minimum de sauvegarde (Ciriacy-Wantrup [1952], Bishop [1978], Crowards [1998, 1999]), d'empreinte écologique (Rees & Wackernagel [1999])…

IV.1 Application de l'analyse de la production jointe à la situation en Bretagne

En introduisant le quatrième processus et le quatrième bien, nous élargissons l'analyse de la production jointe au domaine de l'eau de qualité et de traitement d'épuration. A partir d'un exemple numérique, nous envisagerons les solutions et leurs implications en termes de croissance économique et de renouvellement du capital naturel.

IV.1.1 Elargissement du modèle de production jointe

Nous reprendrons ici la structure similaire à celle proposée dans la section IV.1.1.4 afin d'introduire le quatrième processus dans l'analyse. Nous nous appuierons sur les résultats d'un exemple numérique pour mettre en évidence différentes perspectives de politiques (voir Douguet, Noël, O'Connor [2000]).

§.1 L'INTRODUCTION D'UN QUATRIEME PROCESSUS ET D'UN QUATRIEME BIEN

Nous allons maintenant replacer les considérations des Sections III.2 et III.3 à l'intérieur d'un modèle légèrement plus large du fait de l'introduction du quatrième processus et du quatrième bien. Considérons le schéma (4x4) ci-dessous. Soit **A**, **B** :

$$\begin{bmatrix} a_{11} & . & a_{11} & . \\ . & a_{22} & a_{23} & . \\ . & . & a_{33} & . \\ a_{41} & . & . & a_{44} \end{bmatrix} \qquad \begin{bmatrix} b_{11} & b_{12} & . & . \\ . & . & . & b_{24} \\ . & . & b_{33} & . \\ . & . & b_{43} & b_{44} \end{bmatrix} \qquad (10)$$

Ce schéma intègre les deux formes de prélèvement sur le capital naturel par l'économie : en tant que matière primaire pour la production économique et en tant que lieu de décharge des déchets de l'économie. Ce modèle explicite également la dégradation de l'eau pure mais aussi son épuration.

- La ligne supérieure représente une technologie pour augmenter un "capital économique" (ressource 1) avec un taux de croissance potentiel de $g_1 = (b_{11} - a_{11}) / a_{11}$ par période, utilisant une ressource naturelle (ressource 3, l'eau de bonne qualité), tout en produisant un surplus de "déchets économiques" (ressource 2).
- Le deuxième processus indique la dégradation de l'eau de bonne qualité par la réception de déchets, en produisant une "eau dégradée" (ressource 4).

- Le troisième processus permet à la ressource non renouvelable d'être reproduite *in situ* avec un taux de renouvellement de $g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33}$.
- Le quatrième processus peut prendre diverses significations. Si nous établissons que les seuls éléments non nuls sont le a_{44} et b_{44}, le processus autorise la reproduction *in situ* de l'eau dégradée (dans ce cas, $a_{44} = b_{44}$ pour simplifier). Si, en revanche, nous établissons les éléments a_{41} et b_{43} comme non nuls, une activité d'épuration de l'eau dégradée est possible mais nécessite l'engagement du capital économique.

La forme des solutions pour les régimes d'activité équilibrée et pour les vecteurs de prix dépend sensiblement des hypothèses sur les éléments non nuls dans le quatrième processus.

Prenons par exemple un cas proche de nos exemples précédents: soit $a_{44} = b_{44} > 0$ et $a_{41} = b_{43} = 0$, comme processus de reproduction *in situ* de l'eau dégradée. Le système a pour solution de l'équation (1) :

- $\pi_1 = g_1 = (b_{11} - a_{11}) / a_{11}$, avec un vecteur-prix (en transposé), $\mathbf{p}$ = [1, 0, 0, 0]
- $\pi_3 = g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33}$, avec un vecteur d'activité $\mathbf{y}$ = [0, 0, 1, 0]
- $\pi_4 = g_4 = (b_{44} - a_{44}) / a_{33} = 0$, avec un vecteur d'activité $\mathbf{y}$ = [0, 0, 0, 1]

§.2 APPLICATION DU MODELE A QUATRE PROCESSUS ET A QUATRE BIENS A UN EXEMPLE NUMERIQUE

Il s'agit dans ce point d'envisager, à partir d'un exemple numérique les évolutions possibles d'une économie et d'un système écologique caractérisé par les matrices (4x4), **A**, **B** suivantes (pour plus de détails voir Douguet, Noël, O'Connor [2000]) :

$$\begin{bmatrix} 3 & 0 & 4 & 0 \\ 0 & 2 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \longrightarrow \begin{bmatrix} 6 & 2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 3 \\ 0 & 0 & 3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix}$$

La ligne supérieure représente une technologie pour augmenter un "capital économique" (ressource 1) avec un taux de croissance potentiel de 100% par période. Le deuxième processus indique la dégradation de l'eau de bonne qualité par la réception de déchets, en produisant une "eau dégradée" (ressource 4). Le troisième processus permet à l'eau pure d'être renouvelée *in situ*, avec un taux de croissance de 50% par période. Le quatrième processus autorise la reproduction *in situ* de l'eau dégradée.

A partir de cet exemple, il est possible de noter que $g_3 < g_1$. La signification des deux solutions est la suivante :

- Pour $\pi_1 = g_1 = (b_{11} - a_{11}) / a_{11} = 100\%$, avec les prix (en transposé), $\mathbf{p} = [\ 1, 0, 0, 0\ ]$

En choisissant un vecteur d'activité initiale arbitraire, désigné $\mathbf{y}(T=0)$, le sentier d'accumulation du capital économique (ressource 1) se fera à un taux de 100% par période. Ce qui signifie que l'épuisement de l'eau de bonne qualité se réalisera de plus en plus rapidement et que l'accumulation de l'eau dégradée à un taux approche asymptotiquement de 100%.[2] Quand l'eau de bonne qualité sera épuisée, l'accumulation économique s'arrêtera. Aucun sentier temporel soutenable n'est praticable à long terme pour une activité économique non nulle. En d'autres termes, les gestionnaires de l'économie considèrent l'eau pure comme ayant un prix nul et les déchets comme un bien en excédent dont le stockage est libre et se réalise à coût nul. Cette activité connaît donc une croissance avec un taux de profit de 100% tant que dure l'accumulation.

- Pour $\pi_3 = g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33} = 50\%$, avec un vecteur d'activité $\mathbf{y} = [\ 0, 0, 1, 0\ ]$

Le vecteur d'activité signale la possibilité du renouvellement *in situ* de l'eau. Si cependant, on suppose, à la place d'une croissance "équilibrée" du seul processus 3. Le vecteur-prix $\mathbf{p}$ correspond alors à $\pi_3 = 50\%$. Il représentera exactement ce qui est nécessaire à l'égalisation du taux de rendement ($\pi_3 = 50\%$) pour tous les inputs dans les processus d'accumulation — les processus économiques et le processus de renouvellement de l'eau — pendant chaque période.

Le vecteur propre pour $\mathbf{p}$ associé à $\pi_3 = 50\%$ est : $(p_1, p_2, p_3, p_4) = (16, -3, 3, 0)$. L'interprétation de $p_3 / p_1 = 3/16$ est la suivante. Les propriétaires du capital économique abandonnent 3/16 d'une unité de capital économique en échange de chaque unité de l'eau dont ils ont besoin pour leur production et pour le rejet de leurs déchets. La propriété de ce capital économique passe alors aux propriétaires du capital naturel, la SPEP. En effet celle-ci accepte ce montant en paiement pour la dégradation d'une unité de l'eau provoquée par les prélèvements ou par le rejet de la part des propriétaires des déchets économiques.

De même, le résultat $p_2 = -p_3$ signifie que les propriétaires du capital économique intègrent dans leurs calculs l'obligation de payer le prix d'une unité d'eau pour chaque unité de déchet éliminé par le processus 2. La SPEP renonce, pour chaque unité de déchet économique rejetée, à exactement une unité de l'eau, mais acquièrent en échange le revenu qui les permet d'acquérir la propriété de 3/16 unités de capital économique.

[2] Rappelons que, si $\mathbf{A}$ est inversible, nous pouvons écrire l'équation (2) : $\mathbf{y}(T + 1) = \mathbf{y}(T)\mathbf{B}\mathbf{A}^{-1}$, et les sentiers temporels praticables pour l'ensemble sont limités aux solutions non négatives pour une séquence $\mathbf{y}(T)$, $\mathbf{y}(T+1)$,..., satisfaisant les équations (2) pour $\mathbf{A}$ et $\mathbf{B}$ donnés.

Etant donné que ce régime d'accumulation de valeur est non-soutenable, le fait d'accepter une "compensation" ou une "incitation" pour la fourniture de capital naturel à l'économie (représenté ici par le rapport p_3/p_1 positif) peut être interprété comme un compromis ou une coercition exercée par les propriétaires du capital économique sur la SPEP.

IV.1.2 La non égalisation des taux de rendement et l'inadéquation de l'amélioration de l'efficacité écologique

En levant l'hypothèse d'égalisation des taux de rendement, nous cherchons à mettre en évidence les différentes perspectives des groupes de propriétaires. Parmi les stratégies développées, celles relatives à l'amélioration de l'efficacité écologique des techniques seront ensuite présentées. En effet, ce type de solution est envisagé en Bretagne (traitement du lisier, épuration de l'eau).

§.1 LA NON EGALISATION DES TAUX DE RENDEMENT

Nous levons l'hypothèse de taux de rendement égalisés pour l'ensemble des processus. La démarche analytique est donc la suivante. La matrice **(I+Π)** pré-multipliant **A** dans l'équation (7) est ici de format (4x4) avec des éléments diagonaux ($1+ r_1$, $1+r_2$, $1+r_3$, $1+r_4$). Nous supposons que les propriétaires du capital économique se trouvent dans l'obligation de traiter leurs déchets. Le processus 2 s'opère avec un taux de rendement identique au taux obtenu dans l'économie : $r_2 = r_1$. En développant, les équations de valeurs sont :

$$(1 + r_1)\,[3\,p_1 + 2\,p_3] = 6\,p_1 + 2\,p_2 \qquad (11a)$$

$$(1 + r_1)\,[2\,p_2 + 2\,p_3] = 2\,p_4 \qquad (11b)$$

$$(1 + r_3)\,[2\,p_3] = 3\,p_3 \qquad (11c)$$

$$(1 + r_4)\,[1p_4] = 1p_4 \qquad (11d)$$

A partir de l'équation (11d), nous avons, soit (i) $r_4 = 0$, soit (ii) $p_4 = 0$. Faisant l'hypothèse que personne ne s'intéresse à l'eau irréversiblement contaminée, nous adoptons $p_4 = 0$.

A partir de l'équation (11b), nous obtenons, comme dans les cas précédents, $(1+r_1)\,[2\,p_2 + 2\,p_3] = 0$, qui établi la "compensation" à payer par les pollueurs pour avoir contaminé l'eau pure : $p_2 = -p_3$.

A partir de l'équation (11c) nous avons soit (i) $p_3 = 0$, soit (ii) $r_3 = 50\% = \pi_3$, le taux de renouvellement du capital naturel dans le processus 3. Puisqu'il s'agit d'une question de prix relatif, nous supposons qu'en général, $p_3 \neq 0$. A partir de l'équation (11a), nous substituons $p_2 = -p_3$ et obtenons :

$$(1+r_1)\,3\,p_1 + (1+r_1)\,2\,p_3 = 6\,p_1 - 2\,p_3$$

$$\Rightarrow (1+r_1)\,2\,p_3 + 2\,p_3 = 6\,p_1 - (1+r_1)\,3\,p_1$$

$$\Rightarrow 2(2+r_1)\,p_3 = 3(1-r_1)\,p_1$$

En réarrangeant et en supposant toujours que $p_3 \neq 0$, nous avons la relation entre le taux de rendement r_1 dans le processus 1 et les prix relatifs p_3/p_1 :

$$p_3/p_1 = 3(1-r_1) \,/\, 2(3+2r_1) \qquad (12)$$

Bien que la relation ne soit pas linéaire lorsque le taux de rendement r_1 s'élève dans l'économie, le prix relatif du capital naturel diminue. Dans les situations où les quatre processus opèrent, le r_1 et le p_3/p_1 sont des indicateurs de l'intensité de la domination exercée par les propriétaires du capital économique (qui revendique l'expansion économique) sur la SPEP (les défenseurs de l'eau pure), ou *vice versa.*

- Le cas où $r_1 = r_3 = \pi_3 = 50\%$ est notre point de référence comme taux de rendement "équitable". L'équation (12) nous indique que dans le cas où les prix relatifs sont $p_3/p_1 = 3/16$, nous obtiendrons le résultat d'une accumulation de valeur non soutenable avec une participation "équitable" des défenseurs de l'eau aux avantages de l'accumulation économique jusqu'à l'épuisement de l'eau.

- Si nous amenons les prix relatifs p_3/p_1 à un niveau plus élevé que ce niveau "équitable", le taux de rendement de l'économie r_1 se situe en-dessous du niveau $r_3 = \pi_3 = 50\%$. Ceci signalerait qu'une lourde prime est payée par ceux qui ont besoin d'obtenir le capital naturel nécessaire à l'accumulation économique. Les défenseurs de l'eau qui la vendent en tant qu'input ou en tant que *puits* pour les déchets aux propriétaires du capital économique en viendront à le posséder à un taux plus élevé que dans la situation "équitable" ; mais ceci ne diminue en rien l'impact de l'éventuelle diminution du capital naturel.

- Si, à l'inverse, nous faisons tendre le prix relatif du capital naturel $p_3/p_1 \to 0$, nous nous déplaçons vers la situation limite où $r_1 \to 1$, c'est-à-dire, $r_1 \to \pi_1$ (le taux de croissance du capital économique dans le premier processus). C'est précisément la solution de "don gratuit de la nature" dans laquelle les défenseurs de l'eau pure sont dépossédés de leur capital naturel sans obtenir en contre partie un pouvoir d'achat.

Le régime de pollueur-payeur s'avère en réalité bien ambigu. D'une part, plus que le prix relatifs p_3/p_1 s'élève, moins que l'activité économique reste rentable

(ce que provoquera sans doute les manifestations). D'autre part, l'existence d'un prix pour l'eau n'empêche pas la diminution du capital naturel.

§.2 L'INADEQUATION DE L'AMELIORATION DE L'EFFICACITE ECOLOGIQUE

Il s'agit dans ce point de montrer les limites de l'efficacité écologique (ou environnementale) de diverses techniques. Par ce biais, nous montrons les limites des raisonnements reposant sur le développement de moyens de dépollution comme issue au problème de soutenabilité.

Le processus 3 n'a pas été changé et l'eau peut donc se régénérer. Dans le deuxième processus, nous introduisons un changement de coefficient — une réduction de grandeur pour l'élément a_{23} (et vraisemblablement pour l'élément b_{24}), ce qui signifie que la décharge des déchets pollue moins l'eau de bonne qualité. Nous introduisons également un changement de coefficient dans le premier processus — une réduction de grandeur pour l'élément b_{12}. Cela signifie que le processus économique génère moins de déchets par unité de produit économique. Le quatrième processus, le puits pour les eaux dégradées, n'est pas modifié.

Concernant les processus de production économique et de décharge, il s'agit des changements techniques dont le sens est d'une augmentation de "l'efficacité écologique" — cette dernière mesurée en termes d'impact sur l'environnement par unité de produit économique. Pour un exemple numérique, soit **A**, **B** (pour plus de détails voir Douguet, Noël, O'Connor [2000]) :

$$\begin{bmatrix} 3 & 0 & 4 & 0 \\ 0 & 2 & \mathbf{1} & 0 \\ 0 & 0 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 4 \end{bmatrix} \longrightarrow \begin{bmatrix} 6 & \mathbf{1} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \mathbf{1} \\ 0 & 0 & 3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 4 \end{bmatrix}$$

Les valeurs-propre pour les équations de croissance et de rendement équilibré se sont pas changés et nous savons donc :

- Pour $\pi_1 = g_1 = (b_{11} - a_{11}) / a_{11} = 100\%$, avec les prix (en transposé), $\mathbf{p} = [\,1, 0, 0, 0\,]$
- Pour $\pi_3 = g_3 = (b_{33} - a_{33}) / a_{33} = 50\%$, avec un vecteur d'activité $\mathbf{y} = [\,0, 0, 1, 0\,]$

Pour ce dernier, le cas où $\pi_3 = 50\%$, nous obtenons pour le vecteur de prix **p**, en transpose, $[p_1, p_2, p_3, p_4] = [\,13, -3/2, 3, 0\,]$.

Si les grandeurs relatives ont changé par rapport à l'exemple précédent, les signes relatifs restent invariants. Nous observons que $p_2 = -½\, p_3$, ce qui correspond à l'idée que les déchets sont devenus, par unité, moins nuisible pour la ressource en eau. Mais, nous obtenons aussi le résultat de $p_3 / p_1 = 3/13$. Cette situation signale que l'eau a plus de valeur (par rapport au capital économique)

que dans l'exemple précédent.[3] Malgré l'amélioration d'efficacité écologique, aucune activité économique durable n'est permise. Fournir un "prix pour l'utilisation de l'eau" dans ces conditions (et ce, avec ou sans souci pour une amélioration d'efficacité écologique), ne constitue en aucun cas un instrument politique adapté aux objectives d'un développement durable.

§.3 LA REALITE DES POLITIQUES PROPOSEES EN BRETAGNE

La mise en œuvre de ce type de politique au-delà de leur efficacité, pose un certain nombre de questionnements. Ainsi, dans le domaine de l'eau, un système de redevances des agences de l'eau a été développé dans le cadre de la loi sur l'eau de 1964. Deux types de redevances ont été distingués : l'un directement lié à la consommation ou au prélèvement d'eau, l'autre reposant sur les pollutions induites par diverses activités (industries, agriculture…).[4] Ce système a connu de nombreuses évolutions. Dans le rapport du Commissariat au Plan [1997], le caractère mutualiste du système de redevances y est souligné. En d'autres termes, ce n'est pas le principe de pollueur-payeur qui est réellement en place mais celui de pollueur-sociétaire, c'est-à-dire que les pollueurs, bien qu'ils doivent s'acquitter d'une redevance, bénéficient d'un système d'aides (d'un montant relativement équivalent aux redevances) pour financer les activités de dépollution, les pollués n'obtenant en aucun cas un dédommagement. De plus, la profession agricole bénéficiait d'une dérogation afin de ne pas payer la redevance jusqu'en 1998. Ce qui fait que le financement des activités de dépollution dépendait à 80% des redevances payées par les ménages, à 19% par les industries et pour seulement 1% par l'agriculture.

De même, la mise en place de ces outils n'est pas toujours des plus évidentes. Dans le domaine agricole, la mise en œuvre d'un système de taxation des engrais est actuellement en cours d'étude en France. Ce système a déjà été développé dans certains pays européens (Finlande, Suède, Autriche…). La taxation porterait non pas sur l'ensemble des engrais consommés mais sur la base d'un bilan global au niveau de l'exploitation, car seul le surplus d'azote est nocif pour l'environnement. Cependant, le surplus n'est pas directement observable. Il nécessite l'établissement d'un bilan-matières qui requiert des données sur les quantités d'azote consommées, sur les différentes cultures pratiquées et sur les rendements. Les coûts administratifs (établissement du bilan-matières, contrôle…) sont alors multiples.

En d'autres termes, la mise en place du principe de pollueur-payeur connaît des difficultés quant à sa mise en œuvre et à son application. Ce constat est similaire

[3] Nous sommes amenés à remarquer qu'un prix qui représente une " valeur d'échange " n'est pas forcement fidèle à la notion de valeur d'usage et que la question "utilisation par qui et dans quel but" est peut-être primordial.

[4] Ces redevances drainent un montant de 7,1 milliards de francs en Bretagne répartis en aides à la dépollution pour 6,4 milliards et en aides à la ressource pour 1,34 milliards.

pour le système réglementaire qui peut s'avérer difficilement à appliquer. Nous citerons à titre d'exemple le non-respect de la législation par certaines institutions.

L'association "Eaux et Rivières de Bretagne" a saisi en 1992 la Commission européenne en déposant une plainte contre l'Etat français pour transposition défectueuse de la directive n°80/778/CEE relative à la qualité des eux destinées à la consommation humaine.[5] L'avis motivé de la Commission européenne, dernière étape de la procédure avant saisine de la Cour européenne de Justice, stipule "*qu'en ne prenant pas les dispositions nécessaires pour rétablir la qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eaux alimentaires, la France a manqué aux obligations qui lui incombaient*". On retrouve ici les effets de l'influence de groupes de pression qui amène l'Etat à retarder la mise en œuvre des politiques et à manquer à ces obligations. Au niveau régional, cela s'est traduit par des autorisations de développement d'exploitations dans des zones fortement azotées.

Que ce soit pour des motifs de préservation de l'emploi ou d'influence politique, cette attitude remet en cause les résultats et les espérances placées dans le système réglementaire. Ainsi, bien qu'une réglementation existe, le manque de motivation pour l'appliquer et le maintien d'orientation politique contradictoire diminuent la performance de ce programme *Bretagne Eau Pure* visant à respecter les réglementations.

Bien que les outils économiques envisageaient le développement de solutions reposant sur des évolutions techniques (subventions dans le cadre du PMPOA…), sur une meilleure information des agriculteurs et des utilisateurs de pesticides, sur la mise en place de systèmes d'épuration de l'eau…, les mesures n'engendrent pas les effets escomptés. Le problème ne se situe pas au niveau du choix entre divers régimes d'incitation mais bien à celui orientations structurelles favorisant des régimes d'exploitation (domination de l'économique ou de l'écologique) ou de coexistance.

[5] Cette directive a été transposée dans le droit interne par une série de décrets (3 janvier 1989, soit 9 ans après la directive européenne) et de circulaires (12 avril 1990) qui ont autorisé des teneurs en nitrates et autres produits excédant les teneurs maximales admissibles.

IV.2 Quelles perspectives pour une exploitation durable de l'eau ?

Face aux limites des outils économiques pour réduire la dégradation de la qualité de l'eau, la recherche d'un mode d'exploitation durable de l'eau nous amène à aborder le thème de l'insertion des activités économiques dans les cycles écologiques. Cette optique nous ouvre de nouvelles perspectives quant à l'orientation des stratégies de développement durable.

IV.2.1 L'insertion dans les boucles récursives de la biosphère ?

Le développement durable a été présenté communément comme la recherche d'une symbiose entre l'activité économique et le dynamisme des cycles du biosphère (voir Passet [1979]). Les exemples développés jusqu'à présent ne présente pas de situation de symbiose entre les activités économiques et les aspects écologiques.

Boulding, dans son essai sur "L'économie du prochain vaisseau spatial terre" ([1966], pp.121-132), a opposé une "économie de cowboy", caractérisée par une expansion et l'exploitation vigoureuse de nouvelles frontières, avec une "économie d'astronaute" qui est une économie :

"*sans réservoirs illimités de toute chose, que ce soit pour l'extraction ou pour la pollution, et dans laquelle, par conséquent, l'homme doit trouver sa place au sein d'un système écologique cyclique capable d'une reproduction continue de la forme matérielle quoiqu'il ne puisse pas recevoir d'inputs extérieurs d'énergie.*"

Dans l'économie de cowboy, la consommation est une bonne chose, et la production de même, et le succès de l'économie est mesuré par l'importance de la consommation intermédiaire. Mais, réciproquement (ibid, p.127),

"*dans l'économie de vaisseau spatial, la consommation intermédiaire n'est nullement un objectif, et ne doit en effet être considérée qu'en tant que quelque chose à réduire au minimum plutôt qu'à maximiser [...]. Dans l'économie d'astronaute, ce par quoi nous sommes principalement concernés c'est la gestion des stocks, et n'importe quel changement technologique aboutissant au maintien d'un stock total donné avec une consommation intermédiaire diminuée (c'est-à-dire, moins de production et de consommation) représente clairement un gain.*"

Daly ([1989], pp.33-34) a proposé quatre principes opérationnels pour la soutenabilité, qui découlent de lignes de pensée semblables. Le premier est de "*limiter l'échelle de la population humaine à un niveau qui soit, sinon optimal, du moins à l'intérieur de la capacité de charge et donc soutenable*". Les trois autres consistent à réaliser des changements technologiques qui augmentent l'efficacité

et la durabilité, tout en limitant la consommation intermédiaire ; à laisser les taux d'exploitation des ressources renouvelables et les taux d'émission des déchets au-dessous respectivement des capacités régénératrices et des capacités assimilatrices de l'environnement ; à restreindre l'utilisation des ressources non-renouvelables aux niveaux susceptibles d'être atteints par la création de ou l'accès à des substituts renouvelables.

Nous avons vu qu'augmenter l'efficacité écologique des processus de production et de décharge de pollution ne suffit pas ; nous nous orientons donc vers la question des " capacités régénératrices et assimilatrices" de l'environnement.

Le travail de Pearce et de ses collègues autour du thème du "capital naturel critique" a souligné l'importance du maintien des stocks de l'environnement à des niveaux adéquats (Pearce, Markandya & Barbier [1988, 1990], Pearce & Turner [1990]).[6] Ceci implique de garder les taux d'exploitation des ressources et des services environnementaux à l'intérieur de ce qui est renouvelable, par exemple en limitant les taux de rejet de déchets de l'activité économique à des niveaux inférieurs à la "capacité d'assimilation" de l'environnement. Selon ces auteurs, les conditions nécessaires pour réaliser le développement soutenable incluraient :

"*le changement non négatif du stock des ressources naturelles telles que le sol et la qualité du sol, les eaux de surface et souterraines et leur qualité, la biomasse terrestre, la biomasse aquatique, et la capacité d'assimilation des déchets des environnements récepteurs.*"

Ces considérations de stock et de seuil sont incontournables, mais elles sont incomplètes en tant que préceptes de soutenabilité. L'insertion d'une économie dans "*un système écologique cyclique*", telle qu'elle est envisagée par Boulding, ne dépend pas de la réduction au minimum des consommations intermédiaires, mais plutôt d'une structure appropriée des transformations à travers l'ensemble des processus composant le système global. En effet, la soutenabilité dépend de la réalisation de certaines caractéristiques des échanges réciproques ou se supportant mutuellement – consommations intermédiaires données et reçues – entre l'économie et l'environnement. Le maintien du stock de capital signifie le maintien et le renouvellement de sources de flux de ressources et de services, qui vont des fonctions de support de vie aux aménités esthétiques. La levée des restrictions portantes sur l'abaissement des niveaux des stocks écologiques ou sur les consommations intermédiaires en énergie ou en matériaux, dont l'utilisation produit des déchets, serait permise si les sociétés pouvaient améliorer ou transformer qualitativement les rapports stocks/flux par des changements techniques dans l'exploitation et le rejet des déchets.

[6] Pour de discussions synthétiques, voir aussi Faucheux et Noël [1995] et Faucheux & O'Connor (eds) [1998]. La notion de seuil critique pour le maintien des "fonctions environnementales" a été développé aussi par Hueting [1980].

Suivant l'argumentation de O'Connor [1996], on peut donner de ces notions de respect, et même d'augmentation, de la résilience environnementale et de relâchement d'une contrainte environnementale par le changement technologique une interprétation forte et volontariste. Si nous énonçons un objectif de soutenabilité à long terme, le précepte principal devrait être que les contributions fournies au reste de l'écosystème puissent nourrir (plutôt que nuire à) l'activité environnementale, de sorte que cet écosystème puisse en retour nous nourrir.

§.2 UN SYSTEME ECONOMIQUE-ECOLOGIQUE CYCLIQUE : L'EPURATION DE L'EAU

Il s'agit de développer une variante du schéma présenté précédemment dans la Section IV.1.1 où nous établissons dans le quatrième processus des éléments non nuls pour les a_{41} a_{44} et b_{43}. Ceci implique la possibilité de l'épuration de l'eau dégradée. Les autres processus ne sont pas modifiés dans leur forme. Prenons le cas suivant, d'un régime d'activité durable avec g = 0. Soit **A, B** suivantes :

$$\begin{bmatrix} 3 & 0 & 4 & 0 \\ 0 & 2 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 2 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix}; \qquad \begin{bmatrix} 6 & 2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 3 \\ 0 & 0 & 3 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 \end{bmatrix}$$

On ne cherche pas ici d'une augmentation de "l'efficacité écologique" mesurée en termes d'impact sur l'environnement par unité de produit économique. La modification provient d'un changement de la structure d'interdépendance directe et indirecte des processus.

Les équations (1) nous donnent quatre valeurs–propre et celle qui nous intéresse correspond à $g = \pi = 0$. Par souci de simplification, nous étudions cette situation afin de faire l'aspect cyclique de ce système. Nous avons alors :

$$\mathbf{yA} = \mathbf{yB} \quad \text{et} \quad \mathbf{Ap} = \mathbf{Bp} \qquad (13)$$

L'activité durable, qui s'associe à la valeur-propre g = 0 (c'est-à-dire, 1+g = 1), est représentée par le vecteur **y** = [1, 1, 3, 3]. Le vecteur de ressources engagées dans le régime durable est dans les proportions : **q** = **yA** =**yB** = [6, 2, 12, 3].

Le vecteur de prix relatifs qui s'associe à la valeur-propre $\pi = 0$ (c'est-à-dire, $1+\pi = 1$), se représente par le vecteur (en transposé) : **p** = [2, -3, 0, -2].

Formellement, nous constatons que $p_3 = 0$, c'est-à-dire que le renouvellement de l'eau est le don gratuit qui alimente toute l'activité de l'ensemble de processus. Notons aussi que les déchets et l'eau dégradée ont de prix négatifs relatifs au prix du capital économique.

Sur le plan biophysique, la caractéristique qui permet de considérer la soutenabilité de l'activité économique comme indéfinie est la possibilité d'accumulation et de désaccumulation de la totalité du capital économique

(ressource 1), de la ressource naturelle (l'eau pure, la ressource 3) mais aussi des déchets (ressource 2) et de l'eau dégradée (ressource 4) au cours de phénomènes cycliques. En particulier, dans l'équilibre stationnaire, les trois derniers processus — environnementaux — accomplissent un mouvement inverse de ceux de l'ensemble des effets des surplus réalisés par le premier processus ; et vice versa.

§.3 ANALYSE DU SYSTEME ECONOMIQUE-ECOLOGIQUE CYCLIQUE

Considéré structurellement, le schéma implique non pas un seul, mais quatre capitaux, chacun s'accumulant dans un ou plusieurs processus par la consommation des autres, et étant, inversement, consommé dans un ou plusieurs processus. Suivant O'Connor [1996], nous formalisons cette proposition de la façon suivante. Nous définissons :

- La matrice **Y** = *diag* **y**, la matrice comprenant les éléments de **y** sur la diagonale principale et tous les autres éléments identiquement nuls;
- Les deux matrices : **X = YA** et **Z = YB**; et ensuite la *matrice des flux* **S** = **Z** – **X** ;
- la *matrice des fonds* **R** dont les éléments r_{ij} sont le *min*$\{X_{ij}, Z_{ij}\}$, les quantités respectives de la ressource *j* qui subsiste à l'intérieur du processus *i* comme une sorte de "fonds" pendant tout le processus de production.

Pour notre exemple, **X** et **Z** sont respectivement :

$$\begin{bmatrix} 3 & 0 & 4 & 0 \\ 0 & 2 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 6 & 0 \\ 3 & 0 & 0 & 3 \end{bmatrix}; \qquad \begin{bmatrix} 6 & 2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 3 \\ 0 & 0 & 9 & 0 \\ 0 & 0 & 3 & 0 \end{bmatrix}$$

Et la paire correspondante **R, S** est donc (où les éléments nuls sont supprimés pour la clarté) :

$$\mathbf{R} = \begin{bmatrix} 3 & . & . & . \\ . & . & . & . \\ . & . & 6 & . \\ . & . & . & . \end{bmatrix}; \qquad \mathbf{S} = \begin{bmatrix} 3 & 2 & -4 & . \\ . & -2 & -2 & 3 \\ . & . & 3 & . \\ -3 & . & 3 & -3 \end{bmatrix}$$

L'interprétation de matrices **S** et **R** est des "flux" et des "fonds" respectivement pour l'activité durable. Si nous effectuons la sommation des colonnes de la matrice **R**, nous obtenons le vecteur des ressources qui subsistent "fixes", **f** = [3, 0, 6, 0]. La somme des éléments de chaque colonne de la matrice **S** est, par construction, zéro. Si nous effectuons la sommation des seuls éléments positifs de chaque colonne ou, ce qui revient (dans l'équilibre durable avec g = 0) au même, des seuls éléments négatifs de la matrice **S**, nous obtenons la vecteur des

surplus de ressources qui sont "produites et données", **d** = [3, 2, 6, 3]. Notons que ceux-ci satisfont, par construction, l'identité **d** + **f** = **q**.[7] Dans notre modèle l'activité d'un équilibre durable est donc composée de deux sortes de transformations.

- La première est la reproduction des ressources dans un processus, comme le représente la matrice **R** et, de façon agrégée, le vecteur des "fonds" reproduits **f**.
- La seconde est la transformation équilibrée des ressources et les cycles d'échanges entre processus impliquant plusieurs processus, représentés par les **S** et **d**.

Ces deux aspects de l'activité du vivant se rendent en effet entre eux des services mutuels. Il y a d'ailleurs deux sens dans lesquels se produisent les cycles de transformation des ressources.

- D'abord, nous avons la production/consommation du surplus d'équilibre à travers les processus, comme l'incorpore directement la structure de la matrice **S** d'équilibre stationnaire.
- En second lieu, nous avons des cycles de transformation de ressource au cours du temps, par lesquels l'output d'un processus est par la suite reconverti en un input utilisable par ce processus. C'est ceci qui définit l'activité soutenable comme une spirale dynamique de dons et de réceptions.

Si nous parlons de la *soutenabilité* dans le cadre de notre modèle, nous évoquons donc le caractère durable d'un ensemble de procédés *de production, de consommation et d'échange* entre l'économie et l'environnement. Ce sont les sorties d'un processus qui doivent par la suite induire ou fournir la base des apports en retour à ce processus, apports nécessaires pour sa viabilité future. C'est ici le sens du désir de Boulding [1966] et de Passet [1978] de retrouver pour l'activité économique une "place dans un système écologique cyclique."

IV.2.2 Les stratégies de soutenabilité forte

L'analyse économique-écologique cyclique nous offre de nouvelles perspectives pour les stratégies de développement durable. En effet, cette démarche nous permet de mettre en évidence les flux existants entre les différents processus. Les informations ainsi obtenues serviront dans le cadre de la définition des stratégies de développement durable.

[7] Dans O'Connor [1996], les flux et les fonds dans une représentation analogue se trouvent dénommés, respectivement, **f** (flux) et **c** (fonds capitaux).

§.1 IDENTIFICATION DES FLUX DANS LE MODELE DE LA PRODUCTION JOINTE

Que la somme *de chaque colonne* de la matrice **S** soit nul dans la situation d'équilibre durable signifie qu'il n'y a aucun argument contre la génération de n'importe quel surplus, aussi longtemps que celui-ci sera mis, par la suite, au service du renouvellement de l'activité des autres processus et donc de l'ensemble. Le point à souligner est le contraste entre l'image linéaire de l'accumulation du capital au cours du temps, et l'idée d'une symbiose qui s'exprime à travers le dynamisme de la réversion et de la régénération de l'activité. Dans l'équilibre présenté dans section précédente, il n'y a accumulation irréversible ni du capital économique ni de l'eau pure. Tout au contraire, le "surplus" généré dans chaque processus est engagé pour les besoins — directs ou indirects — du renouvellement de l'autre "capital".

Le surplus de l'eau pure est affecté aux besoins de l'économie (dans le processus 1 et le processus 2). Le surplus du capital économique (la ressource 1) est affecté au processus 4 afin d'assurer que l'eau dégradée (la ressource 4 qui s'accumule comme un sous-effet de la production des déchets, la ressource 2, le sous-produit de l'activité économique) puissent, à son tour, se re-convertir en eau pure (ressource 3). Cette dernière procédure capture, d'une manière simple, un aspect de ce que Pearce, Barbier & Markandya [1988, 1990] conçoivent en tant que "projets compensatoires" dont le rôle est d'apporter l'amélioration environnementale et/ou la régénération du capital. Si bien d'autres variantes seront possibles, le principal sera toujours le même : un développement durable implique que chaque capacité d'accumulation (de production d'un surplus d'une ressource de valeur) sera mise au service de la collectivité.

Le même message est lisible sur le plan du "système de valeurs pour la durabilité". Nous avons, pour la solution $\pi = 0$, la relation $[\mathbf{B}-\mathbf{A}]\mathbf{p} = \mathbf{0}$, ce qui implique directement :

$$\mathbf{Y}[\mathbf{B}-\mathbf{A}]\mathbf{p} = [\mathbf{Z}-\mathbf{X}]\mathbf{p} = \mathbf{S}\,\mathbf{p} = \mathbf{0} \qquad (14)$$

L'équation (14) signifie une sorte de "principe de non-exploitation" selon lequel chaque processus rend aux autres processus des ressources à la même valeur exactement que celles qu'il reçoit des autres processus. Etant donné que les ressources produites et rendues par un processus seront reçues et utilisées par la suite dans d'autres processus, nous identifions un mouvement dynamique par lequel chaque processus transmet à la période suivante un legs de la même valeur que ce qu'il a reçu. Plus particulièrement, nous constatons que dans l'équilibre durable :

- Le processus 1 produit et donne 3 unités du capital économique, de valeur 6 ; il produit et donne 2 unités de déchets, de valeur –6 ; il reçoit 4 unités de l'eau comme don gratuit. Bilan : +6 + (-6) - 0 = 0.
- Le processus 2 reçoit 2 unités de déchets, de valeur –6 ; il produit et donne 3 unités d'eau dégradée, de valeur –6 ; il reçoit 2 unités d'eau comme don gratuit. Bilan : -(-6) + (-6) - 0 = 0.

- Le processus 3 régénère un surplus de l'eau pure comme un don gratuit du Ciel. Bilan : 0.
- Le processus 4 reçoit 3 unités du capital économique, de valeur +6 ; il reçoit 3 unités de l'eau dégradée, de valeur –6 ; il produit et donne 3 unités de l'eau pure, comme donne gratuit. Bilan : -6 - (-6) + 0 = 0.

Tous les capitaux "réalisent leur valeur" de par leur appartenance à une structure de renouvellement interdépendent, et seulement par cela. La spécificité du formalisme de la production jointe est mis en évidence ici : alors que l'équilibre durable physique est une propriété de l'ensemble des processus bien que le système de "prix pour la durabilité" est une propriété de l'ensemble de processus pris comme un tout.[8] L'existence et le maintien dans le temps d'une structure d'activité dépend, en effet, de la capacité de chaque processus récepteur à retourner les dons reçus au bon destinataire. Il est possible alors de donner une valeur aux dons faits en retour aux autres. Ce principe est le même que celui d'une société de marché dans laquelle existe une obligation de payer ce que l'on reçoit.

§.2 Le classement des politiques eau en Bretagne…

Pour résumer, les développements théoriques ainsi que les exemples numériques des Sections III.2, III.3, IV.1 et IV.2 nous avons identifié trois modes de régulation concernant l'exploitation de la ressource en eau par l'économie. Les exigences de chaque mode ou "régime" en matière d'exploitation de la ressource naturelle — et plus particulièrement de traitement des pollutions de l'eau — se distinguent essentiellement par le regard sous-jacent sur la nature et sur les rapports homme-nature à construire ou à maintenir. Nous avons ainsi repéré :

- Une logique d'exploitation (économique ou écologique) ;[9]
- Un régime de "fiscalité verte" aussi désigné de "Polluer-Payeur" qui attribue un prix d'échange à l'eau mais qui n'agit pas sur le rapport structurellement "prédateur" de l'économie sur la ressource naturelle et qui n'assure la durabilité ni de la ressource en eau ni de l'activité économique elle-même ;
- Une logique de coexistence ou de symbiose par laquelle l'activité économique se retrouve insérée aux cycles de transformation et de renouvellement de la biosphère.[10]

---

[8] Mentionnons en passant, que l'essentiel de l'analyse de notre papier porte sur les questions de structure d'inter-dépendance et de mode de régulation des relations économie-nature. Les hypothèses analytiques sur les coefficients fixes de chaque processus de production seraient difficilement recevables si l'objectif central était de décrire un sentier dynamique de croissance économique et d'adaptation aux contraints environnementaux.

[9] Nous pouvons résumer par les mots de Karl Marx, *"Accumuler, accumuler c'est la loi et les prophètes…"*.

Ces trois "idéaux types" fournissent une grille de lecture que nous pouvons appliquer aux discours et aux politiques actuelles de l'agriculture et de l'eau en Bretagne.

Les structures et les résultats du modèle ci-dessus sont algébriquement simplifiés au maximum. Des tentatives de généralisation et d'extension à d'autres situations porteraient certainement quelques fruits.[11] Il est nécessaire cependant de souligner qu'il n'existe aucun traitement "général" de la dynamique économico-environnementale dès lors que l'on introduit des caractéristiques concernant l'existence de ressources irremplaçables et/ou épuisables et de contestations de système de valeurs.

Le souci du développement soutenable place au centre de la scène la question de conflit de système de valeurs pouvant connaître un très grand nombre solutions incompatibles.

Nous avons été amenés à caractériser l'enjeu du développement durable comme le problème d'aller au-delà d'un faux conflit — parfois représenté comme un arbitrage — entre deux modes de régulation distincts que nous avons décrits comme "logique d'exploitation" et "logique de préservation". Avec le modèle de production jointe, nous avons illustré de manière schématique les perspectives de fiscalité verte et de changement technologique, censées répondre à la demande sociale pour une pollution réduite de l'eau. Nous avons démontré que ni une politique de "utilisateur payeur" ou de "pollueur payeur" ni un changement technologique censé améliorer l'efficacité de l'exploitation de l'eau ne peut garantir la durabilité de l'activité économique.

Un développement durable dépendrait donc de l'établissement d'un mode de régulation qui vise explicitement la " symbiose" entre secteurs économiques et secteurs écologiques. Dans notre exemple, la symbiose s'effectue par l'introduction d'un processus d'épuration — innovation structurelle dont le sens n'est pas autant d'assurer une meilleure efficacité technique plutôt d'assurer une "insertion durable de l'activité économique dans les cycles de la biosphère" selon la formule de René Passet [1979]. C'est dans cette optique que nous allons établir divers scénarios d'évolution de l'agriculture en Bretagne. Pour ce faire, nous développerons un modèle structurel (Chapitre V) qui servira de base à des simulations (Chapitre VI).

---

[10] Nous avons résumer par la formule de Marx utopiste, *"A chacun selon ses capacités, à chacun selons ses besoins"* et par celle de Marcel Mauss, *"Donner, Recevoir, Rendre"*.

[11] Dans le cadre d'un modèle de production jointe, il serait possible de donner une représentation stylisée d'une grande variété d'autres situations de possession contestée. O'Connor [1993a] présente un cas de la symétrie structurelle entre une para-économie et une économie, tous les deux capables d'une expansion. Pour ceci, l'hypothèse d'une asymétrie d'une économie *non-fondamentale* dépendante d'un processus de capital écologique *fondamental* est levée, et on suppose que chaque processus d'accumulation dépend de l'autre pour le traitement de se déchets. Ce cas sert à illustrer l'idée selon laquelle les conflits économiques ont au moins autant à voir avec ce qui est imposé de force aux autres (dons non désirés : dans ce cas, des polluants) qu'avec ce qui est approprié.

IV.1 APPLICATION DE L'ANALYSE DE LA PRODUCTION JOINTE À LA SITUATION EN BRETAGNE 107

IV.1.1 ELARGISSEMENT DU MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE 107
§.1 L'introduction d'un quatrième processus et d'un quatrième bien 107
§.2 Application du modèle à quatre processus et à quatre biens à un exemple numérique 108
IV.1.2 LA NON ÉGALISATION DES TAUX DE RENDEMENT ET L'INADÉQUATION DE L'AMÉLIORATION DE L'EFFICACITÉ ÉCOLOGIQUE 110
§.1 La non égalisation des taux de rendement 110
§.2 L'inadéquation de l'amélioration de l'efficacité écologique 112
§.3 La réalité des politiques proposées en Bretagne 113

IV.2 QUELLES PERSPECTIVES POUR UNE EXPLOITATION DURABLE DE L'EAU ? 115

IV.2.1 L'INSERTION DANS LES BOUCLES RÉCURSIVES DE LA BIOSPHÈRE ? 115
§.2 Un système économique-écologique cyclique : l'épuration de l'eau 117
§.3 Analyse du système économique-écologique cyclique 118
IV.2.2 LES STRATÉGIES DE SOUTENABILITÉ FORTE 119
§.1 Identification des flux dans le modèle de la production jointe 120
§.2 Le classement des politiques eau en Bretagne.… 121

Chapitre V:

L'analyse Coût – Efficacité et les normes environnementales

Le modèle de production jointe développé dans la tradition de la néo-ricardienne et étendu à l'analyse de l'interdépendance entre secteurs économiques et écologiques a permis de préciser les différents rôles que peut jouer l'eau. Considérée comme un capital naturel critique, l'eau est apparue comme un révélateur d'un problème de développement au sein de la région bretonne en dévoilant des perspectives diverses quant à son avenir.

L'évaluation économique de l'environnement, réalisée *du point de vue de la complexité*, ne peut donc être effectuée sans se référer à la pluralité d'échelles – temporelles et spatiales – du fonctionnement et du changement écologique et physique. En effet, bien que l'utilisation d'analyses monétaires, telles que l'Analyse Coûts–Avantages, pour évaluer les biens et les services environnementaux soit largement généralisée à travers le monde, l'adoption de certaines hypothèses fortes empêche la prise en compte de considérations autres que celles directement liées à un choix individuel qui s'effectue à travers une allocation de ressources. Ces suppositions reposent sur une échelle de mesure unique de l'évaluation, sur l'existence d'une relation entre les biens et les services environnementaux et les aspects monétaires et sur l'idée que le gain social résulte de l'agrégation des gains des individus. En d'autres termes, ce type d'analyse part d'hypothèses quant à l'existence d'une commensurabilité et d'une comparabilité entre les différentes valeurs, et par-là même entre les projets.

L'optique choisie ici est toute autre. Notre démarche s'articule autour de l'idée de l'évaluation, non pas des biens et services environnementaux, mais de celle de la mise en relation de la soutenabilité écologique et des contraintes de faisabilité économique associées à un système de production. Elle s'appuie sur une Analyse Coût–Efficacité. De la sorte, on dispose d'une analyse conciliant deux grandeurs : environnementale (réductions des émissions de polluants) et économique (coûts d'opportunité économiques).

La soutenabilité écologique est appréhendée à travers le recours aux normes environnementales. La fixation des normes à atteindre, qui implique l'engagement des ressources économiques (du travail, des machines, du capital technique, etc.) pour assurer la fonction environnementale, correspond à une "demande sociale" pour cette fonction (Hueting [1992], Kuik [1999]). Ceci dit, l'articulation de cette demande n'a par ailleurs rien d'évident puisqu'elle dépend de groupes sociaux différenciés par le lieu, le temps, l'héritage culturel, l'identité collective et donc les préférences, qui ont des priorités en termes de fonctions environnementales différentes, voire conflictuelles.

A ce problème d'ordonnancement, s'ajoutent ceux liés à la fixation des normes : l'inadéquation de la base scientifique. C'est–à-dire que même si on s'accorde sur une caractérisation de certains services environnementaux importants (par exemple l'eau potable, les sols agricoles durablement productifs, etc.), les

analyses scientifiques ne peuvent pas être décisives pour définir les seuils critiques d'exploitation ou de décharge sans ambiguïté. La plupart des problèmes environnementaux sont en effet caractérisés par un état flou et incomplet de la connaissance scientifique et par des imprédictabilités inhérentes aux systèmes complexes (O'Connor [1994], Funtowicz et alii [1998]). Il est nécessaire également de souligner les difficultés liées à l'existence d'incertitudes et de considérations distributionnelles (O'Connor & Martinez-Alier [1999], O'Connor [1997a, 1997b], Funtowicz et alii [1997], Spash [1997]).

La dimension économique renvoie, quant à elle, à la question du choix du processus par lequel l'ajustement des coûts est possible pour atteindre une performance environnementale plus satisfaisante. Il s'agit de comprendre comment les coûts de mise en place de techniques de dépollution ou engendrant de moindres émissions peuvent être établis.

Autre thème abordé dans cette section, la liaison entre les niveaux micro et macro-économiques n'est pas évidente à effectuer. Pourtant elle nous semble fondamentale, puisqu'elle fait appel à un double questionnement : (a) Quelles sont les informations générées au niveau micro–économique nécessaires à l'analyse des orientations macro-économiques ; (b) Quelles sont les informations, liées à la performance environnementale et aux objectifs formulés à un niveau agrégé, ayant une influence sur les actions des acteurs sociaux à l'échelle locale ?

L'ajustement des coûts économiques pour atteindre une performance environnementale plus satisfaisante sous-tend un réel problème d'échelle. Aussi nous semble–t–il essentiel de suivre la démarche présentant, dans la section V.1, "*Analyse Coût–Efficacité et détermination des coûts directs*". Le coût de la mise en œuvre de mesures de dépollution fait l'objet de cette analyse ascendante. Une optique macro–économique est envisagée dans la section V.2, "*Evaluation des coûts indirects dans l'Analyse Coût–Efficacité*" afin de prendre en compte les évolutions des systèmes de production.

V.1 Analyse Coût – Efficacité et détermination des coûts directs

A la question précédemment posée, à savoir *par quel processus d'ajustement des coûts est-il possible d'atteindre une performance environnementale plus satisfaisante* ?, la réponse fournit dans cette section s'appuie sur deux arguments. La gestion des ressources économiques en termes de fonctions environnementales essentielles peut s'inscrire dans le cadre de l'analyse Coût – Efficacité (ACE) préconisé par Baumol & Oates [1971]. En effet, ces derniers précisent que toutes les informations ne sont pas disponibles pour la détermination des niveaux d'activité efficients au sens de Pareto. Il convient de noter par ailleurs que les niveaux jugés efficaces au sens de Pareto dépendent de la résolution des questions de dotation et de devoir (droits de propriété, règles d'accès…) y compris devant les nuisances et les générations futures (voir Samuels [1992], Martinez-Alier & O'Connor [1999]). Sans prétention d'une allocation optimale, l'ACE concerne la question de la faisabilité technique et économique de réduction des émissions de polluants. Cette idée correspond au premier argument développé dans cette sous-section, le second étant lié à la détermination des coûts directs associés à l'atteinte des objectifs environnementaux.

V.1.1 ACE et Identification des mesures envisageables en Bretagne

Avant de préciser les procédures de construction des courbes de coûts associés à l'atteinte des normes environnementales, l'optique de l'analyse Coût – Efficacité (ACE) sera exposée. Les mesures envisageables pour limiter l'impact de l'agriculture et préserver une eau de qualité en Bretagne seront ensuite identifiées.

§.1. OPTIQUE DE L'ANALYSE COUT – EFFICACITE

Développée par Baumol & Oates [1971], l'Analyse Coût - Efficacité fournit une évaluation des coûts économiques les faibles pour atteindre les normes environnementales. Cette analyse repose plus en fait sur des données de nature différente.

A. L'Analyse Coût - Efficacité

L'analyse Coût - Efficacité (ACE) repose sur l'idée de l'identification des alternatives permettant d'atteindre des normes relatives à la qualité de l'environnement au moindre coût économique. Baumol & Oates [1971] partent du constat qu'il est rarement possible de mesurer le dommage marginal social

nécessaire, dans la tradition pigovienne, pour l'adoption de système de taxation pour contrôler les externalités. Ils proposent de recourir à un ensemble de normes de qualité environnementale et à la mesure des coûts économiques pour leur atteinte. On sort, dans ce cas, du cadre de l'allocation pareto-optimale des ressources mais cette approche conserve certaines propriétés d'optimisation importante ; en particulier, le coût minimum de réduction d'une pollution spécifique :

"*[The pricing and standard procedure] will not, in general result in an optimal allocation of resources, but (…) the procedure does at least represent the least-cost method of realising the specified standards*". And "*While it makes no pretence of promising anything like an optimal allocation of resources, the approach can, in cases where external effects impose high costs, at least offer some assurance of reducing the level of these damages*" (Baumol & Oates [1971], p.51).[1]

"*As a result, in the absence of the proper set of signals from the market, it is typically necessary to utilise a political process (i.e. a method of collective choice) to determine the level of the activity*" (p.47).[2]

L'ACE consiste, en premier lieu, à déterminer des normes environnementales en termes physiques (par exemple, le taux de nitrates par litre d'eau) indépendamment de toute optimisation économique, puis d'évaluer le coût économique le plus faible pour atteindre ces normes. En d'autres termes, les risques de perte ou de dégradation des fonctions environnementales à éviter sont décrits de manière non – monétaire et le respect des normes est associé au montant monétaire correspondant au coût économique minimal d'atteinte par le biais de mesures de prévention, de protection ou de restauration de la qualité de l'environnement.

Une telle présentation des informations ne fournit pas seulement aux décideurs un classement des options de politiques. Cette démarche explicite aussi les liens existants entre la production économique et l'atteinte des objectifs environnementaux. Enfin, le recours aux processus politiques pour déterminer le niveau d'activité, en l'absence de signal de prix adéquat, met en avant l'idée de l'intégration des acteurs sociaux dans le processus de prise de décision.

[1] Traduction effectuée par moi : "[La détermination des prix et la procédure des normes] ne résultent pas, en général d'une allocation optimale des ressources, mais (…) la procédure représente au minimum une méthode permettant l'atteinte des normes spécifiques au moindre coût" et " Bien qu'elle ne fasse aucune prétention en permettant quelque chose telle que l'allocation optimale des ressources, cette approche peut offrir au minimum, dans le cas où les effets externes imposent des coûts élevés, quelques assurances de réduction du niveau de ces dommages".

[2] Traduction effectuée par moi : "En définitive, en l'absence d'un ensemble adéquat de signaux provenant du marché, il est typiquement nécessaire d'avoir recours à un processus politique (c'est-à-dire une méthode de choix collectif) pour déterminer le niveau d'activité."

B. Les catégories de coûts associés à l'atteinte des objectifs

Evaluer les dépenses liées à la limitation de l'impact de l'agriculture et de la restauration de la qualité de l'eau, nécessite la prise en compte de coûts de natures diverses. Du fait de la variété des liens existant entre la production économique et la préservation environnementale, l'estimation des coûts n'est pas aisée. Ces derniers impliquent en réalité un ensemble de choix relevant de domaines différents tels que (voir aussi Radermacher et al. [1998], Hueting et alii [1992]) :

- Les dépenses à l'intérieur des secteurs de production pour améliorer l'efficacité de l'usage des ressources ou pour réduire les émissions polluantes ;
- Les changements techniques utilisés dans un secteur de production ;
- Les changements de ressources naturelles ou dans la localisation de l'exploitation environnementale ;
- Les changements dans les modes de consommation qui peuvent en partie refléter les changements de prix, en partie les changements des préférences des consommateurs et aussi les changements dans la répartition des revenus et de la population.

Les informations sur les coûts sont donc obtenues à des niveaux d'analyse divers (individus, secteurs, agrégats macro-économiques) en ce qui concerne les exigences économiques, telles que les investissements ou la consommation, nécessaires pour réduire une pression environnementale spécifique. S'inspirant de cette classification, nous avons établit un recensement synthétique des mesures envisageables en Bretagne.

§.2. IDENTIFICATION DES SOLUTIONS ENVISAGABLES EN BRETAGNE

Dans ce point, nous proposons de lister les mesures existantes permettant de limiter les émissions de polluants dans le domaine de l'agriculture et de d'améliorer la qualité de l'eau en Bretagne.

Etablir une liste exhaustive des mesures existantes étant irréalisable, nous avons regroupé certaines mesures dans les diverses catégories précédemment exposées : les dépenses à l'intérieur des secteurs de production pour améliorer l'efficacité de l'usage des ressources ou pour réduire les émissions polluantes, les changements techniques utilisés dans un secteur de production, des changements de ressources naturelles ou dans la localisation de l'exploitation environnementale et des changements dans les modes de consommation.

A. Les dépenses à l'intérieur du secteur agricole pour améliorer l'efficacité de l'usage des ressources et pour réduire les émissions polluantes

Des dépenses à l'intérieur des secteurs de production pour améliorer l'efficacité de l'usage des ressources ou pour réduire les émissions peuvent être envisagées. Elles reposent sur la modification des caractéristiques physiques ou chimiques des produits, à la source ou à la sortie du processus de production. L'alimentation multiphase pour les élevages constitue l'une de ces mesures puisqu'elle peut, par une alimentation adaptée à la période de vie de l'animal réduire de 12 à 25 % les émissions d'azote pour la volaille et de 15 % pour le porc. Autre solution, l'usine de dénitrification et le compostage des fientes permettent de réduire les émissions d'azote en fin de cycle.

Deuxième alternative, les techniques qui transforment les déchets en produits. Reprenons l'exemple des lisiers ou de fientes de volailles dont l'utilisation des gaz intervient comme combustible pour le fonctionnement des centrales de traitement de dénitrification.

Enfin, le traitement des eaux, que ce soit en fin de cycle de production (traitement des eaux blanches au niveau de l'exploitation agricole) et le traitement avant l'utilisation de l'eau constitue une autre réponse pour réduire le niveau de nitrates dans les eaux. Un réseau d'adduction peut également être mis en place pour permettre le mélange d'eaux à forte teneur en nitrates avec celles dont la teneur est plus faible.

B. Les changements techniques utilisés dans le secteur agricole

Les changements techniques peuvent amener une diminution de la pression directe sur la ressource naturelle. Le recours à la télédétection, à des techniques à faible émission d'ammoniac (injection dans le sol de l'azote, interdiction des épandages pendant l'hiver et l'automne, stockage couvert des effluents), au développement de nouveaux produits (nouvelle molécule pour les pesticides, caractéristiques des engrais), au mixage des techniques de traitement (binage – désherbage) sont autant de techniques pour limiter l'impact des pratiques agricoles.

Les changements techniques autorisent également l'économie de ressources naturelles. L'économie est ici appréhendée par un non-épuisement de la terre, par exemple, par le développement d'une couverture des sols (recours au colza…) ou par une rotation des cultures.

Des changements techniques peuvent enfin améliorer les performances de certaines ressources naturelles. Ainsi, en augmentant la capacité d'assimilation d'azote par les plantes par un inhibiteur de dénitrification ou en développent certaines résistances à des maladies par l'utilisation d'Organismes Génétiquement Modifiés (OGM), il est possible d'apporter une réponse technique à certains problèmes environnementaux.

C. Des changements de ressources naturelles et dans la localisation de l'exploitation agricole

Cette idée de changements de ressources naturelles peut être illustrée par le passage d'une alimentation du bétail à base de maïs ensilage à celle à base d'herbe. Les pressions environnementales sont a priori moindres dans le second cas.

L'autre solution, c'est l'exportation des sources de pollution soit en délocalisant les lieux de production vers des régions comme la Champagne Ardennes – ce qui offre un autre avantage, celui de se rapprocher des centres de consommation – ou par le transport des déjections dans d'autres régions (fientes de volaille…).

D. Des changements dans les modes de consommation

Dernière catégorie de mesures répertoriée : les modes de consommation. Par l'achat de produits labellisés tels que les produits BIO, "Agriculture raisonnée" ou les éco-certifications (en cours pour l'agriculture durable), les consommateurs peuvent influer sur les systèmes de production. Le cas des produits bio est flagrant, l'offre de ces produits en France ne cesse d'augmenter pour subvenir à la demande (voir aussi le Chapitre VI). Cela se traduit par l'importance de l'attachement des consommateurs à l'image de produits du terroir. Les diverses publicités pour les produits alimentaires attestent de ce type de comportement.

A partir de ces quelques exemples, nous avons montré l'existence de multiples solutions pour réduire l'impact de l'agriculture ou pour permettre le développement de certaines pratiques agricoles. Cependant, ces diverses mesures ne s'intègrent pas dans la même logique.

De même, nous avons cherché à montrer qu'au moins deux types de mesures pouvaient être envisagées. La première mesure concerne une voie d'amélioration de la situation nécessitant la diminution ou l'arrêt d'activités dangereuses pour l'environnement (par exemple, le recours à des pratiques agro–biologiques, la baisse des surfaces de maïs ou le développement de prairies). L'autre type de mesures consiste à diminuer les émissions générées en changeant le ratio entre les activités nuisibles pour l'environnement et leurs niveaux d'émission (par exemple, la dénitrification du lisier, le traitement de l'eau). Le premier type de mesures est appelé "mesures environnementales structurelles", tandis que le second est appelé "mesures environnementales techniques". Le problème se pose alors en termes d'efficacité des mesures de ces deux types.

§.3 EVALUATION DES MESURES TECHNIQUES ET MESURES STRUCTURELLES

Une fois identifiées les diverses mesures envisageables de réduction des pollutions en Bretagne, l'évaluation des coût économiques et des performances environnementales est nécessaire pour envisager l'efficacité technique de ces mesures. Pour ce faire, la distinction entre les mesures nous amène à aborder l'évaluation des changements de techniques de production dans le point A. et, dans le point B., celle des modifications structurelles des systèmes ou soit par le développement d'un système de production.

A. L'évaluation des mesures techniques

L'évaluation des mesures techniques s'effectue à travers la prise en compte des dépenses de protection de l'environnement. Selon EUROSTAT, trois catégories peuvent être distinguées : (1) les mesures préventives, (2) les mesures de restauration et (3) les mesures de compensation des dommages (SERIEE [1994]).

Les pressions environnementales liées aux modes de production et de consommation humaines peuvent faire l'objet de mesures préventives afin de sauvegarder les diverses fonctions environnementales. Au niveau de la production, cette prévention peut intervenir comme processus intégré ou ajouté (*end-of-pipe*) au système de production. Au niveau de la consommation, cela passe par une évolution des comportements, par l'achat de produits ayant intégré des techniques préventives.

Dans le cas où l'optique de prévention n'est pas suivie, des mesures de restauration de l'environnement sont envisageables. Cela nécessite que les impacts sur l'environnement soient réversibles.[3] Ces techniques interviennent de manière *ex-post*. Ces mesures regroupent, par exemple, des dépenses liées au traitement des impacts de la dégradation de l'environnement sur les êtres humains et les produits issus de leurs activités (nettoyage des monuments historiques).

Enfin, des mesures compensatoires peuvent être initiées. C'était, par exemple le cas de la livraison de bouteilles d'eau par la Lyonnaise des Eaux, à Guingamp, en période de dépassement des normes de potabilité de l'eau du robinet. Cette compensation pour la perte de la fonction environnementale peut être partielle ou complète (Hueting [1980]).

[3] Bromley [1995] établit une distinction plus précise. Trois distinctions sont possibles : les mesures de restauration, les mesures de réhabilitation et les mesures de substitution. La restauration nécessite l'exacte restitution de la situation avant que la pollution n'intervienne. La réhabilitation permet "la remise en état" de l'écosystème. Il n'est pas évident dans ce cas que le caractère de ce dernier, avant et après la pollution, soit le même. Enfin, la substitution relève de la création de services écologiques remplaçant ceux endommagés.

Le lien entre le développement de ces mesures et la préservation de l'environnement n'est pas toujours évident à réaliser. Il l'est dans le cas des mesures préventives pour lequel la réduction des polluants est effective lors de leur mise en œuvre. Les mesures de restauration et de compensation des dommages infligés aux êtres humains et aux produits de leurs activités ne peuvent être pris en compte dans la catégorie de dépenses de protection de l'environnement. En effet, la réduction des impacts liées à ces dépenses ne s'effectue pas sur l'environnement naturel.

En pratique, de nombreuses difficultés apparaissent dans toute tentative d'estimer les coûts. Il faut d'abord expliquer quel est le cadre conceptuel auquel on se réfère pour construire une "courbe de coûts".

B. L'évaluation des mesures structurelles

Dans le cas où les mesures techniques ne suffisent pas pour atteindre les normes environnementales, des mesures structurelles peuvent être envisagées. Il s'agit dans ce cas de réduire le volume d'activités polluantes. Du fait de l'importance des effets indirects (changement de prix…) entre productions ou secteurs, l'évaluation des coûts d'opportunité économiques des ajustements majeurs oblige alors à considérer les changements d'un point de vue macro – économique. Cependant, comme précédemment, l'interprétation des résultats de l'évaluation des mesures structurelles présente une double nature dans l'ACE selon l'horizon temporel :

- Dans un cadre statique, une ACE fondée sur la comparaison de deux ou plusieurs structures différentes, envisage les répercussions d'un changement structurel sur des agrégats économiques et des indicateurs écologiques.
- L'introduction de la dimension dynamique dans la mise en œuvre de mesures structurelles amène à se poser des questions relatives non seulement aux évolutions d'agrégats économiques et d'indicateurs écologiques mais aussi aux attentes sociales et aux changements techniques. De même, la localisation dans le temps des mesures introduites ainsi que leurs impacts sur les secteurs économiques sont des dimensions importantes à prendre en compte.

De manière synthétique, les quatre formes de l'ACE peuvent être classées de la manière suivante (voir Tableau 5.1) :

	MESURES TECHNIQUES	**MESURES STRUCTURELLES**
ANALYSE STATIQUE	Analyse des coûts d'abattement	Analyse macro - économique comparative (voir Verbruggen et al. [1999])
ANALYSE DYNAMIQUE	Modélisation intégrée	Modélisation macro-économique structurelle (type *M3ED*)
	Modélisation Ascendante (Bottom – Up). Analyse des coûts directs	***Modélisation Descendante (Top – Down). Analyse des coûts indirects***

Tableau 5.1 : Les quatre procédures de calcul de l'ACE

En procédant de la sorte, nous soulignons les particularités de chacune des approches. Elles peuvent apparaître complémentaires puisqu'elles offrent des points de vue différents selon que l'on se situe dans une optique ascendante ou descendante, dans un cadre statique ou dynamique. Afin de les présenter plus en détails, nous préciserons le rôle des mesures techniques dans les stratégies de respect des normes environnementales dans la sous-section V.1.2. Cette démarche se déroule dans une perspective "ascendante". Dans la section V.2, une optique "descendante" sera retenue afin d'envisager la mise en œuvre de mesures structurelles.

V.1.2 Respect des normes et analyse des coûts directs

Le terme de "mesure technique" rassemble les mesures de changement de processus de production pour que les émissions correspondent à celles déterminées par les normes et les équipements de type ajouté (*end-of-pipe*) traitant les polluants avant qu'ils n'entrent dans l'environnement (voir aussi Radermacher et al [1998]). La détermination des coûts liés à l'introduction de nouvelles techniques ou d'options de réduction des pressions environnementales dans un secteur constitue une approche en termes de coûts directs.

Appréhendée dans une optique statique, cette démarche se traduit par l'élaboration de la courbe de coûts de réduction des pollutions. Nous l'envisagerons à partir de l'exemple de la modélisation RAINS.

§.1. L'ANALYSE STATIQUE DE L'EVALUATION DES COUTS DIRECTS

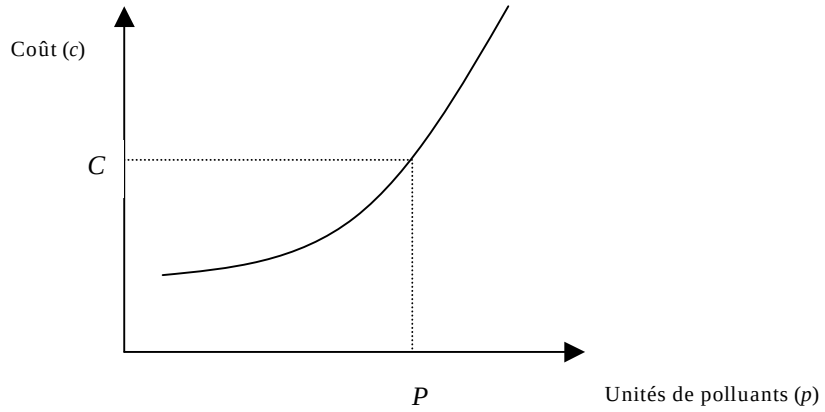
Pour présenter cette approche statique de la détermination des coûts directs, nous aborderons dans un premier temps les étapes de la construction de la courbe de coûts d'abattement et dans un second temps, les limites de cette approche.

A. Les étapes de la construction de la courbe de coûts de réduction des pollutions

Si l'on s'intéresse aux catégories de dépenses visant à réduire les pressions environnementales engendrées par les pollutions industrielles, nous nous intéresserons, d'un côté, à la collecte d'information relative aux investissements passés ou à l'obtention de telles informations sur une base annuelle. De l'autre côté, dans l'optique d'une amélioration des performances environnementales, une estimation des coûts de réduction des émissions de polluants sera effectuée. Cependant, il est à noter que :

- Tout d'abord, il n'est pas évident que les informations à propos des dépenses passées et leur performance en termes de réduction des émissions d polluants soit nécessairement le meilleur indicateur de coûts de réduction future.
- Deuxièmement, les estimations de coûts de réduction future sont extrêmement sensible aux hypothèses faites, non seulement à propos de la disponibilité des techniques, de leurs coûts et de leurs performances mais aussi en termes temporels pour la mise en œuvre et l'amélioration et plus généralement en termes de conditions économiques.
- Troisièmement, il est possible que divers types d'informations soient pertinents, à des niveaux d'évaluation de performance différents (région, individu...).

Dans le cadre d'objectifs politiques à atteindre, il sera nécessaire de considérer quelle sorte d'investissement, pour améliorer la performance environnementale il sera important de réaliser et où il devra prendre place. L'idée ici est d'adopter les options de réduction de la pollution ayant le coût le plus faible par unité d'émissions réduite. A partir de cette idée, il est possible de chercher à estimer une courbe de coûts de réduction (ou de réduction) des polluants qui indiquerait le coût marginal pour chaque unité d'émission réduite. En d'autres termes, le coût marginal pour la quantité de polluant *p* revient à estimer le coût *c,* qu'entraîne la réduction supplémentaire d'une unité de polluant (voir Graphique 5.1). Il est également possible de calculer le coût total et le coût moyen associés à la réduction de la pollution.



Graphique 5.1 : Le coût marginal

L'analyse coût–efficacité repose initialement sur un calcul technico-économique permettant d'estimer la mise en place de techniques de réduction des polluants. Il importe ici de préciser la nature des coûts (totaux, moyens et marginaux) et leur mode de calcul pour un ou plusieurs polluants.

La construction de la courbe de coûts de réduction de la pollution nécessite dans une première étape, la description quantitative de la situation de référence afin de mettre en évidence les processus de pollution et les techniques utilisées. Cela passe par l'identification et la catégorisation des secteurs "sources"[4] (Radermacher et al. [1998]). Une deuxième étape consiste en la définition des mesures possibles et de la sélection des mesures compatibles entre elles. Le calcul des coûts et du potentiel de réduction des émissions intervient ensuite au niveau micro-économique. Cette opération permet l'établissement d'un classement des mesures sélectionnées au niveau micro - économique. La dernière étape établie le calcul des coûts de réduction de la pollution et du potentiel de réduction pour les processus de production.

L'objectif de l'ACE étant de hiérarchiser les mesures en fonction de leur efficacité technique pour atteindre les normes, un classement peut être fait en fonction des coûts marginaux. Le calcul du coût marginal peut s'établir pour les techniques prises séparément ou pour la combinaison de deux ou plusieurs mesures. Dans ce dernier cas, il s'agit de calculer le coût lié à la réduction additionnelle des polluants. Sous forme d'équation, le coût marginal de la technique B (par rapport à une technique A) s'écrit :

$$Cm(C) = \frac{\text{Coût unitaire (C)} * \text{Qté polluant réduit (C)} - \text{Coût unitaire (A)} * \text{Qté polluant réduit (A)}}{\text{Qté polluant réduit (C)} - \text{Qté polluant réduit (A)}}$$

Le coût de réduction de la pollution correspond au coût total préalablement établi (montant d'investissement…) auquel doit s'ajouter le montant du coût

[4] Il est à noter que deux types de secteurs "source" sont distingués : les secteurs "source" principaux, c'est-à-dire eux qui correspondent directement à un certain processus de production et les secteurs "source" ajoutés correspondent à des secteurs annexes la production (tels que le transport…).

marginal multiplié par la réduction des polluants désirée. On obtient le coût total cumulé.[5] L'établissement d'une procédure de calcul afin de regrouper dans un tableau les coûts marginaux et totaux en fonction de la réduction de la pollution et selon l'inventaire technique effectué est alors réalisable.

Il est à noter que les grandeurs monétaires associées à ces mesures ne reflètent que les dépenses destinées à l'amélioration (ou à l'évitement de la dégradation) de la qualité de l'environnement. Elles ne fournissent pas une estimation monétaire des bénéfices réalisés. Par exemple, les gains futurs ne sont pas pris en compte dans une telle estimation.

B. Les difficultés liées à la construction de la courbe de réduction de la pollution

Certaines difficultés surviennent lors de la construction des courbes de coût de réduction de la pollution. Nous en distinguerons quatre types (voir aussi Radermacher et al. [1998]) : les interactions entre les techniques de réduction de la pollution, les interactions entre les polluants, l'incompatibilité des techniques de réduction de la pollution et les imputations arbitraires de coût.

L'introduction d'une technique B de réduction de la pollution peut agir sur les performances de la technique A déjà existante, et inversement. Il ne faut donc pas négliger cet aspect dans l'évaluation des performances de ces techniques.

De même, la mise en œuvre de techniques de réduction d'un type de polluants peut affecter d'autres polluants. Le recours à une technique de réduction d'un polluant peut ainsi augmenter l'émission d'autres types de pollutions.

L'existence de différentes techniques de réduction des émissions provenant d'un processus de production ou de consommation peut se traduire par une incompatibilité de nature double. Dans un premier cas, l'exclusivité mutuelle de techniques de dépollution au niveau micro-économique engendre une diminution des choix possibles pour améliorer la réduction des polluants. A un niveau plus agrégé, cette incompatibilité se traduit par la connaissance de l'existence et du nombre des techniques incompatibles. Le second cas est lié à l'introduction de nouvelles techniques qui rend obsolète les anciennes. Les performances de certaines techniques de réduction de la pollution ne pouvant atteindre les niveaux désirés, de nouvelles techniques vont être mises en place au niveau du processus de production (ou de consommation), nécessitant l'abandon de la précédente. En d'autres termes, il est nécessaire pour comparer la combinaison de techniques performantes, n'impliquant pas nécessairement le maintien de l'ancienne technique.

En général, une technique réduit les émissions d'un polluant. Cependant, certaines techniques réduisent les émissions de plusieurs polluants. Il arrive

[5] Il est à noter que dans le cas d'un calcul pour un seul polluant, on parle de "courbe de coût simple" et pour plusieurs polluants, "courbe de coût composé".

donc qu'on compte deux fois, voire plusieurs fois, les coûts de réduction en utilisant un modèle comprenant une courbe de coût pour chaque polluant. Comment, dans ce cas, imputer le coût de la technique de dépollution ? La solution la plus simple consiste à tenir compte des proportions dans lesquelles les émissions des polluants sont réduites. Mais ce faisant, on ne tient pas compte de la nocivité propre de chacun des polluants. On peut aussi introduire des courbes de coûts multiples, à distinguer des courbes de coûts simples, pour éviter ce problème de double comptabilité. Les polluants considérés doivent constituer ensemble un problème écologique, par exemple l'effet de serre, dont la courbe multiple constitue alors la courbe de coût.

Autre difficulté, les problèmes de pollution diffuse (type pollution azotée) compliquent la démarche tant au niveau de l'échelle spatiale appropriée qu'au niveau de l'effort à entreprendre.

En définitive, cette approche implique qu'il soit possible de construire une courbe de coût de réduction de la pollution pour toutes les combinaisons de techniques possibles. Cependant, les informations fournies par les courbes de coût de la pollution constitue un élément important pour la formation et l'évaluation des politiques publiques.

§.2. L'EVALUATION DES COUTS DIRECTS DANS UN CADRE DYNAMIQUE

La modélisation RAINS (*Regional Air pollution INformation and Simulation*), développée pour la pollution atmosphérique et plus récemment dans le cas de l'eutrophisation, en est un exemple pertinent. [6] Les résultats de cette modélisation ont notamment servis dans les travaux de révision de la Convention sur la pollution transfrontalière en 1996. Afin d'en appréhender la logique, nous présenterons cette modélisation dans le point A. et nous en soulignerons les limites.

A. Présentation de la modélisation RAINS

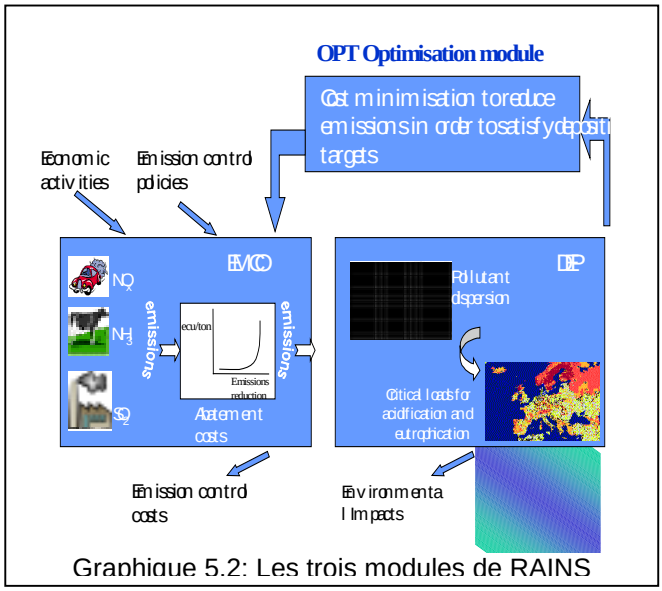
Dans le cadre d'une démarche de rationalisation des ressources affectées à la lutte contre la pollution atmosphérique, RAINS fait partie de l'un des modèles les plus fréquemment utilisés (voir aussi RIVM [1998]).[7] L'objectif de cette démarche vise à rechercher les mesures ayant le meilleur rapport coût - efficacité pour atteindre des normes d'émissions de certains polluants d'origine automobile. La modélisation de l'évolution des émissions de polluants atmosphériques est effectuée pour 36 pays européens.

[6] RAINS est développé depuis plusieurs années par des chercheurs européens, notamment aux Pays-Bas et en Autriche à l'IIASA (*International Institute Applied Systems Analysis*).

[7] D'autres modèles ont été développés tels que ASAM (Abatement Strategies Assessment Model), CASM (Co-ordinated Abatement Model), MOSES RIVM, les modèles de centre de recherche TNO…

RAINS se caractérise par une optique ascendante (*Bottom–up*) et par une structuration en trois modules très distincts dans leur logique mais reliés entre eux au niveau des informations nécessaires (voir graphique 5.2).

Suivant les différents modules considérés, RAINS fournit (1) une estimation des coûts liés au respect de la norme environnementale (EMCO, module Emission–Coût), (2) une localisation de la répartition des efforts à fournir (DEP, module de Dispersion) et (3) une optimisation visant à minimiser les coûts économiques d'atteinte de la norme environnementale (OPT, le module d'optimisation). Compte tenu de sa structuration, RAINS peut être utilisée selon deux modes :



Graphique 5.2: Les trois modules de RAINS

- Analyser les scénarios permettant d'évaluer les effets de pollution atmosphérique dans la zone concernée et d'estimer les coûts nécessaires pour développer les stratégies de réduction de ces émissions.

- Fournir, à l'aide d'une procédure d'optimisation, la répartition de l'effort à moindre coût en fonction d'une politique de réduction particulière.

Par la construction des courbes de coûts de réduction de la pollution, des informations sont fournies sur les techniques existantes, l'élaboration de scénario, les coûts d'atteinte des objectifs environnementaux et la répartition des efforts à effectuer.

Dans le cas des émissions d'azote provenant des activités agricoles, différentes alternatives sont considérées : alimentation multiphase (faible teneur en azote), biofiltration (système de ventilation), aménagement des bâtiments d'élevage, couverture des stockages, technique d'application de l'azote, substitution de l'urée. Sont fournies également les informations sur le potentiel de réduction des polluants (en %) au niveau des bâtiments, du stockage, des techniques d'épandage et de la prairie. Des informations relatives aux coûts de ces mesures de limitation des émissions d'azote sont fournies pour les montants des investissements (Euro / place d'animaux) et les coûts totaux (Euro / place d'animaux / an).

En pratique, tout changement dans l'estimation des coûts marginaux implique une modification dans l'allocation "optimale" de l'effort à consentir entre secteurs et entre pays. La détermination de ces coûts est alors utilisée comme

support à la prise de décision dans le cadre d'une négociation des politiques à mener.

B. Les limites de ce type d'approche

Certaines limites de cette approche sont à préciser. Elles ont trait à la non-prise en compte de la signification des fonctions environnementales et à l'existence de fortes incertitudes.

La construction de la courbe de réduction de la pollution introduit inévitablement des incertitudes quant aux chiffres fournis pour la mise en œuvre des techniques de réduction des pollutions. En effet, ils proviennent d'une estimation des techniques actuellement disponibles mais qu'en sera-t-il dans une dizaine d'années. Le coût et la performance du matériel n'auront plus grande signification. En d'autres termes, à long terme, le progrès technique peut déplacer la fonction de coût et rendre par conséquent obsolète celle, fixée, que l'on utilise.

En définitive, il réside inévitablement un caractère spéculatif dans ce type d'analyse concernant les performances techniques non encore existantes et les coûts pas encore évalués.

Ainsi, que ce soit dans une optique statique ou dynamique, l'analyse des coûts directs liés à la mise en œuvre de mesures techniques nous amène à formuler trois remarques :

- Les informations fournies dans le passé concernant les dépenses et l'efficacité de réduction ne sont pas nécessairement de bons indicateurs pour juger des coûts et de l'efficacité dans le futur ;
- Les estimations pour les coûts futurs de réduction sont extrêmement sensibles aux hypothèses formulées à propos de la disponibilité de technologies de réduction de la pollution, leurs coûts et leur efficacité, mais aussi de la période de temps nécessaire à la réalisation des améliorations et plus largement des conditions économiques ;
- Les différents coûts d'information sont significatifs, à différents niveaux de l'évaluation des performances, des exploitations agricoles, du secteur agricole, de l'économie dans son ensemble.

Ces analyses qui tentent de quantifier les politiques et les coûts d'opportunité pour parvenir à respecter les normes environnementales doivent prendre en compte différents ajustements. Des indications doivent par conséquent être fournies concernant, par exemple, l'horizon temporel retenu pour atteindre les normes, quelles hypothèses sont faites quant aux performances des techniques anticipées… Cependant, le développement de nouvelles techniques peut parfois paraître insuffisant. Une évolution structurelle du système de production peut être nécessaire.

V.2 Evaluation des coûts indirects dans l'Analyse Coût - Efficacité

En se plaçant dans la perspective de changements structurels, le problème n'est plus de savoir quelles sont les combinaisons de techniques efficaces, mais plutôt, *est-ce techniquement plus efficace d'avoir recours à des mesures structurelles ou à une combinaison de mesures techniques et structurelles ?* La détermination des coûts indirects signifie alors la recherche des coûts associés à ces changements, à moyen et à long terme. Cela suppose une analyse descendante (*Top–Down*), du niveau macro – économique au niveau micro - économique. La problème qui se pose alors est de savoir quelles sont les modélisations qui permettent d'appréhender les changements structurels et/ou techniques. Aussi, nous sommes nous interrogés sur la pertinence des modèles macro – économiques.

Dans la littérature économique, il faut remonter à 1936 pour trouver la première modélisation macro-économique. Le caractère macro–économique d'un modèle est défini par le niveau d'analyse (celui d'une région, d'un pays ou d'un ensemble de pays) et la prise en compte de la simultanéité des comportements des différents agents économiques et de leurs intérêts parfois antagonistes (voir aussi, Epaulard [1997], Faucheux & Levarlet [1999]). Selon nous, trois catégories de modélisation s'insèrent dans cette optique (voir Schubert & Zagamé [1998], Epaulard [1997], Duchin [1998]) : les modèles macro–économétriques (ou néo–keynésiens), les modèles d'Equilibre Général Calculable (EGC) et les modèles structurels. Ce rappel sur les différentes formes de modélisation permet de mettre en perspective la démarche structurelle qui est à la base de notre raisonnement.

V.2.1 Objectifs et enjeux de la modélisation macro-économique

Utilisés pour prévoir ou analyser les effets des politiques économiques, les modèles macro-économiques sont bien évidemment des réductions de la réalité. Le travail de modélisation suppose donc de différencier entre les caractéristiques importantes d'une économie. Trois optiques seront présentées dans le premier point. Répondant plus particulièrement à notre exigence de modélisation multidimensionnelle, nous nous intéresserons de manière plus précise à l'analyse structurelle dynamique.

§.1 TROIS TYPES DE MODELISATIONS MACRO-ECONOMIQUES

Les modèles macro–économiques sont des outils dont disposent les économistes pour la prévision et l'analyse des politiques économiques. Nous distinguons

trois types de modèles, qui se différencient entre autres, par leur vision des effets des politiques économiques sur des grandeurs macro–économiques. Ces différences viennent de ce que les fondements théoriques sur lesquels sont construits ces modèles divergent, voire s'opposent.

Après avoir connu un fort développement jusqu'au milieu des années 70, les modèles macro-économétriques, issus de la théorie keynésienne, rencontrent de nombreux concurrents. Deux catégories émergent : les modèles d'équilibre général calculable et les modèles structurels.

A. Les modélisations macro - économétriques

Les modèles macro-économétriques sont régulièrement utilisés pour construire des projections économiques et pour analyser les effets des politiques économiques à moyen ou court terme (Klein [1950], voir aussi Malinvaud [1991], Artus, Deleau & Malgrange [1986]). Leurs caractéristiques en font, en général, des modèles très dépendants des conditions de la demande.

Leur structure générale est composée d'un cadre comptable auquel sont ajoutées des relations de comportements (Malgrange [1992], Zagamé [1987], Deleau & Malgrange [1978]). Les différentes composantes de la demande (hormis les dépenses publiques) font l'objet d'équations de comportements estimés économétriquement.[8]

Notons toutefois que ces instruments d'appréciation à moyen ou court terme des effets de politiques de l'environnement comporte certaines lacunes (voir aussi, Sims [1980]). En effet, les modèles décrivent des anticipations le plus souvent adaptatives mais très rarement rationnelles, ce qui les empêche d'évaluer, par exemple, les effets d'annonce des politiques économiques et nuit à la stabilité des relations économétriques. Telle est la critique formulée par Lucas (1976).[9] De même, le progrès technique est toujours exogène. Enfin, les mécanismes de ces modèles sont largement définis dans le court terme, gouvernés plutôt par la demande.

Face à ces difficultés, certains modélisateurs couplent, par exemple, l'utilisation d'un modèle macro – économétrique avec une approche micro–économique, ce qui donne des indications sur la nature des changements de comportements susceptibles d'intervenir (voir en particulier, Lemiale & Zagamé [1998]).

---

[8] Les équations de comportement ont pour fonction d'expliquer, en s'appuyant sur la théorie économique, une grandeur économique en fonction d'autres grandeurs économiques. Elles contiennent donc des paramètres estimés par l'économétrie. Les équations comptables, par contre, assurent la cohérence comptable du modèle.

[9] D'après Lucas et les nouveaux classiques, les modèles macro-économétriques se contentent d'enregistrer des régularités dans les comportements des agents. Il faudrait, selon eux, déduire les comportements des agents de leurs objectifs et des contraintes qu'ils subissent. Cela nécessite d'éclairer les problèmes décisionnels des agents (voir aussi, Epaulard [1997], p.73).

En définitive, le recours à ce type de modélisation ne nous semble donc pas pertinent. En effet, les modélisations macro–économétriques ne permettent que des prévisions à moyen ou court terme. Leurs résultats sont très dépendants, en particulier, des hypothèses concernant les modes de financement des mesures retenus (limitation directe des émissions, subventions aux investissements…) et de l'environnement international. Enfin, les impacts écologiques ne sont pas pris en compte en tant que tels.

B. Les modèles EGC

Contrairement aux modèles macro-économétriques, les modèles d'équilibre général calculable (EGC) sont utilisés pour étudier les effets à long terme des mesures de politiques économiques structurelles.[10]

Du fait des fondements micro-économiques de cette approche, les choix sont alors explicitement modélisés en fonction des buts que les agents se fixent et des contraintes qu'ils subissent. Les hypothèses suivantes sont faites : les agents optimisent dans une perspective intertemporelle et les anticipations sont rationnelles. En raison de leurs fondements théoriques macro-économiques néoclassiques, l'ajustement des marchés est considéré comme se réalisant par les prix. Ceci signifie d'une part, qu'une fois déterminées les demandes et les offres pour tous les biens, l'équilibre macro–économique est obtenu pour les prix qui, simultanément et sur tous les marchés égalisent l'offre à la demande. D'autre part, l'hypothèse d'anticipation rationnelle octroie la possibilité de dynamiser les comportements, enrichissant la démarche d'une description du cheminement d'un équilibre à un autre.

A la différence des modèles macro–économétriques, dont les équations sont estimées par l'économétrie, la technique retenue pour chiffrer les modèles EGC est celle du calibrage. Autre différence importante, ces derniers fournissent un critère unique (le bien-être social) pour dire si une politique économique est préférée à une autre.

Dans une optique statique, le travail de Verbruggen et al. [1999] présente une comparaison entre l'établissement d'une analyse coût – efficacité au niveau national sur la base des calculs des coûts directs et celle reposant sur une modélisation EGC. Il s'agit dans le second cas, de l'estimation des variations, du fait de l'introduction de scénarios variés, de certains agrégats économiques (par

[10] Pour Beaumais et al. ([1998], p.322), hormis le modèle précurseur de Nordhaus [1991a, 1991b] qui possède des particularités, les modèles peuvent être regroupés en trois familles : les modèles d'optimisation ou de planification faisant appel à la maximisation intertemporelle d'une fonction d'utilité du planificateur (Manne & Richel [1990]) ; les modèles économétriques dans la tradition des travaux de Jorgenson (voir Jorgenson & Wilcoxen [1990]) ; les modèles d'équilibre général dans la tradition Harberger – Scarf – Shoven – Whalley (pour un survey : Schubert [1993], pour les modèles statiques : Whalley & Wigle [1991], pour les modèles dynamiques : Burniaux et al. [1992], Beaumais et Schubert [1994]).

exemple, le revenu national, dans divers secteurs d'activité…), des dépenses de protection de l'environnement et des émissions de polluants.[11]

L'introduction de l'aspect environnemental dans la fonction d'utilité se heurte pourtant à la pauvreté des informations empiriques fiables. En effet, les modélisateurs ne disposent que de peu d'information sur les attitudes des agents économiques vis–à–vis des phénomènes environnementaux (consentement à payer…) qui permettraient de calibrer la fonction d'utilité. Ce qui fait que les faiblesses majeures des modèles EGC sont l'étroitesse de leur base empirique et la non prise en compte des impacts écologiques en tant que tels. Dernier point négatif, ces modèles reposent sur l'hypothèse d'agents représentatifs. Or la réalité est tout autre, ce qui pousse Kirma [1992] à s'interroger sur la signification des choix effectués par des agents représentatifs.

En résumé, les modèles EGC permettent d'identifier la politique économique la meilleure à long terme. Cependant, l'introduction de l'état de l'environnement, sous une forme ou une autre (stocks de ressources naturelles, émissions de déchets) comme argument de la fonction d'utilité, reste difficile par manque d'informations empiriques nécessaires au calibrage du modèle.

C. Les modèles structurels

Développée dans de nombreux domaines, l'approche structurelle en économie correspond à une théorie et à une méthode qui relient les changements technologiques, les modes de vie et l'environnement. Sa principale utilisation réside dans l'évaluation de scénarios alternatifs de sentiers futurs de l'économie. Il s'agit donc plutôt d'une construction pratique que d'une critique des précédentes modélisations.

L'économie structurelle est en fait une prolongation de l'analyse Entrée – Sortie. Elle vise à décrire l'état ou la structure d'un système économique et les changements quantitatifs et qualitatifs qui surviennent dans cette structure à travers le temps (voir Chenery [1975]). Pour ce faire, les modèles structurels suppose une représentation des techniques et des changements techniques suffisamment concrète et fiable pour réaliser une analyse avec un contenu empirique. Ces modèles s'intéressent en particulier à la vitesse et aux directions du changement dans le long terme de variables qui sont considérées comme des données dans la modélisation économique conventionnelle.

Les modèles structurels ont été développés dans le cadre de l'économie écologique avec les travaux pionniers de Georgescu-Roegen [1951] et Daly [1968] qui ont utilisé ce formalisme pour illustrer l'interdépendance entre les activités humaines et le milieu naturel (voir aussi, O'Connor [1993a, 1993b,

[11] A titre d'exemple, nous pouvons citer les travaux réalisés pour évaluer les conséquences pour l'économie française de politiques de réduction des utilisations des engrais minéraux dans le domaine agricole (voir Gohin [1998], Gohin et al. [1999]). Il n'existe pas de prise en compte des effets sur l'environnement dans ce cas.

1994]).[12] L'économie étant considérée comme un système avec des flux d'entrée et de sortie, il devient nécessaire d'analyser les limites physiques aux améliorations d'efficacité technique dans les secteurs de production et l'impact de la production économique ou du dépôt de déchets sur l'environnement physique.

Une des forces de l'analyse structurelle est qu'elle repose sur une approche en termes physiques des activités de production et de consommation. Le problème de l'actualisation est alors mis de côté. Une autre différence tient au fait qu'il n'existe pas d'équilibrage automatique des variations de prix par les quantités physiques. Dans les modèles d'équilibre général néoclassiques, cet ajustement se réalise automatiquement par les élasticités. Ce qui fait que la démarche structurelle réside en une analyse des variations des structures et non de substitution à la marge.

L'un des reproches le plus souvent formulé concernant cette démarche réside dans l'utilisation des coefficients fixes, c'est-à-dire que les paramètres qui devraient être variables sont constants. Cependant, dans de nombreuses recherches une projection des paramètres est effectuée à travers des scénarios alternatifs.

L'analyse structurelle fournit donc une approche permettant de situer les activités économiques dans un environnement technologique, environnemental, social, démographique et culturel plus large. Elle peut explorer les alternatives existantes pour des industries, des groupes sociaux au niveau des changements structurels et non pas seulement les réductions substantielles de la dégradation de l'environnement. Duchin ([1998], p.3) précise, par ailleurs, que l'économie structurelle présente une perspective intéressante pour la société actuelle d'envisager quelles sont les options face à des problèmes sociaux et environnementaux. Cela nécessite de l'*imagination* ainsi qu'une possibilité de décrire les solutions possibles. Ce type d'imagination met sur un pied d'égalité les spécialistes, les consommateurs, les citoyens ou tout autre acteur économique (voir aussi, Chapitre VII). Intéressons–nous maintenant plus précisément au développement de l'analyse structurelle dans un cadre dynamique.

§.2. ANALYSE STRUCTURELLE DANS LE CADRE DYNAMIQUE

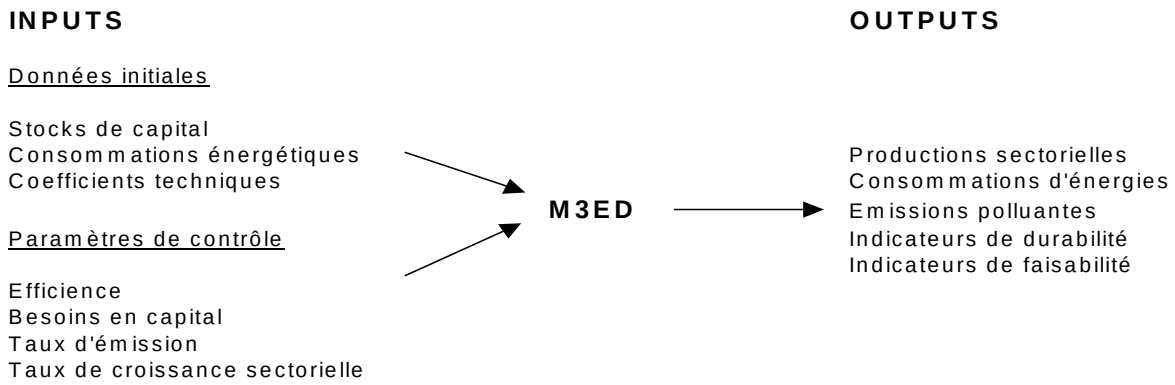
Au sein de l'analyse structurelle, au moins deux types de modélisation sont répertoriés comme étant dynamiques. La première rassemble les travaux réalisés à l'Université de New York (Institut de l'analyse économique) qui

[12] Il est à noter également qu'une généralisation de la structure Entrée – Sortie a été réalisée par Ayres et ses collègues pour expliciter la représentation des bilans matières (Ayres & Kneese [1969], Ayres [1978], Ayres & Ayres [1994]).

portent sur le modèle Entrée – Sortie, type Leontief (voir Duchin [1998]). La seconde catégorie regroupe les modèles de simulation structurelle économie - environnement (SEESM). Différentes réalisations ont été effectuées dans cette modélisation : celles des modèles Entrée – Sortie type Leontief (Méral, Schembri & Zyla [1994]), les modèles systémiques d'analyse énergétique (Slesser [1992], Crane [1996]).

Développé dans l'optique de SEESM, le modèle M3ED, *Modélisation Economie Energie Environnement Développement*, développé pour une économie nationale, permet de mettre en évidence les relations entre le secteur énergétique, les autres secteurs d'activité et la demande finale (Méral et al. [1994], O'Connor, Ryan & Schenk [1996], Ryan [1996], Faucheux & O'Connor [1996], O'Connor & Ryan [1999], Faucheux & O'Connor (eds) [1998], Schembri [1999a, 1999b]). Une caractéristique essentielle du modèle réside dans la définition des secteurs d'activité. Une partition est proposée entre les activités qui interagissent directement entre l'environnement naturel - l'agriculture, le secteur énergétique, les activités de traitement des pollutions - et les autres activités : l'industrie, les services, les transports, les ménages.

Après avoir posé les données initiales et les paramètres de contrôle (voir graphique 5.3), le modèle calcule des algorithmes, lesquels constituent les principaux outputs.



Graphique 5.3 : Structure informationnelle du modèle de simulation M3ED

Tout d'abord, des données en capital sont fournies : le stock de capital évalué en francs constants, le stock de capital évalué en énergie fossile contenue, le stock additionnel de capital ajusté. Ensuite, viennent les données relatives à la production, laquelle est mesurée en francs constants et en énergies fossiles contenues. A celles-là, s'ajoutent les flux d'échange intersectoriels : les coefficients techniques et les taux de croissance sectorielle requis. C'est par ce biais que l'on greffe une "teneur dynamique" au tableau Entrée-Sortie. Le modèle fournira alors la réallocation sectorielle du produit global. Enfin, le taux

de croissance de l'économie et le niveau induit de productivité sont calculés (Ryan [1996]). [13]

La modélisation se caractérise également par la distinction entre la capacité productive désirée et la capacité productive effective. Incorporant le concept de durabilité au "sens fort ", il vise avant tout à mesurer le potentiel de croissance d'une économie sous des contraintes d'utilisation des capitaux technique et naturel, tout en recherchant les effets transmis à travers l'économie (et parfois contre-intuitifs) initiés par l'application de diverses politiques.

L'aspect simulation de scénario est lié à la non-possibilité de savoir quelles variables seront pertinentes dans le futur. On ne peut donc faire de prévision. On peut par contre formuler des hypothèses à leur sujet. De cette façon, on peut obtenir des informations sur les interactions entre les variables et donc apprendre davantage au sujet du système économie–environnement étudié.

Pour obtenir ces simulations, on peut avoir recours à deux catégories d'hypothèses au niveau de la modélisation :

- Soit en posant des restrictions physiques et en déterminant les limites sur les taux de croissance du produit économique possible et de la consommation finale ;
- Soit en posant les taux de croissance et en identifiant les conditions suffisantes du point de vue technologique et environnemental pour que ce scénario de production puisse être considéré comme possible.

Dans l'optique du M3ED, le point terminal des scénarios (ou plus généralement une série de conditions limites) peut être utilisé afin d'identifier les hypothèses physiques nécessaires à l'atteinte de cet objectif. Il permet ainsi de mettre en évidence les hypothèses physiques critiques.

De plus, du fait de la longueur de la période de temps, les incertitudes sociales et scientifiques deviennent de plus en plus fortes. Ceci tend d'une part, à réduire la pertinence des approches traditionnelles d'optimisation et d'autre part, les explorations des scénarios, qui sont essentiellement des analyses de sensibilité fondées sur la variation des paramètres clés et/ou des spécifications de modèles, offre la possibilité de fournir des éclairages sur l'importance et les limites des incertitudes.

En définitive, le M3ED n'est pas un modèle de comportement, mais un modèle de conditions limites devant indiquer les impacts physiques futurs de tel ou tel scénario. L'idée principale est qu'il est nécessaire de rechercher directement les prospectives physiques et technologiques de substitution dans divers secteurs de production et d'interpréter comment les processus de changement social peuvent peser sur les tendances de la consommation et de la production. Il

[13] Dans le modèle M3ED, les données relatives au secteur industriel sont endogènes. En revanche, celles relatives aux autres secteurs d'activité sont préalablement posées.

convient donc d'adopter une modélisation qui s'intéresse directement aux processus de changement.

C'est la logique suivie dans les projets de recherche financés par la Commission européenne, DGXII, et dans l'étude *National Resources and Environmental Accounting in the Czech Republic* réalisée avec des fonds du programme européen PHARE.[14] La démarche GREENSTAMP et son application à la République Tchèque se concentrent en particulier sur le développement d'un cadre conceptuel et des méthodes empiriques robustes pour quantifier les coûts d'opportunité économique associés à l'atteinte des normes de soutenabilité (Radermacher W. [1999], Radermacher et al. [1998], EC [1996], O'Connor & Ryan [1998], O'Connor [1999a]). Le M3ED est alors utilisé comme support à l'analyse des trajectoires économiques permettant l'atteinte des objectifs macro-économiques de performances environnementales préalablement définis.

Se situant dans la même perspective, le M3ED–AGRI, le module agricole, développé en parallèle du M3ED, a été conçu pour appréhender l'évolution de l'agriculture au niveau de la seule région Bretagne.

V.2.2 M3ED - AGRI : le module agricole du M3ED

La modélisation M3ED – AGRI est un modèle d'offre agricole multi - produits appliqué à la seule région Bretagne.[15] Elle sert de support à l'analyse coût – efficacité dont l'objectif est d'établir les performances de diverses formes d'agriculture en vue de respecter les normes environnementales. En d'autres termes, cette modélisation cherche une quantification de l'effort à consentir pour atteindre les normes de soutenabilité.

Une fois la structure du M3ED–AGRI exposée, nous expliciterons les hypothèses sous-jacentes et les coefficients techniques de cette modélisation. Les indicateurs de performance seront présentés dans un dernier point.

§.1. PRESENTATION DE LA SPECIFICITE ET DE L'OPTIQUE DE M3ED-AGRI

Le modèle M3ED–AGRI est un module, présentant l'activité agricole dans la seule région bretonne. Le lien entre ces deux modélisations réside dans le taux de croissance de l'économie nationale – et plus particulièrement du secteur

[14] PEC, projet n°85.2200.10, 1998.

[15] La modélisation M3ED-AGRI a été élaborée en collaboration avec Patrick Schembri dans le cadre de la recherche "*Quantification et modélisation du Capital Naturel Critique pour la mise en œuvre d'une politique de développement durable en France*", par le Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (1997-1999) sous la direction scientifique de O'Connor M. & Schembri P. (C3ED). Les financements proviennent également de la DGXII pour la recherche "*Making Sustainability Operational: Critical Natural Capital and the implication of a Strong Sustainability Criterion*" coordonnée par Ekins P. (Université de Keele, UK).

agricole - fourni au M3ED-AGRI par le M3ED (voir Schembri & Douguet [2000]).

Le M3ED-AGRI est employé pour explorer l'influence de la variabilité des normes de qualité des eaux sur les rendements physiques associés à la production agricole. En d'autres termes, nous cherchons à mettre en évidence les charges d'ajustement que le secteur agricole subirait suite à la mise en place de telle ou telle mesure visant à protéger l'environnement. La technique de modélisation par la dynamique des systèmes vise à souligner les points de conflit dans l'allocation des ressources entre les productions végétales et animales, ainsi qu'a établir les conditions limites d'un sentier de croissance à long terme.

La désagrégation du module agricole M3ED-AGRI est opérée en fonction des principaux postes de la production agricole : les productions végétale et animale. Elle vise ensuite à différencier les divers types de culture et d'élevage. Chaque sous-module "production végétale" fournit des informations relatives aux apports azotés, phosphorés et potassiques, aux besoins en produits phytosanitaires, lesquels sont rapportés à la surface utilisée. De même, chaque sous - module "production animale" indique la quantité d'eau consommée et les déjections liées à cette activité. Chacun de ces sous-modules souligne par ailleurs la quantité de capital technique requise.

Autres particularités, cette modélisation tient compte des "entrées" d'azote, de phosphore et de potasse d'origine animale d'une part, et d'autre part, des exportations de ces mêmes éléments par les cultures végétales. Nous retraçons en quelque sorte le cycle de l'azote. Cela nous semblait essentiel du fait de la place de la production animale en Bretagne. Ces deux catégories apparaissent sous la forme des deux tableaux situés aux extrémités du graphique 5.4.

TABLEAU D'ENTREE			**PRODUCTION**						**EXPORTATION**
	Production animale			Production animale	Production végétale	Surface	Production totale		Production végétale
Emissions organiques	Ai		Engrais organiques	-	Bi	Si			Exi
			Engrais chimiques	-					
			Pesticides	-	Pi	Sp			
			Eau	Oa	Ov				
			Surface	Sa	Sv	St			
			Production totale	Xa	Xv		Xt		
			Part en France				Xf		
			Part en Europe				Xe		
			Exportation				Ext		

Graphique 5.4 : La structure du module M3ED-AGRI

Avec ***Ai***, les émissions d'azote, de phosphore et de potasse, au niveau de la production animale ; ***Bi***, le besoin des plantes en azote, phosphore et potasse par hectare ; Pi, le taux d'utilisation de pesticides par culture ; ***Oa***, la consommation d'eau par le bétail ; ***Ov***, la consommation d'eau pour l'irrigation ; ***Sa***, la densité animale ; ***Sv*** le rendement à l'hectare ; ***Xa*** et ***Xv***, respectivement les productions animale et végétale ; ***Si***, la concentration d'azote, phosphore et potasse ; ***Sp***, le taux d'utilisation de pesticides par hectare ; ***St***, la surface agricole utilisable totale ; ***Xt***, la production agricole totale bretonne, ***Xf***, la part de la production agricole bretonne en France, ***Xe***, la part de la production agricole française en Europe , ***Ext***, la part de la production agricole bretonne destinée à l'exportation dans celle au niveau français, ***Exi***, le niveau d'exportation d'azote, de phosphore et de potasse par les cultures végétales.

A partir de cette matrice représentant l'esprit de la modélisation M3ED-AGRI, nous pouvons dégager quelques idées clés.

Les domaines de faisabilité sont déterminés en fonction des pratiques culturales et d'élevage définis d'après des critères géographiques et technico-économiques, lesquels sont rattachés aux taux d'usage des intrants, aux rendements à l'hectare, à la densité animale et aux surfaces utilisées. En d'autres termes, l'allocation des ressources entre les productions végétale et animale fournit des réponses variées au problème du développement non soutenable de l'agriculture.

Du fait des pertes d'information liées aux limites de désagrégation et à la difficulté de quantifier les enchaînements causaux associant l'agriculture et la qualité des eaux, l'incertitude devient partie prenante de la prise de décision. Ceci se traduit, d'une part, par un travail de modélisation visant plutôt à définir quelques indicateurs de pression environnementale et non à établir de manière précise les impacts de l'agriculture sur l'environnement et, d'autre part, par l'emphase sur le rôle de la modélisation (et des scénarios) comme explorateur de l'espace de faisabilité pour l'économie bretonne. A l'intérieur de ce cadre méthodologique, la simulation proposée ci-dessous souligne, en plus, les écarts d'évolution des bilans consécutifs à une incertitude de 10% sur la valeur des taux d'émission. Cette procédure vise à quantifier les propriétés limites du modèle ou encore la sensibilité de son comportement dynamique au regard de certaines variables critiques. L'ensemble de ces précautions méthodologiques visent ainsi à évoquer l'incertitude en tant que support fondamental de l'analyse coût-efficacité afin d'évaluer telle ou telle politique environnementale.

§.2. STRUCTURE DU M3ED-AGRI

La modélisation de l'offre agricole intègre une diversité des conditions technico-économiques des exploitations bretonnes. Le modèle permet, à l'échelle régionale de distinguer, en ce qui concerne la production agricole, deux composantes : la première est relative à la production végétale, la seconde à la production animale [16] (pour le détail de la programmation, voir Annexe 1).

[16] Les données de la modélisation proviennent des nomenclatures proposées par l'IFEN, EUROSTAT et l'AGRESTE [1991, 1997]. Dans le cadre du modèle M3ED-AGRI, la production agricole est évaluée en volume (année initiale 1990).

A. La production agricole

La production régionale, qui comprend les composantes végétale et animale, est calculée comme suit :

$$Q_{AGR}(t) = a_v(t).Q_{AGR}(t) + a_a(t).Q_{AGR}(t)$$

Pour la production végétale : $a_v(t) = \dfrac{\sum_n Q_n(t)}{Q_{AGR}(t)}$; $n \in \mathrm{N}$

Pour la production animale : $a_a(t) = \dfrac{\sum_b Q_b(t)}{Q_{AGR}(t)}$; $b \in A$

Il est à noter l'existence d'un lien étroit avec le niveau national de la production agricole à travers la part de la production agricole régionale dans les exportations nationales.

B. La production végétale

Toute production végétale dépend du rendement à l'hectare, de la surface utilisée et d'un facteur de croissance lié à la demande en produits agricoles : [17]

$$Q_n(t) = \begin{cases} \rho_n(t).S_n(t).\varpi_v(t) & \text{pour tout } t < \bar{t} \\ \rho(\Phi(\varepsilon_n, t), \bar{\rho}_n).S_n.\varpi_v(t) & \text{pour tout } t \geq \bar{t} \end{cases};$$

$$\varpi_v(t) = \frac{Q_v(t)}{Q_v(0)}$$

$$\rho_n = \frac{Q_n(0)}{S_n(0)}$$

ρ désigne le rendement à l'hectare pour la culture n, S la superficie et ω le facteur de croissance ; $\Phi(\varepsilon_n, t)$ est une fonction de distribution d'un délai et ε l'opérateur de délai associé au temps de réalisation d'un objectif de rendement. Cela revient à dire que nous mesurons les incidences des formes d'agriculture sur les usages de pesticides et les émissions nettes d'azote en fonction des objectifs de rendement préalablement posés.

[17] Dans ce modèle, $\bar{t}$ est la date à laquelle les formes alternatives d'agriculture commenceront à être mises en application (année 2000, pour les simulations). Par ailleurs, tout paramètre $\bar{x}$ intervient en tant que paramètre de contrôle dans l'élaboration des scénarios testés.

Pour ce qui est des émissions polluantes, le modèle dispose de charges variables ventilées par type de culture. Nous calculons les quantités moyennes de produits phytosanitaires nécessaires en tenant compte des fréquences annuelles de pulvérisation.

$$P_p^n(t) = \begin{cases} \pi_p^n.\rho_n(t).\nu_p^n.S_{ep}^n(t).\tau_p^n.\varpi_v(t) \text{ pour tout } t < \bar{t} \\ \bar{\pi}_p^n.(\rho(\Phi(\varepsilon_n,t),\bar{\rho}_n).\nu_p^n.S_{ep}^n).\bar{\tau}_p^n.\varpi_v(t) \text{ pour tout } t \geq \bar{t} \text{ ;} \end{cases}$$

$$\pi_p^n = \frac{P_p^n(0)}{Q_n(0)} \text{ avec } p \in \mathrm{P}$$

$$\nu_p^n = \frac{Q_n(0)}{S_{ep}^n(0)}$$

π_p^n exprime la quantité de produit phytosanitaire de type *p* utilisée afin d'obtenir un quintal de culture de type *n* ; τ_p^n désigne le nombre moyen de traitements à l'année ; ν_p^n représente le produit agricole rapporté à la superficie effectivement traitée par le produit de type *p*. Nous précisons que l'exposant *p* recense les herbicides, les insecticides et les fongicides.

Quant aux fertilisants chimiques, nous calculons les quantités moyennes d'engrais épandues à l'hectare. La consommation d'engrais pour toute production végétale peut s'écrire :

$$F_f^n(t) = \begin{cases} \phi_f^n.\rho_n(t).S_n^f(t).\varpi_v(t) \text{ pour tout } t < \bar{t} \\ \bar{\phi}_f^n.\rho(\Phi(\varepsilon_n,t),\bar{\rho}_n).S_f^n.\varpi_v(t) \text{ pour tout } t \geq \bar{t} \text{ ;} \end{cases}$$

$$\phi_f^n = \frac{F_f^n(0)}{Q_n(0)} \text{ avec } f \in \Phi$$

ϕ_f^n représente la quantité de fertilisants employée en vue d'obtenir un quintal de produit agricole de type *n*. Nous ajoutons que l'indice *f* recense les engrais azoté, phosphoré et potassique.

De manière synthétique, nous avons regroupé les informations concernant les engrais et les produits phytosanitaires, c'est-à-dire les coefficients techniques au sein d'un tableau (voir Tableau 5.2).

Tableau 5.2 : configuration paramétrique pour les productions végétales

	blé	maïs	orge	avoine	fourrage	colza
Exportations*						
kg d'azote par quintal	1.9	1.5	1.5	1.9	1.2	3.5
kg de phosphore par quintal	0.9	0.7	0.8	0.8	0.55	1.4
kg de potasse par quintal	0.7	0.5	0.7	0.7	1.2	1.0
paramètres de contrôle						
surface en ha**	165 384	62 642	67 100	20 272	284 504	21 280
rendement q/ha**	78	70	70	55	111	32
produits phytosanitaires						
taux d'émission	0.037	0.087	0.037	0.037	0.037	
nombre moyen de traitements***						
herbicides	1.4	1.4	1.2	1.5	1.5	
insecticides	1.5	1.1	1.3	2.6	1.2	
fongicides	2.2	1.1	1.7	1.7	2.3	
Engrais**						
kg d'azote par quintal	3	1.79	2.64	4.14	1.40	8
kg de phosphore par quintal	0.53	0.49	0.97	0.74	0.307	1.308
kg de potasse par quintal	0.862	0.8	0.99	1.218	0.505	2.154

(source : * normes CORPEN ** AGRESTE [1991] *** Bonny et Carles [1993])

C. La production animale

Toute production animale dépend du chargement, de la superficie et d'un facteur de croissance associé à la demande en produits d'élevage :

$$Q_b(t) = \kappa_b . N_b(t) . \alpha_b$$

$$N_b(t) = \begin{cases} \left(\varphi_f^b\right)^{-1} . \sigma_b . \varpi_a(t) \text{ pour tout } t < \bar{t} \\ \varphi^{-1}\left(\Phi\left(\varepsilon_b, t, \left(\overline{\varphi}_f^b\right)^{-1}\right)\right)\sigma_b . F_f^b(\text{t}) \text{ pour tout } t \geq \bar{t} \text{ ;} \end{cases}$$

$$\kappa_b = \frac{Q_b(0)}{\alpha_b . N_b(0)}$$

$$\sigma_b = \frac{N_b(0)}{S_{ep}(0)}$$

$$\varphi_f^b = \frac{F_f^b(0)}{S_{ep}(0)}$$

Q_b définit ici la quantité de viande effectivement produite et N le nombre de têtes ; κ_b désigne le poids net moyen et σ_b le nombre d'animaux par unité de surface épandable ; S_{ep} la surface agricole dite épandable[18] ; φ_f^b désigne la quantité de fertilisant f d'origine animale b par unité de surface épandable ; α_b est la part du cheptel effectivement abattue à l'issue de l'année initiale ; enfin ϖ_a, le facteur de croissance rattachée à la demande en produits agricoles d'origine animale.

Nous précisons que toute production animale est caractérisée par des apports en azote, phosphore et potasse :

$$F_f^b(t) = \begin{cases} \eta_f^b . N_b(t) \text{ pour tout } t < \bar{t} \\ \eta(\Phi(\varepsilon_f^b, t)\bar{\eta}_f^b) . N_b(t) \text{ pour tout } t \geq \bar{t} ; \end{cases}$$

$$\eta_f^b = \frac{F_f^b(0)}{N_b(0)}$$

η_f^b exprime les apports moyens en azote, phosphore et potasse pour chaque animal sur l'année.[19]

Comme précédemment, nous avons réuni, au sein d'un tableau récapitulatif, les coefficients techniques concernant la production animale (voir Tableau 5.3).

	bovins	porcins		volailles	ovins et caprins
		charcutiers	truies		
kg d'azote par tête*[20]	47,68	10	9,88	0,44	8
kg de phosphore par tête*	19.9	3	15	2.55	3.6
kg de potasse par tête*	50.25	2.2	11	1.45	9.6
poids moyen net en kg**	327,6	89,8	149,7	1.25	14,05
paramètres de contrôle					
chargement par ha***	1.389	3,9	1,1	35	
surface en ha	710 000	2 057 144	513 217	79 107 m²	

Tableau 5.3 : Configuration paramétrique pour les productions animales

[18] Elle est supposée représenter près de 70% de la surface agricole utile.

[19] L'azote organique co-produit par l'élevage est mesuré à partir des effectifs des animaux présents sur les exploitations et des normes du CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates).

[20] Source : *normes CORPEN ** AGRESTE [1997] *** Pochon [1992] [moyenne par grande catégorie d'animal].

§.3. EVALUATION DES POLITIQUES PUBLIQUES ET INDICES COUT - EFFICACITE

La modélisation propose une mesure dynamique des coûts d'opportunité et de la performance environnementale associés à la mise en œuvre de politiques visant à restaurer la qualité des eaux sur une période de 30 ans (2000 – 2030). Elle est donc la base sur laquelle repose l'analyse coût – efficacité. Il nous reste alors à définir un critère approprié pour classifier les alternatives d'agriculture.

A. Les indicateurs économiques

L'étude du coût économique d'opportunité consiste à prendre pour référence un agrégat économique, le produit agricole régional, puis à confronter sa progression tendancielle et celle consécutive à un "ajustement écologique". L'évaluation revêt un contenu dynamique à travers la comparaison des tendances simulées, et non de grandeurs produites à un instant donné.

On note ici $Q_{agr}^{ref}(t)$, le produit agricole tendanciel soumis à aucune contrainte environnementale et $Q_{agr}^{i}(t)$, le produit agricole "écologiquement ajusté". Une mesure du coût économique d'opportunité consiste à déduire du produit tendanciel la part nécessaire au respect de l'exigence écologique :

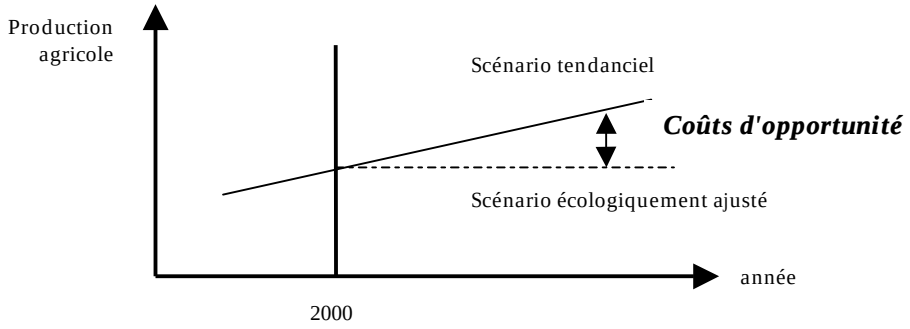
$$C_i(t) = Q_{agr}^{ref}(t) - Q_{agr}^{i}(t).$$

La perte de croissance économique issue de la contrainte écologique prend alors forme dans l'expression du coût d'opportunité rapporté au produit tendanciel :[21]

$$\mathrm{X}_i(t) = \frac{C_i(t)}{Q_{agr}^{ref}(t)}.$$

Cette mesure représente une interprétation dynamique du pourcentage de perte de croissance économique engendré par la transition vers des pratiques agricoles "écologiquement ajustées". Graphiquement, cette mesure pourrait être représentée de la manière suivante (voir graphique 5.4) :

[21] C'est en des termes similaires que Weitzman [1997] propose une approche économique de la durabilité. Selon l'auteur, dans le cadre d'un équilibre économique (associé à des critères d'optimalité) tout agrégat 'écologiquement ajusté' devrait égaler en valeur le niveau constant annuel de consommation future, lequel correspond au sentier de croissance durable.



Graphique 5.4 : Représentation graphique du coût d'opportunité

A des fins de simplification, nous considérons que les évolutions des scénarios se caractérisent par une droite. Il est bien évident qu'elles ressemblent plus à des courbes. Deux possibilités de calcul sont possibles : soit c'est l'écart instantané entre les deux scénarios qui est recherché, soit c'est l'intégrale, c'est-à-dire le cumul des écarts instantanés sur une période.

Cette analyse coût-efficacité permet ainsi la comparaison des sentiers d'évolution des principaux agrégats économiques. C'est la démarche qui est également employée pour le calcul de la performance environnementale.

B. Les indicateurs de pression environnementale

L'étude de la performance environnementale conduit à observer les évolutions tendancielles et "écologiquement ajustée" de certains indices de pression écologique, tels que le bilan azoté et les émissions de produits phytosanitaires.

Nos principaux indices de pression écologique sont synthétisés dans l'approximation des bilans azotés, phosphoré et potassique pour la région Bretagne :

$$B_f(t) = \sum_b F_f^b(t) + \sum_n F_f^n(t) - \sum_n \psi_f^n . Q_n(t)$$

$$\psi_f^n = \frac{f_n}{Q_n},$$

B_f exprime le bilan des diverses catégories de flux de polluants associées aux activités agricoles. Une telle approximation recense sur l'année les divers apports (entrées) tels les fertilisants d'origine organique (F_f^b) et les fertilisants d'origine minérale (F_f^n), ainsi que les exportations (sorties) assurées par les cultures ($\psi_f^n . Q_n$).

Le bilan est ainsi calculé pour l'azote, le phosphore et la potasse. Cette approche constitue le support analytique pour mesurer la performance environnementale des activités agricoles au plan régional.

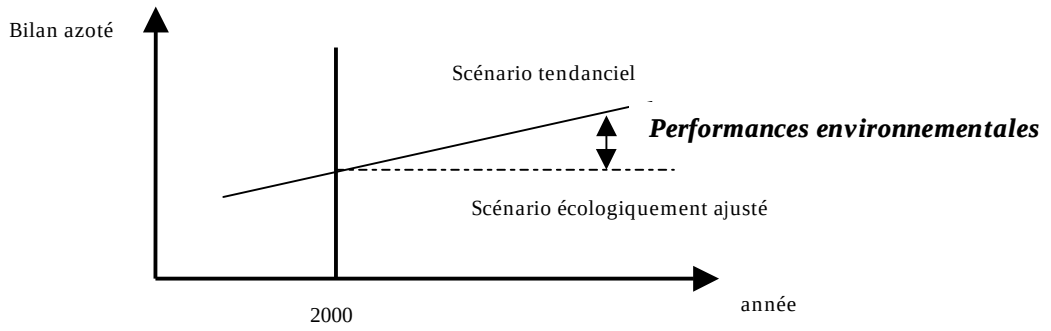
Le calcul de la performance environnementale permet la comparaison entre les émissions nettes d'azote issues du scénario tendanciel et celles déduites du scénario alternatif *i* :

$$\Delta P_i(t) = B_f^{ref}(t) - B_f^i(t)$$

De même, le pourcentage d'amélioration de la qualité environnementale s'écrit de la manière suivante :

$$\Pi_i(t) = \frac{\Delta P_i(t)}{B_f^{ref}}$$

Comme pour l'analyse des coûts d'opportunité, la représentation graphique de la performance environnementale prend la forme suivante (graphique 5.5) :



Graphique 5.5 : Représentation graphique de la performance environnementale

Utilisant les informations issues de l'agrégat économique et de l'indicateur écologique, il est possible, dans un troisième temps d'envisager la construction d'un critère de classification pour comparer l'efficacité technique des divers scénarios retenus.

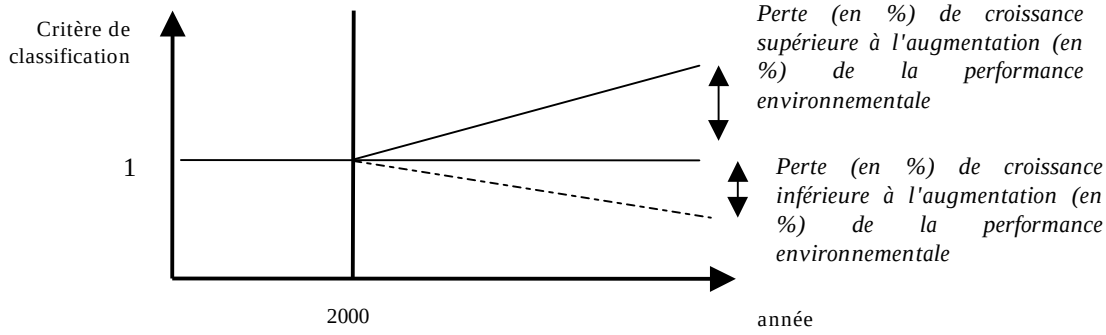
C. Le critère de classification

Il nous reste désormais à définir un critère approprié de classification de chacune des formes d'agriculture proposée. Pour ce faire, deux types de critères ont été développés : (a) une classification multidimensionnelle des scénarios et (b) le calcul des charges et des délais d'adaptation.

(a) Nous avons établi, dans un premier temps, un critère de classification revêtant un caractère multidimensionnel puisqu'il s'agit de l'indicateur du coût d'opportunité rapporté à la performance environnementale :

$$R_i(t) = \frac{\mathrm{X}_i(t)}{\Pi_i(t)}.$$

Le critère de classification des pratiques agricoles mesure précisément le pourcentage de perte de croissance par pourcentage d'accroissement de la performance environnementale. En valeur absolue, ce critère est l'expression du coût économique marginal étroitement associé au mode d'ajustement des pratiques agricoles adopté (voir graphique 5.6).



Graphique 5.6 : Le critère de classification des formes d'agriculture

Ainsi, lorsque $R_i(t) > 1$, la perte de croissance économique excède la performance environnementale. A l'inverse, lorsque $R_i(t) < 1$, la perte de croissance économique progresse à mesure que la performance environnementale croît. Enfin, une stricte proportionnalité entre la perte de croissance et la performance environnementale correspond à $R_i(t) = 1$.

En tant que critère de classification, *R(t)* constitue donc une mesure de la difficulté (ou la facilité) relative à l'atteinte d'objectifs environnementaux. Ce critère souligne l'importance des changements structurels auxquels le secteur agricole devra se soumettre s'il suit tel ou tel mode d'ajustement. Enfin il nous semble indéniable de considérer que l'opinion des agriculteurs, leur volonté d'adhérer à tel ou tel mode devient un facteur fondamental, pouvant être à l'origine d'une certaine inertie dans les comportements de production et de consommation (voir aussi Chapitre VII). Aussi, l'évaluation de type coût–efficacité, inscrite ici dans un cadre dynamique, se doit de considérer l'évolution du critère de classification au cours du temps.

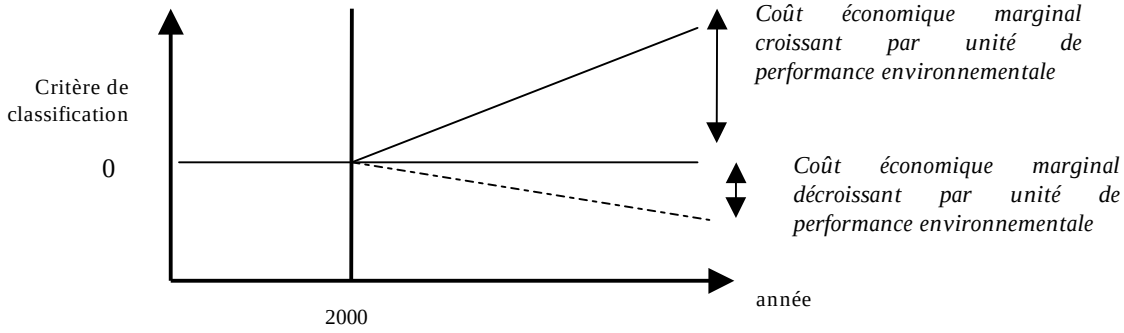
(b) Ce mode d'évaluation permet de mettre en lumière l'importance des délais d'adaptation pour la comparaison des critères économique et écologique

d'évaluation des scénarios proposés. Ce résultat souligne la difficulté de gérer le décalage temporel entre le sacrifice consécutif à une mesure des contrôles des pollutions qui a trait au court terme, et les effets bénéfiques sur l'environnement qui n'apparaissent qu'à long terme.

Ce second critère de classification calcule donc la différence entre le rythme de progression de la perte de croissance et la performance environnementale pour chacun des scénarios proposés :

$$G_i(t) = \frac{\Delta R_i(t)}{R_i(t)} = \frac{\Delta \mathrm{X}_i(t)}{\mathrm{X}_i(t)} - \frac{\Delta \Pi_i(t)}{\Pi_i(t)}$$

Ce critère dynamique permet de mettre en avant l'importance des délais de mise en application des modes d'ajustement et les résultats escomptés (voir graphique 5.7).



Graphique 5.7 : Le critère de charges d'adaptation

Lorsque $G_i(t) > 0$, le coût économique marginal est croissant par unité de performance réalisée. Lorsque $G_i(t) < 0$, le coût économique marginal est décroissant par unité de performance réalisée. Enfin, lorsque $G_i(t) = 0$, le coût économique marginal est constant par unité de performance réalisée. Le ralentissement observé du taux de croissance annuel moyen du coût marginal révèle l'importance croissante des effets d'apprentissage associés à l'application des formes alternatives d'agriculture.

En définitive, la mesure dynamique du coût d'opportunité permet une comparaison des grandeurs économiques sans que l'aspect monétaire n'ait une influence décisive sur les résultats à long terme. La mesure dynamique de la performance environnementale intègre la part d'incertitude liée aux impacts des activités humaines sur l'environnement naturel. En raison de la variabilité à la fois spatiale et temporelle de ces émissions, l'estimation des impacts liés à l'usage de fertilisants et des pesticides reste difficile. Il est clair alors que les taux d'émission deviennent des variables dont la variation influence l'analyse des conséquences écologiques. Enfin, l'utilisation des critères de classification

fournit une base de comparaison multidimensionnelle des diverses formes d'agriculture.

Parti du constat qu'il était nécessaire d'appréhender le problème de la dégradation de l'eau et de la nécessaire évolution des pratiques agricoles sous l'angle de la multidimensionnalité, nous avons cherché tout au long de ce chapitre à distinguer les potentiels de pollution et les coûts engendrés pour les limiter. Le recours à l'analyse coût – efficacité nous semble pertinent dans ce cadre. De par le caractère dynamique et macro-économique de la modélisation structurelle, développée au niveau de la région Bretagne, nous avons établi une analyse originale de l'évolution de l'agriculture en Bretagne, tout en fournissant des critères de classification offrant ainsi la possibilité d'une comparaison entre différentes pratiques agricoles.

Envisager les formes futures de l'agriculture en Bretagne reste difficile. En effet, bien que l'on distingue assez facilement les extrémités dans les pratiques agricoles (agriculture intensive et agriculture biologique), il est difficile de découper très précisément les pratiques intermédiaires. C'est ce que nous tentons pourtant de faire dans le chapitre suivant en nous référant aux cahiers des charges proposés par certains modes de production. Mais ceci amène à une simplification des représentations des évolutions agricoles. Cependant, le raccourci fournit par l'intermédiaire de ces scénarios nous permet d'envisager les principales contingences liées à l'adoption de tel ou tel scénario.

V.1 ANALYSE COÛT – EFFICACITÉ ET DÉTERMINATION DES COÛTS DIRECTS 125

V.1.1 ACE ET IDENTIFICATION DES MESURES ENVISAGEABLES EN BRETAGNE 125
§.1. Optique de l'analyse Coût – Efficacité *125*
§.2. Identification des solutions envisagables en Bretagne *127*
§.3 Evaluation des mesures techniques et mesures structurelles *130*
V.1.2 RESPECT DES NORMES ET ANALYSE DES COÛTS DIRECTS 132
§.1. L'analyse statique de l'évaluation des coûts directs *133*
§.2. L'évaluation des coûts directs dans un cadre dynamique *136*

V.2 EVALUATION DES COÛTS INDIRECTS DANS L'ANALYSE COÛT - EFFICACITÉ 139

V.2.1 OBJECTIFS ET ENJEUX DE LA MODÉLISATION MACRO-ÉCONOMIQUE 139
§.1 Trois types de modélisations macro-économiques *139*
§.2. Analyse Structurelle dans le cadre dynamique *143*
V.2.2 M3ED - AGRI : LE MODULE AGRICOLE DU M3ED 146
§.1. Présentation de la spécificité et de l'optique de M3ED-AGRI *146*
§.2. Structure du M3ED-AGRI *149*
§.3. Evaluation des politiques publiques et indices coût - efficacité *154*

CHAPITRE VI :

SCENARIOS DE FORMES D'AGRICULTURE DURABLE

Après avoir exposé la construction du M3ED-AGRI, la définition des scénarios de formes d'agriculture durable constitue l'étape suivante dans le processus d'analyse des évolutions possibles de l'agriculture en Bretagne.

Si de nombreux travaux ont cerné les caractéristiques des limites du modèle productiviste et les conditions de la mise en place de techniques de production moins agressives pour l'environnement, les conditions sectorielles et macro-économiques de la mise en place d'un nouveau modèle restent largement à aborder (voir Landais [1998], Lacroix et al. [1998], Bonny [1994a, 1994b, 1997], Agence de l'Eau Loire Bretagne [1995]).

La prise en compte des impératifs environnementaux dans le secteur de l'agriculture française a été laborieuse en dépit de certaines actions prémonitoires en faveur d'une agriculture "plus économe et plus autonome" (voir Poly [1977]). Depuis, une multitude de définitions ont vu le jour. Faisant une synthèse des définitions de ce que pourrait être une agriculture durable, Bonny ([1994a], p.6) indique que cette dernière doit être "*respectueuse de l'environnement, préservant les ressources, maintenant le potentiel de production pour les générations futures et ne détruisant pas les autres espèces ; rentable pour les agriculteurs et praticable à long terme ; assurant la suffisance et la qualité de l'alimentation à toutes les populations ; équitable au niveau social et humain, entre les différents pays et dans chaque pays ; socialement acceptable*. Selon la Commission des Communautés Européennes ([1999], p. 6), pratiquer une agriculture durable équivaudrait à gérer les ressources naturelles de manière à garantir que l'on pourra également en tirer profit à l'avenir. Cette définition va dans le sens de l'intérêt des agriculteurs. Une vision élargie étend cependant la notion de durabilité à un ensemble plus vaste d'éléments liés au sol et à son utilisation, tels que la protection des paysages, des habitats et de la biodiversité, ainsi qu'à des objectifs généraux tels que la qualité de l'eau et de l'air. Par conséquent, si l'on considère la question dans une optique plus globale, il faut également mettre en balance l'utilisation des terres et des ressources naturelles à des fins de production agricole lucrative avec les valeurs de la société relatives à la protection de l'environnement et du patrimoine culturel.

Outre la diversité des définitions de ce qu'est une agriculture durable, la question du passage entre les modèles abstraits à des références concrètes représente une étape essentielle pour guider l'action visant à modifier ou à renforcer les systèmes de production. Il s'effectue, selon Landais ([1998], p.7), en deux temps. Premièrement, les principes d'une gestion durable doivent être traduits sous la forme d'un ensemble cohérent de "valeurs-objectifs". Selon lui, ces valeurs d'ordre philosophique, éthique et politique sont une condition indispensable au déclenchement de l'action collective. Dans un second temps, c'est un débat technique qui prend place. Il s'agit de décliner un ensemble de critères de performance qui déboucheront sur l'élaboration de normes et de références pour l'action.

Dans ce chapitre, une démarche similaire sera adoptée à l'échelle macro-économique dans le secteur agricole. En effet, en identifiant diverses formes d'agriculture durables, nous avons cerné d'une part, les objectifs de chacune d'entre elles et traduit leurs particularités à partir de changements des coefficients techniques (section VI.1). Les résultats des simulations à long terme, réalisées à partir de la modélisation M3ED-AGRI, fournissent une réponse technique (section VI.2). Néanmoins, cette approche prolongera l'analyse en abordant les thèmes de la justification relatifs à la mise en œuvre de ces scénarios (section VI.3).

VI.1 Les scénarios de l'évolution de l'agriculture en Bretagne

Les principaux impacts de l'agriculture sont, en général, localisés autour de pratiques intensives et concentrées de culture et d'élevage. Une des conséquences qui en est souvent tirée serait de favoriser le passage général à des pratiques moins agressives pour l'environnement. Du fait de la diversité des pratiques agricoles, il est difficile d'établir une classification claire des différentes formes d'agriculture durable. Outre le scénario de l'agriculture intensif – productiviste qui correspond à une prolongation de la tendance actuelle et qui servira par la suite de point de repère, trois formes d'agriculture durable ont été dégagées à partir des observations que nous avons effectuées en Bretagne : l'agriculture raisonnée, l'agriculture économe et l'agriculture biologique.

Ces trois formes d'agriculture durable fournissent une réponse différenciée à la problématique de la soutenabilité, certaines reposant sur des mesures techniques, d'autres sur des changements techniques et/ou structurels. Cependant, l'extrapolation de ces types d'agriculture à long terme nécessite d'une part, de préciser les présupposés d'une telle démarche et, d'autre part, d'envisager la plausibilité de ces scénarios à travers les orientations politiques.

VI.1.1 Présentation des scénarios

Représenter les formes d'agriculture durable et imaginer leur futur relèvent d'un exercice complexe. Nous avons donc eu recours à une simplification de la réalité à travers le développement de scénarios d'évolution de l'agriculture en Bretagne. Ainsi, nous avons établi trois types de scénarios qui sont, à notre sens, le reflet de formes "dominantes" d'agriculture durable. La définition des scénarios repose sur les cahiers de charge déjà existants et signés par les agriculteurs qui s'engagent dans une des ces voies. Nous présenterons également le scénario intensif-productiviste qui reflète le prolongement de la situation actuelle.

§.1 LA DEFINITION DES SCENARIOS

Quatre scénarios nous semblent donc particulièrement intéressants pour tracer des évolutions possibles de l'agriculture aux vues de la situation des systèmes de production déjà existant en Bretagne.

- ***Un scénario intensif–productiviste "Laisser-Faire"*** (scénario 1). Il retrace la prolongation des tendances actuelles du système de production agricole en Bretagne. Ce scénario ne tient compte d'aucune contrainte environnementale.

Plus précisément, la logique marchande est au cœur du processus de développement. Il existe une forte intégration de l'agriculture dans le complexe agro-alimentaire. Ce dernier lui offre des débouchés mais les exigences en termes de qualité, de standardisation et de prix sont importantes. Ce scénario se caractérise donc par une recherche de profits, à travers une production de masse de biens agricoles nécessitant l'utilisation importante d'intrants. L'environnement n'est abordé que sous l'angle du facteur de production (par exemple, la terre).

- ***Un scénario d'agriculture intensive-productiviste "raisonnée"*** (scénario 2). L'agriculture raisonnée se définit, selon C. Besnault [1998] comme une agriculture qui s'insère dans une optique systématique (relations entre le fonctionnement de l'exploitation et l'environnement), compétitive et scientifique, qui vise une production de qualité, qui respecte et protège les milieux dans lesquels elle s'insère. [1]

Le caractère intensif des pratiques agricoles ne disparaît pas, mais la volonté de limiter les impacts de cette activité sur le milieu naturel existe. Il s'agit d'une rationalisation de l'utilisation des intrants à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation qui amène au développement d'une agriculture utilisant des techniques de précision. L'objectif premier reste la maximisation du profit. Au niveau commercial, cette forme d'agriculture durable se démarque par un label *Agriculture raisonné*.

- ***Un scénario d'agriculture "économe "*** (scénario 3) : Ce scénario se soucie d'efficacité, donc de rendement, tout en respectant les principes agronomiques d'équilibre sol – plantes – animaux. Il vise à profiter au mieux des ressources du sol, de l'eau et de l'énergie naturelle (la photosynthèse). Il est donc intensif–productif "*à la différence de l'agriculture 'intensive–productiviste' qui utilise une débauche d'énergie fossile, d'engrais azotés, de pesticides, de protéines importées*" (Pochon [1998], p.202).

L'idée de départ de cette démarche est que l'efficacité économique en agriculture n'est pas une question de taille de l'exploitation ou de l'élevage, mais de choix des techniques et des méthodes de production, de la cohérence générale de l'unité de production.[2] Cette démarche globale vise à préserver

[1] Voir le site Internet : http:/ / www.farre.org /

[2] Cela se traduit, par exemple au sein du CEDAPA, groupe pionnier au sein du Réseau Agriculture Durable, par le respect de six éléments clés pour un élevage (Pochon [1998], p.177) : Il s'agit d'équilibrer élevage et productions agricoles. Le sol produit des végétaux que les animaux consomment ; Les déjections de ceux-ci retournent au sol et entretiennent ainsi la fertilité de base et l'humus ; L'équilibre entre élevage et cultures permet des assolements variés et une bonne gestion des cultures ; Cultiver des

l'environnement à long terme ainsi qu'à développer l'emploi en milieu rural (voir CIVAM [1999]).

- ***Un scénario d'agriculture "biologique"*** (scénario 4). Il propose un mode de production agricole alternatif reposant sur un bon état physiologique des êtres vivants qui renforce leur capacité de résistance face aux agressions extérieures. Si la prévention ne suffit pas, il est possible d'avoir recours à des traitements avec des produits naturels sans avoir besoin d'utiliser des produits chimiques de synthèse. L'agriculture biologique est soucieuse de la qualité des produits et de la santé humaine et animale. Une période de reconversion - généralement de deux ans, c'est-à-dire les produits de la troisième récolte après l'arrêt de l'utilisation d'intrants chimiques – est nécessaire à la mise en place d'un système de production biologique.

Cette démarche globale s'appuie sur des raisonnements cohérents avec l'écosystème et la biosphère (recyclage des matières organiques, gestion des sols et des parcelles). La commercialisation de ces produits est soumise à une labellisation.

Les formes d'agriculture présentées ci dessus reflète la diversité des échelles considérées pour agir ainsi que les priorités. Etablies à partir de nos observations, une hiérarchisation des principales valeurs sociales associés à ces scénarios – rentabilité économique, la préservation de l'environnement et les impacts territoriaux – est proposée. Les numérotations représentent l'ordre de priorité (voir Tableau 6.1).

plantes adaptées au sol et au climat ; Elever les animaux dans des bâtiments paillés et non sur du béton en permanence ; Les ruminants (bovins et ovins) doivent être nourris le plus longtemps possibles à l'herbe ; Un bon investissement est un investissement raisonné, les investissements financiers importants étant trop lourds pour des jeunes agriculteurs (recours possibles aux entrepreneurs ou aux coopératives d'utilisation collective de matériels agricoles).

VALEURS SOCIALES/ SCENARIO	*Rentabilité économique*	*Préservation de l'environnement et qualité des produits*	*Impacts territoriaux*
Scénario "Laissez-Faire"	① Nécessaire pour la survie de l'activité agricole et de l'économie locale, Production de masse, Dépendance du marché et recherche des coûts minimum	③ Ne constitue qu'un élément nécessaire à la production (facteur de production)	② Le développement territorial est nécessaire pour faciliter les échanges commerciaux (autoroutes, aéroports…)
Scénario raisonné	① Recherche d'un coût minimum et d'un excédent brut d'exploitation maximum, importance des coûts intermédiaires et poids du marché	② Argument de vente de produits agricoles ou dans la gestion des exploitations (normes ISO), importance de l'image de marque, meilleure utilisation des intrants	③ Souci du maintien d'une activité agricole en Bretagne, forts liens avec les industries agro-alimentaires
Scénario économe	② Recherche d'une valeur ajoutée forte, moindre utilisation d'intrants, moindres financements européens,	① Prise en compte de l'environnement au niveau de l'exploitation (comme facteur de production) mais aussi dans une optique plus générale	③ Pour une agriculture dynamique, créatrice d'emplois
Scénario biologique	③ Recherche d'une valeur ajoutée forte	① L'agriculture coévolue avec la nature	② Pour le bien-être des hommes et des animaux, et pour la création d'emplois

Tableau 6.1 : Hiérarchisation des priorités dans chacun des quatre scénarios retenus

En guise de conclusion sur ce point, nous tenons à souligner que ces scénarios sont certes des simplifications de la réalité mais ils autorisent la mise en évidence les logiques sous-jacentes à la mise en œuvre de telles formes d'agriculture.

§.2 LA TRADUCTION DE CES SCENARIOS DANS LE M3ED-AGRI

Afin de différencier les quatre scénarios, nous agissons sur quatre variables dans le modèle M3ED-AGRI. Elles concernent le niveau d'utilisation des engrais (organiques et chimiques), des pesticides, la surface utilisée et les taux de rendements pour chacune des productions végétales (maïs-fourrage, maïs-grain, céréales, fourrages). Il est à noter que la densité animale, et par conséquent le niveau de la production animale, dépend des émissions d'azote. Ces dernières doivent se situer, pour les formes d'agriculture durable, au minimum, dans les limites définies par la directive européenne "nitrates" (n°91/676), soit 170 kg d'azote d'origine animale par hectare.

La caractérisation des scénarios dans le M3ED-AGRI passe donc par un changement des coefficients techniques. Ces derniers sont présentés de manière synthétique dans le tableau ci-après (tableau 6.2).

		Laisser – Faire		**Raisonné**		**Économe**		**Biologique**	
		Production végétale	***Surface***	***Production végétale***	***Surface***	***Production végétale***	***Surface***	***Production végétale***	***Surface***
Engrais organiques	Blé Maïs Fourrage	*Voir les coefficients techniques (Chapitre IV.2.2)*	Pas de limite	*Même coefficients que scénario Laissez – Faire*	Max. **170** kg d'azote / ha	*Même coefficients que scénario Laissez – Faire*	Max. **140** kg d'azote / ha	*Même coefficients que scénario Laissez – Faire*	Max. **170** kg d'azote / ha
Engrais chimiques			Pas de limite		Pas de limite		Pas de limite	0	-
Pesticides	Blé Maïs Fourrage	0,037 0,087 0,037	-	*Même coefficients que scénario Laissez - Faire*	-	*Même coefficients que scénario Laissez - Faire*	-	0	-
Surface	Maïs – fourrage Maïs – grain Autres céréales Fourrage	**111** (qx / ha) **90** (qx / ha) **85** (qx / ha) -	***Densité animale*** : Bovin : 1,33 Porc charcutier: 2,7 Truie : 0,87 Volaille : 35	**111** (qx / ha) **90** (qx / ha) **85** (qx / ha) -	*Même coefficients que scénario Laissez - Faire*	**111** (max 33% SAU) **90** (qx / ha) **70** (qx / ha) **7-8** T (max 55% SAU)	***Densité animale*** : Bovin : 1,33 Porc charcutier: 2,23 Truie : 0,66 Volaille : 35	**111** (max 33% SAU) **90** (qx / ha) **40** (qx / ha) **7-8** T (max 55% SAU)	*Même coefficients que scénario économe*

Tableau 6.2 : Présentation des coefficients techniques pour chaque scénario

La différenciation des scénarios se traduit par un changement des coefficients techniques. En ce qui concerne la production agricole, les rendements de la production végétale, la densité de la production animale et donc les surfaces sont les deux principaux facteurs limitants. Les émissions d'azote dépendent ici des rendements de la production végétale, de la densité animale, mais aussi de la limitation de l'apport par hectare. Si dans le cas du scénario Laisser-Faire, il n'existe aucune limite, les scénarios raisonné et biologique s'inscrivent dans la logique du respect de la directive "nitrates" tandis que le scénario économe va bien en deçà de ce seuil. Enfin, dans la forme actuelle de la modélisation, les taux d'utilisation de pesticides restent les mêmes pour les trois premiers scénarios. L'agriculture biologique n'a pas recours à ce genre de produits.

Présentés de la sorte, les scénarios font apparaître des différences au niveau des coefficients techniques. Cependant, le fait d'envisager d'appliquer de tels paramètres à long terme soulève le problème de la plausibilité de ces changements, à la fois en termes de résultats de modélisation qu'au niveau des perspectives d'évolution politique.

VI.1.2 Quels sont les présupposés de tels scénarios ?

En abordant les présupposés des scénarios, notre souci n'est autre que la délimitation de la portée des simulations concernant l'agriculture en Bretagne. Loin de d'invalider notre démarche, ces éléments précisent les implications des scénarios à long terme.

§.1 L'AGRICULTURE INTENSIVE

Dans le cas du premier scénario, Laisser-Faire, quatre hypothèses fortes sont posées. La première est liée à la prolongation des tendances actuelles, en particulier au niveau de la production agricole. A long terme, cela suppose d'une part, l'existence de techniques permettant de maintenir des rendements croissants et d'autre part, la non-saturation de marchés de biens agricoles.

La deuxième hypothèse, à savoir la non-revendication par la population locale, d'une prise en compte de l'environnement dans les pratiques agricoles semble être une hypothèse peu réaliste. En effet, la situation actuelle en Bretagne se caractérise par une forte mobilisation des populations locales sur les thèmes de la préservation de la qualité de l'eau et le développement de l'agriculture. De plus, en considérant qu'il n'y a aucune contrainte environnementale, nous supposons de manière explicite l'existence de technique de dépollution efficace pour atteindre les normes de potabilité et que le seul respect de ce seuil suffise à satisfaire les attentes sociales.

On fait également l'hypothèse dans ce scénario qu'au niveau de la consommation, aucune crainte n'apparaît quant à la qualité des biens agricoles. De nouveau, la réalité est tout autre si l'on se réfère aux récents conflits liés à la maladie de la "vache folle", au développement des OGM, à l'épandage des boues d'épuration sur des sols agricoles ou sa présence dans l'alimentation animale…

Enfin, le développement de ce type d'agriculture nécessite le recours à des financements français ou européens pour subsister. Or, il apparaît ces dernières années que la Commission européenne cherche à limiter les dépenses et en particulier dans le domaine de l'agriculture.

§.2 L'AGRICULTURE RAISONNEE

Dans le scénario de l'agriculture raisonnée, les présupposés portent sur l'application du cahier des charges et sur les financements de ces pratiques agricoles.

L'appartenance au réseau de l'agriculture raisonnée (FARRE) repose sur la signature d'un cahier de charges élaboré en termes d'intention plutôt que de contraintes visant à améliorer les apports d'intrants. Diverses difficultés découlent de la transposition de cette démarche. Nous avons supposé que le respect de la norme, de 170 kg d'azote d'origine animale / ha, issue de la directive "nitrates" reflète une moindre utilisation d'intrants.

De plus, ce scénario implique l'adhésion des agriculteurs à ce type d'agriculture. Cet engagement est autant moral que financier, le développement de techniques de précision nécessitant parfois de nouvelles dépenses.

Des risques de dérapage au sein de ce type d'agriculture ne sont pas exclus. Il est difficile, comme le soulignent fort justement Pujol & Dron ([1999] p.287), de garantir une qualité environnementale d'appareil de production. La décrédibilisation peut surgir de l'adhésion "opportuniste" d'agriculteurs. Les repérer devient quasi impossible du fait de la non-existence de point de repère (indicateurs ou cahiers des charges). Ce point soulève une seconde difficulté : la non-revendication de la population locale face au manque de mesures des résultats de telles pratiques agricoles. Il faudrait pour ce faire, tant au niveau de l'exploitation qu'au niveau de la région que soient mis en place des instruments de contrôle et de suivi et d'indicateurs des évolutions. Cela signifie également que la population locale se satisfasse d'une agriculture respectant les réglementations environnementales.

Enfin, un dernier élément d'hypothèse tient au maintien de financement de ces pratiques - à travers des actions telles que Fertimieux – au cours du temps. Ce genre d'incitation permet de stimuler les agriculteurs pour s'engager dans cette voie.

En définitive, ce scénario ne repose pas seulement sur une modification des coefficients techniques. L'adhésion des agriculteurs à cette démarche, qui passe par une responsabilisation de ces derniers, est nécessaire (voir Eaux et Rivières de Bretagne [1999]).[3] Les consommateurs ont également un rôle à jouer en achetant les produits du label *Agriculture Raisonnée*.

[3] Le thème de la responsabilité est souvent repris dans les discours des agriculteurs du réseau FARRE (voir les actes de colloque de Carhaix, Eaux et Rivières de Bretagne [1999]).

§.3 L'AGRICULTURE ECONOME

Dans le cas de l'agriculture économe, des changements techniques et de la structure de production sont nécessaires. Ce scénario suppose que les agriculteurs s'engagent à respecter le cahier des charges mais aussi à communiquer des informations relatives à leurs expériences. Ce dernier point est un élément central de ce type d'agriculture puisqu'il repose sur l'existence d'une diversité de modes de production mais chacun d'entre eux allant dans le même sens. Ce système de production est en constante construction.

Pour favoriser le développement de ce scénario, il faut par ailleurs qu'il n'existe pas de concurrence entre les financements attribués pour développer certaines types de cultures. L'exemple le plus significatif est l'attribution de la prime *Maïs*. Il s'agit d'une subvention de 2 100 francs par hectare de maïs cultivé alors que d'autres pratiques, bien que plus respectueuses de l'environnement, les fourrages par exemple, ne reçoivent que 300 francs par hectare. Cette différence, dans le niveau des primes, permet le maintien de pratiques et incite certains agriculteurs à une certaine inertie comportementale. Cette distorsion a été maintenue lors du conseil européen de Berlin, 24-25 mars 1999.

Des blocages psychologiques, culturels et politiques peuvent aussi intervenir. C'est d'ailleurs le cas pour le scénario de l'agriculture biologique. En effet, ces blocages sont liés, par exemple, à l'idée de performance qui se mesure par la dimension économique de l'exploitation ou la recherche de rendements les plus élevés ou encore au fait que l'agriculteur est pris dans l'agro-business, ce qui pèse indéniablement sur ses orientations et ses choix.

Enfin, ce scénario suppose la remise en cause de la vocation d'exportation de l'agriculture. Il s'agit selon Pochon ([1998], p.200) non pas de développer les exportations mais d'améliorer le solde des échanges agricoles européens. Cela passe par un mode de production agricole qui dépend moins des consommations intermédiaires et par la défense de la préférence communautaire.

Ce scénario suppose une motivation des agriculteurs pour changer leurs pratiques agricoles, une évolution dans les politiques agricoles tant au niveau national (CTE) que international (PAC, OMC).

§.4 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE

Plus que dans les autres scénarios, la consommation de produits issus de l'agriculture biologique nécessite l'adhésion des consommateurs à une telle démarche. Or, comme le souligne l'enquête menée par *60 millions de consommateurs*[4], l'engouement des français pour le bio repose sur les effets sur la santé et non sur la protection de l'environnement. Une décrédibilisation peut

[4] "Manger bio : Des malentendus à dissiper", *60 millions de consommateurs* avril 1999, n°327, pp.27-35.

ainsi survenir tant en ce qui concerne la qualité sanitaire des produits bio que les pratiques qui peuvent s'avérer intensives (sous serres), toxiques (pour les sols par le cuivre) ou nécessitant l'irrigation de certaines cultures biologiques. Ce scénario ne prend pas en compte ce genre de considérations à long terme. La démarche est limitée au secteur de production. La consommation n'est pas non plus prise en compte.

Une autre hypothèse est formulée quant à l'acceptation par les agriculteurs d'adhérer à l'esprit du bio et de supporter la lourdeur de la phase de conversion, le manque d'aides financières.

Au niveau national, ce scénario implique une réelle volonté de développer ce genre de production. Or cela n'était pas le cas durant la dernière décennie. Ce qui fait que le secteur bio français est fortement concurrencé par les produits étrangers. Une hypothèse est donc réalisée sur l'octroi des aides à la conversion pour faire évoluer leurs modes de production.

Au-delà des simples changements de coefficients techniques au niveau de la modélisation M3ED-AGRI, la mise en œuvre des scénarios implique une série d'hypothèses mais également la considération de l'orientation des politiques locales, nationales et internationales.

VI.1.3 La réalité du contexte de la construction des scénarios d'évolution de l'agriculture

La contextualisation des évolutions possibles de l'agriculture en Bretagne apporte une information complémentaire quant à la délimitation de la portée des scénarios. En effet, la fin de l'année 1999 s'est avérée riche en événements politiques : le renouvelement du programme Bretagne Eau Pure (BEP) en Bretagne, la mise en œuvre de la loi d'Orientation Agricole (LOA) en France, la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) en Europe et la négociation dans le cadre de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC). Tous ces changements ont un certain impact sur la définition et mise en place de scénarios d'évolution de l'agriculture en Bretagne.

§.1 LE CONTEXTE REGIONAL

La reconquête de la qualité de l'eau est un *défi prioritaire* pour la Bretagne (voir Bretagne Eau Pure [1998], p.1). Elle fait d'ailleurs l'objet d'une politique volontariste mis en œuvre dans le programme Bretagne Eau Pure. Malgré un

budget total de 1 200 885 000 francs, les résultats sont mitigés. [5] Si les résultats sont plutôt satisfaisants pour ce qui est de la pollution par les pesticides, il n'en est pas de même pour les nitrates, pourtant leur réduction était l'objectif principal de ce programme. Deux facteurs limitants sont repérés : la lenteur dans les changements de pratiques et la réticence des petites exploitations à investir pour se mettre aux normes.

Face à ces problèmes, les orientations proposées amèneraient à considérer les excédents d'azote réels (voir Bretagne Eau Pure [1998], p.6) indépendamment du plafond des 170 kg d'azote d'origine animale par hectare. La mise en place d'un groupe opérationnel s'appuyant sur une dynamique locale est aussi envisagée afin de contourner les difficultés liées au croisement des approches individuelles et des solutions collectives.

§.2 LES ORIENTATIONS DES POLITIQUES NATIONALES

Ayant l'ambition de répondre aux attentes nouvelles de la société (produits de qualité, territoire équilibré, entretien du paysage...), la création du Contrat Territoriaux d'Exploitation (CTE), une des dispositions majeures de la loi d'orientation agricole, vise à encourager les systèmes de production rendant ce genre de service. [6] Un virage est ainsi amorcé vers des mesures de développement rural qui prennent en compte pas seulement les seuls problèmes agricoles.

Un CTE doit comprendre obligatoirement deux parties décrivant respectivement les engagements de l'exploitant dans le domaine économique et de l'emploi, et les engagements de l'exploitant dans le domaine de l'aménagement de l'espace rural. Plus précisément pour la seconde partie, le système d'exploitation est vu dans sa globalité ce qui permet d'aborder les thèmes de la protection et la conservation du patrimoine rural, de la gestion des ressources en eau, de la protection de l'environnement et de la gestion de l'espace naturel. Ce contrat, d'une durée de cinq ans, est passé entre l'Etat représenté par le Préfet et l'exploitant et permet le versement d'une contribution financière en contrepartie des engagements souscrits. L'obtention des aides est donc soumise à l'écoconditionnalité.

Au niveau de la politique de l'eau, la nouvelle réforme Elle s'appuie sur deux piliers : d'une part, la création de "pollu-taxes" sur certains produits polluants, dans le cadre de la TGAP (Taxe Générale sur les Activités Polluantes) ; d'autre part, une réforme en profondeur des redevances des agences de l'eau. [7] En particulier, le gouvernement propose que l'an prochain, la TGAP s'applique

[5] Ce budget tient compte des fonds provenant du programme national de maîtrise des pollutions d'origine agricole et des financements liés aux mesures européennes agri-environnementales.
[6] La loi d'orientation agricole, n°99-574 du 9 juillet 1999, la circulaire DEPSE/SDEA, n°C99-7030, du 17 novembre 1999 (voir http://www.agriculture.gouv.fr/expl/cont/circulaire171199/preambule.htm).
[7] Voir http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/eau/reforme/default.htm

aux produits phytosanitaires dont l'impact polluant pour les rivières et les nappes est considérable. La taxe qui s'y appliquera sera fortement modulée en fonction de l'impact toxicologique ou écotoxicologique des molécules utilisées.

De même, le système actuel des redevances des agences de l'eau est davantage conçu pour financer selon une logique mutualiste le programme de dépollution que pour inciter par elles-mêmes à une réduction des pollutions. Pour changer cette logique et appliquer réellement le principe pollueur-payeur, la réforme qui sera mise en œuvre par le projet de loi sur l'eau s'articulera, plus particulièrement, autour des principes suivants : créer une redevance sur les excédents d'azote épandus dans les exploitations agricoles et réformer les redevances sur les prélèvements d'eau pour tendre vers une neutralité des taux suivant les différents types d'usages et à l'inverse les moduler selon la sensibilité de la ressource en eau.

Les orientations françaises de la politique agricole amènent à mettre en avant toutes pratiques permettant de répondre aux attentes sociales. Une Commission Départementale d'Orientation de l'Agriculture (CDOA) a d'ailleurs été créée à cet effet. Elle réunit divers représentants du monde agricole (agriculteur, Directions de l'Agriculture), acteurs locaux… afin de permettre le rapprochement entre la société et l'agriculture. La politique de l'eau s'oriente quant à elle à un système de taxation des pollutions d'origine agricole.

§.3 LES ORIENTATIONS DES POLITIQUES COMMUNAUTAIRES

Première politique élaborée par la Communauté économique européenne (CEE), la Politique Agricole Commune (PAC) constitue un élément important à prendre en compte puisque de ses choix dépendent les thèmes du développement rural et de l'aménagement du territoire. Depuis la ratification du Traité de Maastricht, il existe une obligation légale dans l'Union européenne de prendre en compte les exigences d'une protection de l'environnement dans l'établissement et la définition des politiques communautaires.

La réforme de la PAC, présentées dans l'Agenda 2000 (COM(97) 2000), doit donner naissance, d'après les conclusions du Conseil européen de Berlin (24-25 mars 1999), à une agriculture "*multifonctionnelle, durable, compétitive, repartie sur le territoire européen, y compris les régions ayant des problèmes spécifiques, capable d'entretenir le paysage, de maintenir l'espace naturel et d'apporter une contribution essentielle à la vitalité du monde rural, et de répondre aux préoccupations et exigences des consommateurs en matière de qualité et de sûreté des denrées alimentaires, de protection de l'environnement et de préservation du bien-être des animaux*" (Loyat & Petit [1999], p.170). [8]

[8] Voir aussi le dossier intitulé "Agriculture, Environment, Rural Development: Facts and Figures - A Challenge for Agriculture" sur http://europa.eu.int/comm/dg06/envir/report/en/ens_en/report_en.htm,

La Commission des Communautés européennes précise également ([1999], p.33) que "*D'une part, les agriculteurs sont tenus de respecter le niveau minimum de sauvegarde de l'environnement dû à la société en observant les dispositions législatives contraignantes en cette matière ; d'autre part, si la société leur demande de fournir des prestations de caractère environnemental allant au-delà du niveau de base des bonnes pratiques agricoles, il faudra les indemniser des frais et des pertes de revenus qu'ils subissent en rendant ces services à la collectivité*".

La PAC s'oriente donc vers l'obligation de faire respecter, pour l'attribution des aides, certaines exigences environnementales ou des mesures d'éco-conditionnalité. Le développement rural est devenu le second pilier de la PAC (après le volet relatif aux mécanismes de gestion des marchés). Il s'appuie sur la multidimensionnalité de l'agriculture et la nécessité de créer de nouvelles sources de revenu en milieu rural.

§.4 LES ORIENTATIONS DES POLITIQUES INTERNATIONALES

La période des négociations du premier round de l'OMC (Organisation Mondiale du Commerce) coïncide avec celle de la réforme de la PAC. La conférence ministérielle des l'OMC qui s'est tenue du 30 novembre – 4 décembre 1999 à Seattle vise en partie à éliminer les barrières non tarifaires du commerce à partir entre autre de deux accords : celui sur les barrières techniques au commerce et celui sur les mesures sanitaires et phytosanitaires. Dans le domaine agricole, outre les débats autour de l'ambiguïté des soutiens à l'agriculture intensive exportatrice tant du côté américain qu'européen, de nouvelles offensives menées par les Américains et le groupe de Cairns (mené par l'Australie) ont eu lieu pour démanteler la PAC. Les Européens prônent la multifonctionnalité de l'agriculture, reconnaissant de la sorte les fonctions non-commerciales de la protection de l'environnement, la sécurité alimentaire et l'aménagement du territoire. Il est tout autre en ce qui concerne la position américaine qui refuse cette position.

Les premières conclusions de ce *round* se prononçaient pour une réduction substantielle de toute forme de subventions ou aides à l'exportation. Les aspects non-commerciaux sont pris en compte sans que la multifonctionnalité de l'agriculture soit vraiment mise en avant.

Aux vues des divers éléments exposés à chacun des niveaux, il apparaît que le domaine de l'activité agricole s'oriente vers une reconnaissance de plus en plus importante des aspects adjacents à la production de biens. Les aspects non-commerciaux sont intégrés comme condition dans l'attribution de certaines aides (CTE, par exemple). Le choix des scénarios que nous avons réalisés, nous semble donc opportun pour refléter la diversité des interprétations possibles de la prise en compte de ce genre de considérations.

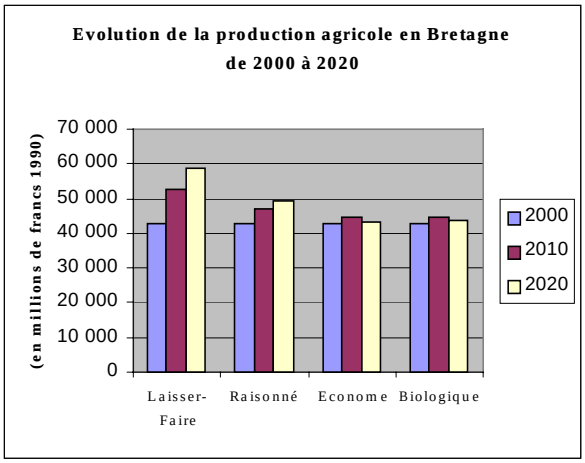
Afin de délimiter la portée et la plausibilité de nos scénarios, nous avons procédé en trois étapes : (a) les limites techniques des scénarios, c'est-à-dire la traduction de chacun des scénarios dans la modélisation M3ED-AGRI, (b) les présupposés des scénarios à long terme et enfin (c) la cohérence des scénarios dans le contexte local, national et international. Bien que la définition des scénarios ne soit qu'un condensé de la situation réelle et en tenant compte des restrictions qui ont été précisées, cette démarche offre un cadre cohérent pour l'analyse de l'évolution de l'agriculture à long terme.

VI.2 Les résultats de la simulation

Les simulations ont été effectué à partir de la modélisation M3ED-AGRI sur une période de 20 ans (2000-2020).[9] Une présentation de la situation de l'agriculture à l'aube de 2020 est tout d'abord fournie dans deux dimensions : production agricole et émissions d'azote. Pour enrichir cette analyse, nous avons eu recours à un SIG.[10] Dans un cadre analogue, les coûts économiques et la performance de la réduction des émissions d'azote sont établies pour chacun des scénarios. Enfin, dans un troisième point, nous verrons les charges d'adaptation liées au respect de la directive "nitrates".

V.2.1 Evolution de la production agricole et des émissions d'azote

Premier résultat, la valeur de la production agricole (en millions de francs 1990) connaît une évolution double suivant les scénarios (voir ci-contre). Dans les scénarios Laisser-Faire et raisonné, l'évolution de la production agricole croît. Cette croissance est moindre dans le scénario raisonné. Cependant, toutes deux connaissent un ralentissement dans le temps.

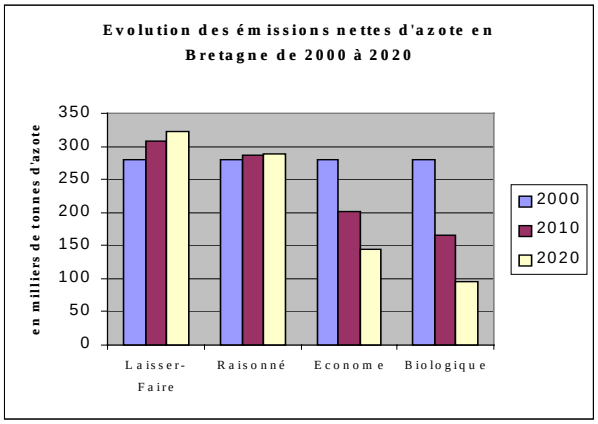


Les scénarios économe et biologique se caractérisent par une stabilisation, de la production à long terme. Néanmoins, cette situation comparable ne reflète pas une évolution similaire puisque dans le scénario économe, c'est la production animale qui connaît la plus forte baisse. Dans le scénario biologique, la production végétale subit une forte diminution du fait d'un moindre rendement à l'hectare.

En ce qui concerne les émissions nettes, on retrouve cette divergence dans les résultats. L'évolution des émissions nettes d'azote, c'est-à-dire le reliquat d'azote qui correspond à la différence entre les doses apportée par l'agriculteur et celles consommées par les productions végétales, apparaît comme croissante dans les

[9] Les simulations ont été réalisées à partir du logiciel Vensim™.
[10] Il est à noter l'existence d'autres types de SIG. En particulier, des modèles numériques de terrain sont développés par l'INRA-Rennes (voir site internet : http://vivianebis.roazhon.inra.fr/spanum/index.htm).

scénarios Laisser-Faire et raisonné (voir ci-contre). Dans cette dernière, l'augmentation est bien moindre.



Dans les deux autres scénarios, économe et biologique, les émissions d'azote diminuent fortement du fait d'une part du moindre rendement des productions végétales, de la moindre surface utilisée pour développer les cultures et de la moindre densité d'animaux.

En ne se référant qu'aux émissions d'azote dans les différentes évolutions possibles de l'agriculture en Bretagne, nous limitons la portée de notre analyse. Il est bien évident que le problème des pesticides est tout aussi préoccupant. Cependant, il est difficile de prendre en compte les émissions de pesticides du fait de la complexité de la pollution qui dépend non seulement des quantités mais aussi de la toxicité des produits. Dans le modèle, les changements dans les coefficients techniques se limitent à une plus ou moins grande utilisation de ces produits.

La mesure dynamique d'émissions nettes d'azote doit nécessairement intégrer la part d'incertitude liée aux impacts des activités humaines sur l'environnement naturel. Cependant, la variabilité à la fois spatiale et temporelle de ces émissions rend difficile l'estimation des impacts liés à l'usage de fertilisants. Pour ce faire, nous avons eu recours à un système géographique d'information afin de fournir une information spatialisée. L'idée suivie est de représenter les effets des différents scénarios sur les communes bretonnes à partir des données issues de Corine Land Cover. [11] Pour ce faire, nous avons d'une part, établie une carte d'occupation des sols par commune à partir des données du recensement général agricole (1998). [12] D'autre part, nous avons établi la part du bilan azoté de la production maïs - culture que nous avons retenue du fait de sa forte corrélation avec l'agriculture intensive, pour représenter l'évolution des pertes d'azote – dans le bilan azoté total de la région. De la sorte, un lien est créé entre la dimension régionale de la modélisation M3ED-AGRI et la dimension locale. Ainsi, le développement de la production animale calculé au niveau régional se traduit à travers le bilan azoté à l'échelle locale. Néanmoins, cette démarche connaît plusieurs limites :

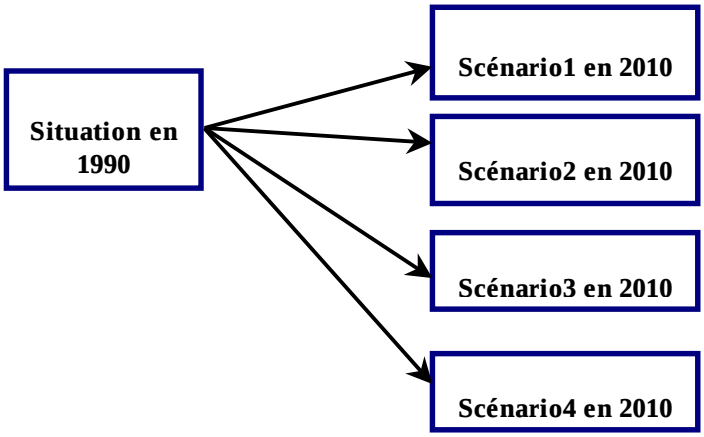
- La projection de la configuration spatiale est celle établie en 1995 par Corine Land Cover ;

[11] © UE-IFEN, 1995.

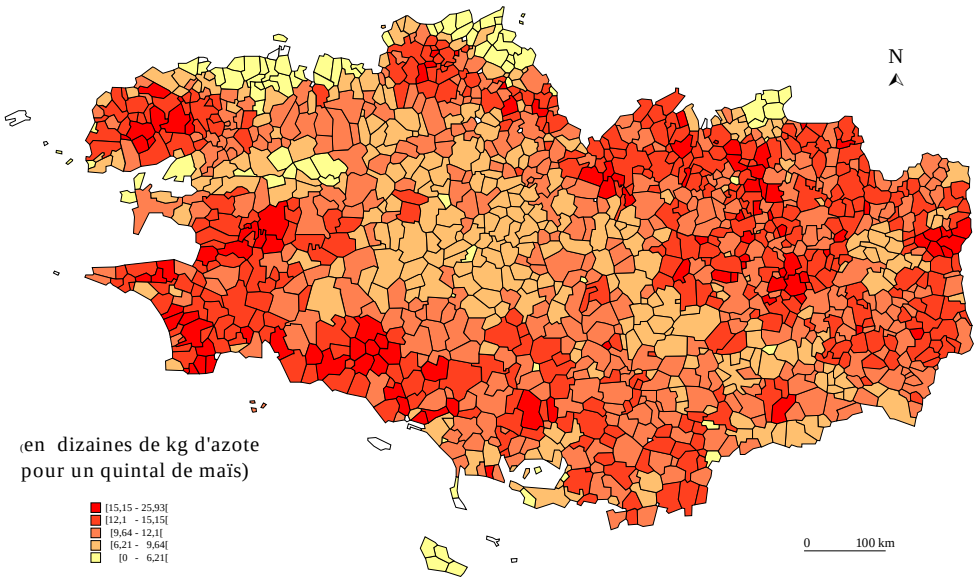
[12] Les données utilisées dans ce SIG, sous Mapinfo™, proviennent de la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt de Bretagne.

- Il n'existe donc pas de changement dans la composition intracommunales des cultures et de délocalisation des productions intercommunales ou interrégionales. En d'autres termes, il n'y a pas de modifications de la structure de l'occupation des sols ;
- Seules les cultures de maïs sont prises en compte. La répartition des élevages n'intervient pas.

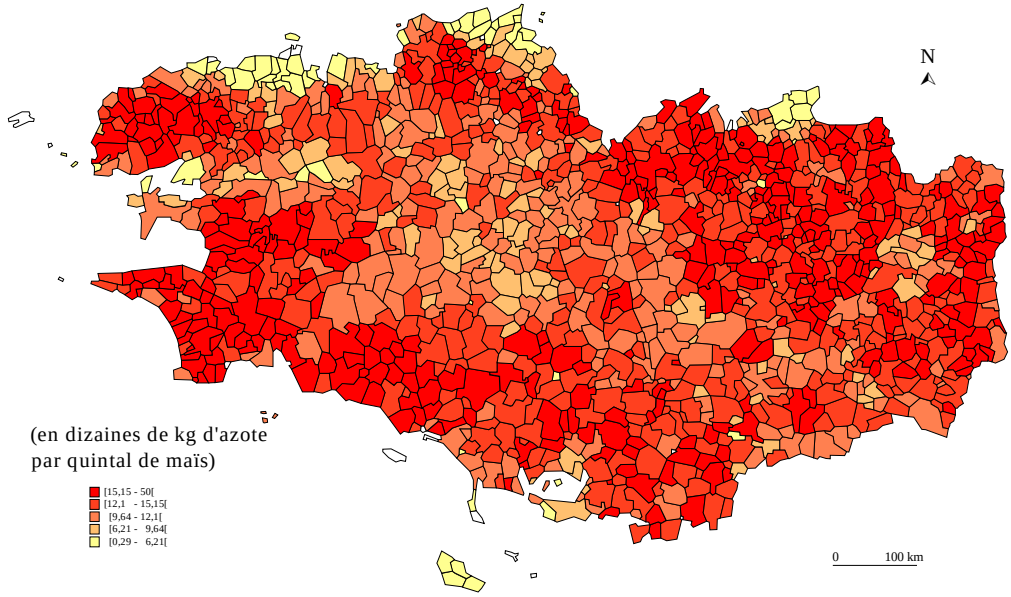
Cinq cartes ont été établies (voir ci-contre). Une première carte reflète la situation, commune à chaque scénario, en 1990 (voir ci-dessous). Les quatre autres cartes proposent une vision en 2010 du potentiel de pollution en Bretagne lié à la mise en place des quatre scénarios à partir de 2000. L'interprétation des graphiques est la suivante. Plus les couleurs sont sombres, plus le potentiel de pollution est fort. Pour l'ensemble de ces cinq cartes, les intervalles correspondant aux apports d'azote par quintal de maïs sont similaires.



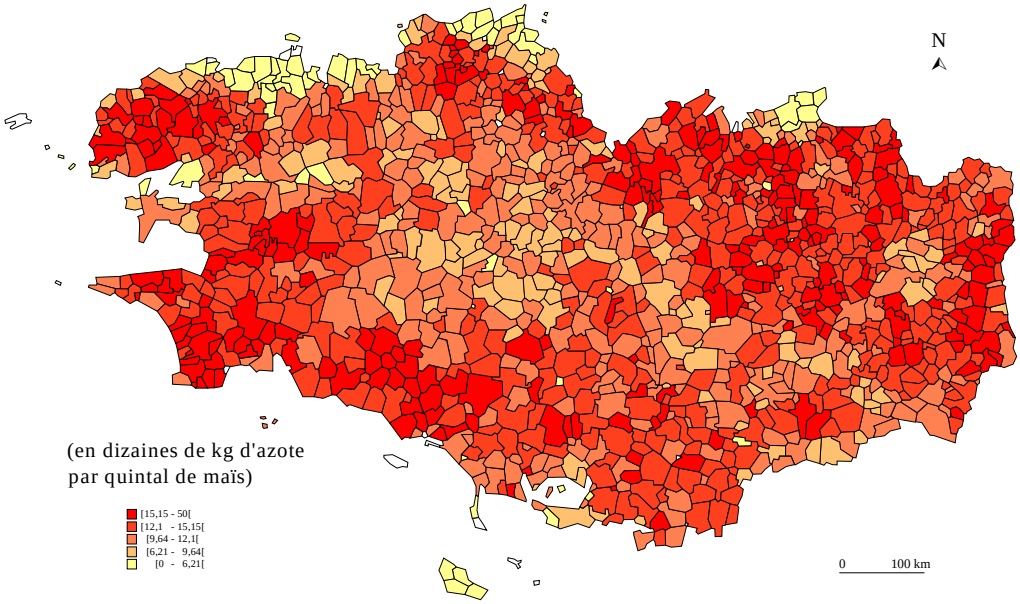
Potentiel de pollution azotée par commune en 1990



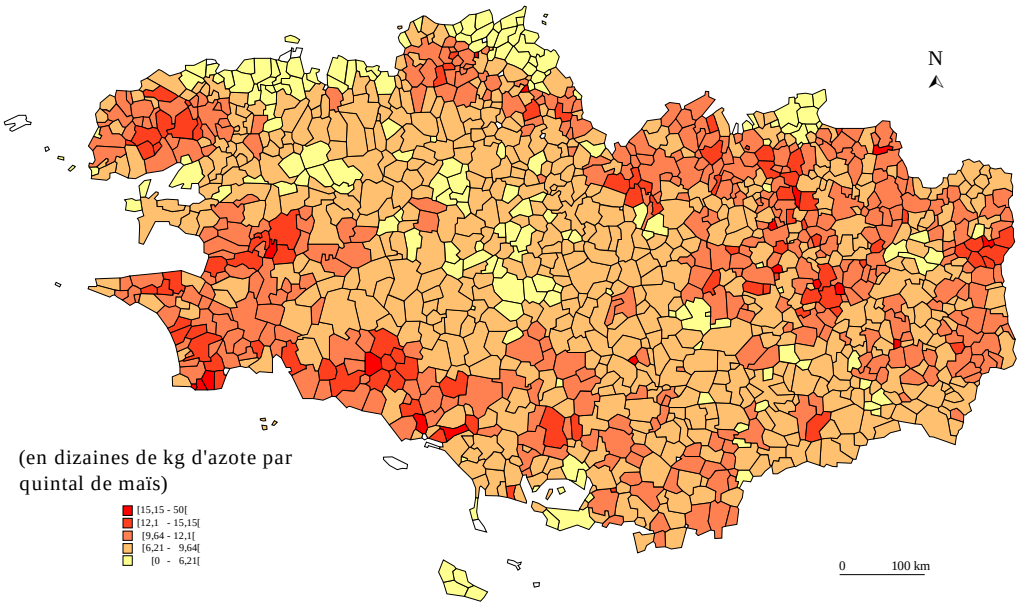
Potentiel de pollution azotée par commune en 2010 – Scénario 1



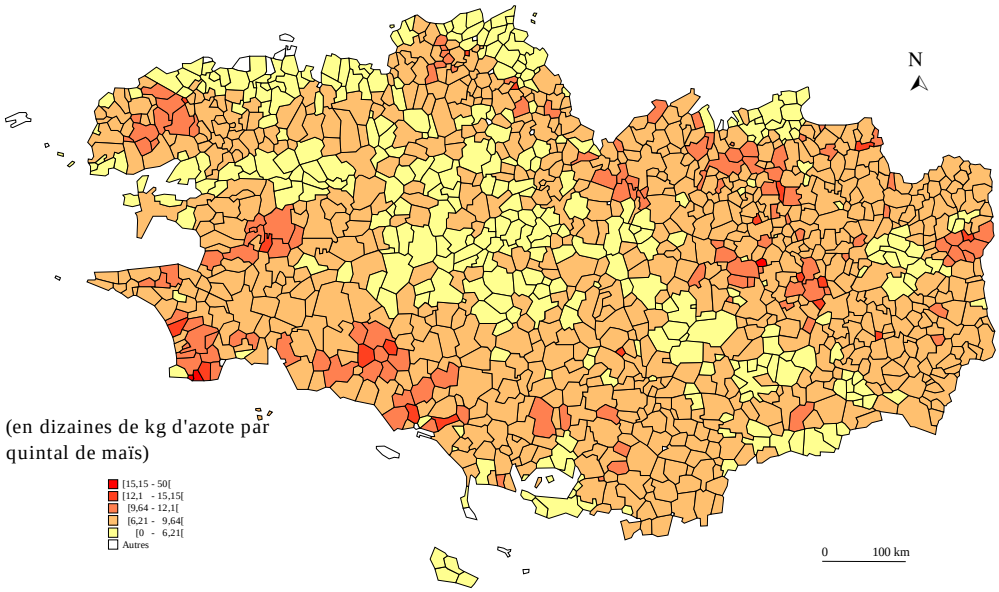
Potentiel de pollution azotée par commune en 2010 - Scénario 2



Potentiel de pollution azotée par commune en 2010 - Scénario 3



Potentiel de pollution azotée par commune en 2010 - Scénario 4



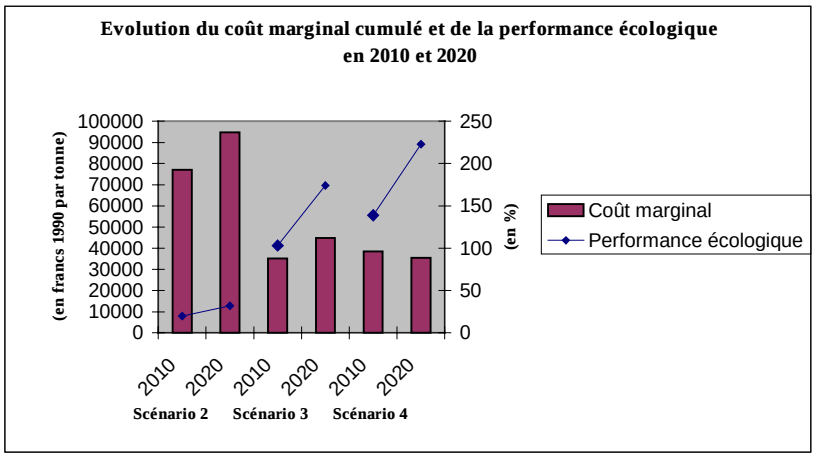
La mise en place de ces deux scénarios aggraverait la situation en comparaison avec celle de 1990.

L'adoption de ces deux scénarios amènerait à une amélioration de la situation. En effet, dans les deux cas, un changement dans la structure du système de production est intervenu. Ceci se traduit par une moindre proportion des surfaces en maïs.

Bien que prématurées, ces éléments de conclusion poussent à envisager les scénarios économe et biologique comme performant au niveau écologique et ce au prix d'une stabilisation de la production agricole à long terme. La croissance de la production dans les scénarios Laisser-Faire et raisonné, amène un l'augmentation du potentiel de pollution.

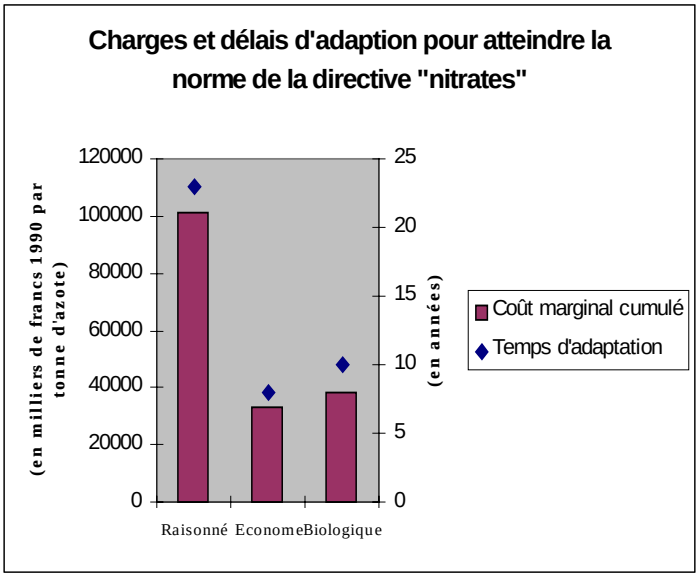
VI.2.2 Evolution des coûts économiques et de la performance environnementale

Les coûts économiques sont appréhendés par l'intermédiaire de la baisse du niveau de production agricole en comparaison avec le niveau de celle du scénario 1, qui sert de référence. La performance environnementale est jugée en comparant les émissions nettes d'azote du scénario de référence et de celui d'un des scénarios d'agriculture durable. Avec toute la précaution nécessaire à l'interprétation du graphique ci-dessous, le scénario 2 (agriculture raisonnée) se caractérise par un coût marginal de dépollution élevé pour une performance environnementale relativement faible. Pour ce qui est des scénarios "économe" (scénario 3) et "biologique" (scénario 4), la variation des coûts économique de limitation du potentiel de pollution est moindre que celle de la performance écologique.



VI.2.3 Illustration : Les charges d'adaptation pour répondre à la directive européenne "nitrates"

En supposant qu'à l'année 2000 tous les exploitants agricoles s'entendent pour appliquer uniformément la norme européenne sur les nitrates (170 kg d'azote d'origine animale par hectare), nous nous sommes intéressés aux charges d'adaptation encourues. Alors que le temps d'adaptation requis demeure quelque peu similaire pour les formes d'agriculture économe et biologique, il faudrait prés d'une vingtaine d'années et un coût annuel de 2 milliards de francs 1990, soit environ 100 000 francs par tonne d'azote, pour que la forme d'agriculture raisonnée réponde effectivement à cette exigence (voir ci-contre). Nous observons également que la forme d'agriculture économe, exigeant une restriction plus ferme sur les apports azotés d'origine animale (140 kg d'azote par hectare), révèle le meilleur coût économique par unité de performance environnementale.



Les résultats obtenus soulignent l'ampleur du coût économique d'adaptation du secteur agricole s'il fallait adhérer à l'option durable ou biologique. En revanche, tout en répondant à la norme européenne sur les nitrates, la forme d'agriculture raisonnée propose une performance environnementale bien moindre pour un coût économique qui paraît plus significatif. En définitive, ces trois formes d'agriculture suscitent des coûts marginaux croissants par unité de performance écologique. En cela, nous soulignons l'importance de la charge d'inertie associée aux pratiques agricoles et le temps d'adaptation nécessaire de transition vers des formes d'agriculture durable au plan régional.

VI.3 La signification sociale des scénarios : Analyse de des justifications

Les deux premières sections de ce chapitre ont permis la qualification des scénarios mais aussi de cerner les problèmes qui se posent à long terme. Cependant, cette étude ne peut se dissocier de la question de la légitimité de la mise en place de chacun d'entre eux. En abordant le thème de la justification, nous mettons en avant les valeurs et les représentations qui constituent des informations nécessaires pour guider la conduite de l'action collective, régler les rapports entre les hommes et justifier le sort fait à chacun (Lafaye & Thévenot [1993]). Notre démarche vise donc à explorer la pluralité des valeurs et des représentations des scénarios, c'est-à-dire que l'on met en perspective un ensemble d'éléments, de principes démontrant le bien fondé de la mise en œuvre de tel ou tel scénario et de ces prétentions à la *justice*. Indirectement, la considération de l'environnement apparaît. Pour ce faire, nous avons envisagé la possibilité que les scénarios soient modelés dans différentes cités de justification (Boltanski & Thévenot [1991]).

VI.3.1 Présentation de l'analyse des justifications dans l'approche des "cités"

L'idée de l'approche de Boltanski & Thévenot [1991] est de fournir une explication du fonctionnement ou de la perception des choses avec une méthode identique pour des objets ou des situations différentes. Cette méthode permet également d'analyser les tensions entre différents mondes et des tensions pouvant s'exercer.

De nombreux travaux se sont développés autour de cette analyse, en particulier dans le domaine de l'environnement par. Dans le cas du problème de l'eau et de l'agriculture en Bretagne, la situation se caractérise par des conflits quant aux orientations à suivre pour l'avenir et par-là même par une logique d'action collective. L'intérêt de l'analyse de Boltanski & Thévenot [1991] repose sur le fait qu'elle offre la possibilité de regrouper des exigences communes à différents agriculteurs en différentes "cités". Cette démarche nous semble donc pertinente afin d'éclairer la question de la légitimité des scénarios, la place de l'environnement dans chacun d'entre eux et leur dimension collective (Godard [1990, 1998], Lafaye & Thévenot [1993]).

§.1 PRESENTATION DE L'ANALYSE DE "CITES"

Avec *De la Justification. Les Economies des grandeurs*, Boltansky & Thévenot [1991] ont défini des registres généraux de justifications utilisés aujourd'hui dans des activités quotidiennes. Chacun de ces registres se réfère à une conception différente du bien commun (la nature) et de la justice dans une cité. Chacune des conceptions définit un rapport particulier de l'individu face à son entourage social et à la nature.

Le travail sur l'identification du rôle de l'eau, de sa dégradation ainsi que sur les modes de production agricole a permis de souligner l'existence de perceptions différentes, de chevauchement de logiques variées. L'objet de l'approche de Boltansky & Thévenot est, dans ce cadre de montrer comment un individu peut, selon les circonstances, passer d'une forme de justification à une autre et comment il est capable de gérer l'opposition des représentations dans une situation conflictuelle.

Afin de saisir cette complexité, nous reprenons l'analyse de Boltanski & Thévenot [1991] dans laquelle chacune des cités est régie par des caractéristiques qui leur sont propres et par un principe supérieur commun. Ces auteurs se réfèrent à des auteurs classiques de philosophie politique qui ont développé des visions diverses de ce que pourrait être une cité juste. Chaque cité supporte une façon spécifique de mesurer la grandeur des personnes (un principe d'équivalence-propre), d'où la notion d'économie de la Grandeur. De nouvelles cités ont été proposées (voir en particulier, Lafaye & Thévenot [1993], Latour [1995], Boltansky & Chiapello [1999]). De cette démarche, six registres de justification publique ont été identifiés :

- La justification inspirée (Saint-Augustin, guide de la créativité) qui établit un lien immédiat entre la personne et une totalité (Dieu pour les mystiques, l'Art pour les artistes). Elle a pour trait principal de se constituer en référence à une cité idéale "qui n'est pas de ce monde". Règles de conduites et valeurs sont tirées du savoir que des hommes "inspirés" prétendent avoir sur cette cité idéale. Faute de repères objectifs, ils doivent, par leur propre engagement personnel et par leurs sacrifices, attester dans leur personne même du bien commun dont ils se réclament et du bien-fondé de leur interprétation de ce qu'ils présentent comme des signes.
- La justification domestique (Bossuet, guide du savoir-vivre), basée sur les relations de confiance personnalisées liant, à travers un ensemble de chaîne de relations, les membres d'une collectivité. Les biens y sont des objets familiers faisant l'objet d'une transmission personnelle au sein d'un groupe défini et sont dotés par cette personnalisation d'une valeur d'unicité. C'est le règne du local et de ses enchevêtrements d'histoires singulières. On fait ici référence à une mémoire et à une transmission, par l'insertion dans une tradition.

- La justification par l'opinion ou du renom (Hobbes, guide des relations publiques), basée sur la reconnaissance des autres.
- La justification civique (Rousseau, guide syndical) basée sur la volonté collective et l'égalité. On se réfère ici à l'intérêt supérieur commun qui permet de fonder l'action collective. La référence première est la démocratie et ses procédures. La forme privilégiée d'expression de la légitimité est constituée par la loi universelle. La nature n'occupe pas de place particulière dans l'organisation de cette cité. Elle constitue simplement un lieu d'application du principe civique. Cela se traduit par l'égalité de base des citoyens face à la nature (accessible au plus grand nombre).
- La justification marchande (Smith, guide pour réussir dans les affaires), basée sur le marché. "Dans le monde marchand, les actions sont mues par les désirs des individus, qui les poussent à posséder les mêmes objets, des biens rares dont la propriété est aliénable" (Boltansky & Thévenot [1991], p.241). Le consentement à payer des échangistes révélés dans l'épreuve de d'échange sanctionne la valeur des biens. Dans le monde marchand, les gens sont donc détachés les uns des autres en sorte qu'ils se prêtent de bonne grâce à toute occasion de transaction. La nature trouve ici une reconnaissance dans la mesure où elle est source de marchandise. Selon une voie directe, on parvient à faire entrer les éléments naturels dans le cadre de l'appropriation et de l'échange, ce qui implique leur séparation à la fois de l'état de nature et du contexte de leur production. Selon une voie indirecte, on parvient à établir et à fixer une relation entre certains biens et services marchands et un certain état ou certaine représentation de la nature, de manière que l'accès aux uns et aux autres apparaisse comme indissociable.
- La justification industrielle (Saint-Simon, guide de la productivité), basée sur l'efficacité et la compétence dans la satisfaction des besoins. Le centre en est constitué par le travail et par la production. L'action est fondée sur la connaissance scientifique et sur la capacité technique. Les principes de hiérarchie et d'autorité mis en œuvre sont justifiés par référence à la compétence et à la raison et instituent la séparation entre les tâches de conception et les tâches d'exécution. La nature constitue une composante en tant que ressource naturelle à exploiter, comme un élément à incorporer dans le système de production, à valoriser par la transformation.

Ces six cités constituent une structure basique pour l'interprétation des situations nécessitant la coordination d'une action collective. Les questions d'environnement n'y sont pas construite de la même manière à l'intérieur de chacun de ces ordres de légitimité (Godard [1990]).

La caractérisation de ces six cités n'a pas pour objet de montrer l'existence dans la société de groupes, de collectifs clairement identifiés et composés de membres, mais de montrer comment une personne, afin de rendre

compréhensible sa conduite, s'identifie en se rapprochant d'autres personnes sous un rapport qui leur est pertinent. Néanmoins, cette section vise avant tout à regrouper des idées, selon notre point de vue, concernant chacun des quatre scénarios. Le chapitre VII proposera une analyse des justifications et des motivations des agriculteurs.

§.2 PRESENTATION SYNTHETIQUE DE LA PLURALITE DES REPRESENTATIONS

A des fins de clarté, nous avons établi une synthèse croisant les scénarios avec les six cités précédemment répertoriées. Le tableau ci-dessous (voir Tableau 6.3) présente la pluralité des représentations des modes de production de l'agriculture. Le nombre de croix souligne la prégnance des cités pour chaque scénario.

CITÉS	MODE DE PRATIQUES AGRICOLES			
	Agriculture Intensive - Productiviste	Agriculture Raisonnée	Agriculture Économe	Agriculture Biologique
Cité inspirée	✶			✶ ✶ ✶
Cité domestique et traditionnelle			✶ ✶	✶ ✶
Cité de renom ou de l'opinion		✶	✶	✶
Cité civique	✶	✶ ✶	✶ ✶ ✶	✶ ✶
Cité marchande	✶ ✶ ✶	✶ ✶	✶	✶ ✶
Cité industrielle	✶ ✶	✶ ✶ ✶	✶ ✶	✶

Tableau 6.3 : Interprétations des scénarios à partir de l'analyse des cités

Dans les quatre sous-sections suivantes, nous explicitons plus précisément, pour chacun des scénarios, la pluralité des représentations.

VI.3.2 L'agriculture intensive - productiviste

Selon notre lecture, quatre cités permettent de décrire les logiques sous-jacentes à ce type d'agriculture : la cité marchande, la cité industrielle, la cité civique et la cité inspirée.

§.1 L'AGRICULTURE INTENSIVE-PRODUCTIVISTE ET LA CITE MARCHANDE

La logique marchande est au cœur du processus de développement de l'agriculture intensive-productiviste. Cette dernière fait partie d'un complexe

agri-agro-alimentaire, c'est-à-dire qu'il existe une forte intégration de l'agriculture dans un système du type "de la fourche à la fourchette". Elle devient de plus en plus un secteur producteur de matières premières destinées à la transformation. L'industrie agro-alimentaire lui offre ainsi des débouchés mais ses exigences en termes de qualité, de standardisation et de prix sont importantes.

Ce type d'agriculture est également présente au niveau international. Cela se traduit de deux manières : la recherche de nouveaux débouchés (agriculture à vocation exportatrice) et d'intrants à faible prix (alimentation animale). De la sorte, elle est largement dépendante des fluctuations de prix.

§.2 L'AGRICULTURE INTENSIVE-PRODUCTIVISTE ET LA CITE INDUSTRIELLE

La 'cité industrielle' peut être perçue au travers de l'incessante course à la modernisation et à la technicité. Cela s'est traduit par une diminution rapide de l'emploi, une restructuration des exploitations sous l'effet de progrès techniques (agriculture de précision) et biologiques et une interpénétration croissante avec d'autres secteurs de l'économie.

La pression à la baisse des prix, afin de rééquilibrer l'offre à la demande, amène l'agriculture à rechercher de meilleurs rendements, sur des surfaces supérieures et pour une quantité de travail moindre pour réduire les prix et augmenter ou maintenir le revenus.

§.3 L'AGRICULTURE INTENSIVE-PRODUCTIVISTE ET LA CITE CIVIQUE

L'agriculture intensive peut être appréhendée sous l'angle 'civique'. En effet, pour assurer leur sécurité alimentaire et rétablir leur balance des paiements, les pays européens ont été confrontés à la nécessité de développer leur production agricole (PAC, 1962). L'intensification de l'agriculture constitue une réponse aux incitations des pouvoirs publics nationaux et européens.

§.4 L'AGRICULTURE INTENSIVE-PRODUCTIVISTE ET LA CITE INSPIREE

Il est intéressant ici de souligner le rôle important joué par les Jeunesses Agricoles Chrétiennes (JAC) comme vecteur de modernisation en Bretagne dans les années 50. "*Idéologiquement imprégnés d'humanisme social, proches d'un centre gauche mal délimité (…), les Jeunes Agriculteurs vont se démarquer rapidement des positions corporatistes de leurs aînés et afficher leurs différences : nécessité d'une réforme des structures et pas seulement d'une politique de prix, caractère inéluctable d'un certain exode agricole, unité illusoire de la paysannerie française, nécessité des formules associatives en agriculture, mise en cause du principe sacro-saint de la*

propriété foncière, mise en cause de certains notables" (Canevet [1992], p.129). Le lien avec le côté mystique associé à ce mode de production n'est pas rompu, si l'on se réfère aux critiques faites par la commission diocésaine de pastorale rurale[13], par exemple ou en référence à la morale chrétienne (Vermersch [1997]).

L'agriculture intensive-productiviste se caractérise par une recherche de profit, à travers une production de masse nécessitant l'utilisation importante d'intrants. Le système de régulation et de coordination n'est autre que celui du marché. Cette course à la productivité se traduit par la vision de l'environnement que sous l'angle de la ressource naturelle (la terre).

VI.3.3 L'agriculture raisonnée

Selon nous, quatre cités permettent de décrire les logiques sous-jacentes à l'agriculture raisonnée : la cité industrielle, la cité civique, la cité marchande et la cité de renom.

§.1 L'AGRICULTURE RAISONNEE ET LA CITE INDUSTRIELLE

L'agriculture raisonnée se présente comme une rationalisation de l'utilisation des intrants conduisant à en réduire l'utilisation, à en faire un usage plus approprié vis-à-vis de l'environnement et à modifier les itinéraires techniques. Pratiquement cela se traduit d'une part, par l'appel aux connaissances scientifiques et d'experts pour optimiser les apports en nutriment et plus généralement les pratiques culturales. D'autre part, des nouveaux produits moins nocifs pour l'environnement sont développés (nouveaux pesticides, nouveaux engrais, organismes génétiquement modifiés…).

§.2 L'AGRICULTURE RAISONNEE ET LA CITE MARCHANDE

L'adoption de la terminologie "Agriculture Raisonnée" a permis de médiatiser une prise en compte de l'environnement dans l'agriculture. Que ce soit par la grande distribution ou par des certifications de conformité à des cahiers des charges de producteurs (pommes…), l'utilisation de dénominations "Filière Agriculture raisonnée" est apparue et s'est développée en particulier à partir de la fin de l'année 1997, en particulier dans la grande distribution (Auchan). Néanmoins, ceci conduit à valider des pratiques dites "raisonnées" dans une

[13] Cette commission s'est prononcée en faveur de la maîtrise et d'une répartition de la production porcine, voir http://www.france-ouest.tm.fr/porc/98/chretiens.htm

optique de marché, alors que leurs fondements se mettent seulement en place avec des référentiels technico-économiques très variables et non validés.

§.3 L'AGRICULTURE RAISONNEE ET LA CITE CIVIQUE

Ces actions sont fondées sur le volontariat et la concertation dans une approche collective de la protection de l'environnement et un engagement de l'ensemble des prescripteurs. Ainsi, en application à la directive européenne sur les nitrates (1991) et à la réglementation des installations classées (1976), un code de bonnes pratiques a été élaboré et proposé à une adoption volontaire par l'ensemble des agriculteurs. Son élaboration a été demandée au CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates et les Phosphates provenant des activités agricoles).[14] Il traite notamment de la détermination de la fertilisation, de sa maîtrise, des conditions, des périodes et des modalités de l'épandage des fertilisants, du stockage des déjections animales, de l'occupation des sols.

Le développement d'actions, type Ferti-Mieux permet la mise en œuvre des pratiques culturales répondant à ce code de bonnes pratiques (Sebillotte [1999]).[15] Des actions similaires sont menées autour du problème de l'utilisation des produits phytosanitaires (Phyto-Mieux) et de l'irrigation (Irri-Mieux).

§.4 L'AGRICULTURE RAISONNEE ET LA CITE DE RENOM

L'agriculture raisonnée se fonde sur une charte, des autodiagnostics et la mise en place de structures nationales permettant d'encadrer le fonctionnement d'un réseau de fermes de démonstration et de suivre l'évolution des initiatives. L'objectif de cette action est pédagogique, à la fois interne à l'agriculture et externe (afficher la prise en compte de l'environnement par l'agriculture) supporté par des acteurs de terrain. Elle permet la rencontre entre des agriculteurs ou ouverts au public afin d'échanger des informations. De même au niveau de la commercialisation, un message est fortement accentué : celui de on fait comme d'antan mais avec des méthodes modernes. Importance du lien entre les racines et les pratiques actuelles.

Plusieurs partenaires se sont associés autour de la définition de l'agriculture raisonnée : syndicats agricoles (FNSEA…), organisations professionnelles (UNIFA pour les engrais), industries (UIPP pour les pesticides…). Cette initiative française n'est pas isolée en Europe. FARRE s'est alliée avec des

[14] Le CORPEN a été créé en 1984 à l'initiative des ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, la mission eau en assure le secrétariat.

[15] En 1998, en France, 53 opérations existaient couvrant 1 700 000 hectares et concernaient 26 400 agriculteurs.

associations ayant les mêmes objectifs dans d'autres pays européens en créant l'EIIF (European Initiative for Integrated Farming).

L'agriculture raisonnée peut ainsi se résumer comme une voie qui permet de limiter les impacts de l'agriculture intensive productiviste mais sans en remettre en cause la logique si ce n'est par une optimisation des pratiques actuelles. C'est une démarche qui s'effectue au niveau d'une parcelle ou d'une exploitation et qui ne fait appel à une démarche collective que dans le cadre de la circulation d'information et du processus d'apprentissage. La place de l'environnement au sein de ce scénario se situe au niveau de l'activité de production. En effet, l'agriculteur est sensé intégrer et valoriser, dans le choix de ses techniques, le fonctionnement des écosystèmes et les mécanismes de régulation biologiques.

VI.3.4 L'agriculture économe

Cinq cités nous paraissent décrire les logiques sous-jacentes à l'agriculture : la cité civique, la cité industrielle, la cité domestique, la cité marchande et la cité du renom.

§.1 L'AGRICULTURE ECONOME ET LA CITE CIVIQUE

L'agriculture économe a démontré qu'à l'échelle de l'exploitation agricole, concilier économie, écologie et attentes sociales (qualité des produits, préservation de la qualité de l'eau) devient possible.[16] Figure de proue de ce type d'agriculture, le Réseau Agriculture Durable s'est fixé pour objectifs: "*Promouvoir une agriculture économiquement viable, socialement équitable et écologiquement saine ; Soutenir des groupes dans leurs actions et leurs projets en facilitant l'échange de résultats et d'expériences entre agriculteurs ; Constituer un espace citoyen de rencontre entre paysans, consommateurs, environnementalistes*" (Griot [1997], p.92).

§.2 L'AGRICULTURE ECONOME ET LA CITE INDUSTRIELLE

Ce scénario se soucie d'efficacité, donc de rendement, tout en respectant les principes agronomiques d'équilibre sol – plantes – animaux. Il vise à tirer au mieux des ressources du sol, de l'eau et de l'énergie naturelle (la photosynthèse). Il est donc intensif – productif "*à la différence de l'agriculture*

[16] Voir les actes du colloque du programme Systèmes Terre et Eau, en partenariat avec l'INRA et le Conseil Général des Côtes d'Armor, avril 1999 ; "Eau et Agriculture Durable : vers des pratiques agricoles compatibles avec le respect de la ressource en eau", rapport du Réseau Agriculture durable pour la Commission européenne DG XI, avril 1998 et CIVAM [1999].

'intensive – productiviste' qui utilise une débauche d'énergie fossile, d'engrais azotés, de pesticides, de protéines importées" (Pochon [1998], p.202). L'idée de départ de cette démarche est que l'efficacité économique en agriculture n'est pas une question de taille de l'exploitation ou de l'élevage, mais de choix des techniques et des méthodes de production, de leur cohérence générale de l'unité de production.

§.3 L'AGRICULTURE ECONOME ET LA CITE MARCHANDE

Une labellisation est en cours pour certains produits issus de l'agriculture économe. C'est notamment le cas pour l'activité porcine (voir *Cohérence*, 1999, n°14, p.2). Pochon [1998] précise, par exemple, qu'en réorganisant la filière porcine, en limitant la taille des exploitations, la production porcine a un avenir : "*des éleveurs beaucoup plus nombreux, des industries de transformation de la viande de porc en produits élaborés, à partir d'une production de qualité, labellisée (…) La nouvelle filière que je décris produira moins de porcs mais de meilleure qualité, donc se vendant mieux – d'où une valeur ajoutée plus forte, à la production comme à la transformation, et plus d'emplois*" (p.192).

Les CIVAM[17] développent également leurs actions autour de la notion de "producteur fermier". Ce métier regroupe trois spécialités : le producteur, le transformateur et le vendeur.

§.4 L'AGRICULTURE ECONOME ET LA CITE DOMESTIQUE

L'agriculture durable est liée à la cité domestique au sens où les agriculteurs se sentent garant d'un savoir-faire local non encore totalement normalisé. Dans l'ouvrage du CIVAM ([1999], p. 105), l'importance du transfert du patrimoine agri-culturel est soulignée.

§.5 L'AGRICULTURE ECONOME ET LA CITE DE RENOM

La reconnaissance de ce type d'agriculture vient en partie de la confiance des consommateurs en leurs produits mais aussi à travers l'appui de certaines organisations, telles que Cohérence, le collectif de protecteurs des consommateurs et de l'environnement, d'agriculteurs, de citoyens…, pour développer ce type d'agriculture.

En d'autres termes, par leur démarche, les agriculteurs essayent de faire progresser la situation aussi bien en développant des pratiques agricoles

[17] Centre d'Initiative pour Valoriser l'Agriculture en Milieu rural.

"économes" qu'en s'exprimant au niveau d'actions sociales. Ainsi, par le refus du système maïs (qui sollicite fortement l'environnement et les finances européennes), par la remise en cause de pratiques intensives–productivistes et par leur participation à des mouvements de préservation de l'environnement, ces agriculteurs se positionnent volontiers dans une optique de "paysans – citoyens" (également nom d'une association défendant une certaine vision de la Politique Agricole Commune). Le maintien d'un certain niveau de productivité n'est pas incompatible avec le respect des aspirations sociales.

L'agriculture économe implique une vision élargie de l'évolution de l'exploitation. Elle passe en autre par une moindre concentration des élevages, une moindre dépendance des consommations intermédiaires (importées comme le soja) et des finances européennes. L'objectif est donc de réconcilier les performances économiques et les équilibres écologiques, en amenant l'exploitation dans sa globalité vers des pratiques culturales, un système fourrager, la gestion de l'azote et des pesticides qui préservent à long terme le sol, l'eau l'air, les paysages et la qualité des produits.

VI.3.5 L'agriculture biologique

Selon notre lecture, six cités permettent de décrire les logiques sous-jacentes à l'agriculture : la cité inspirée, la cité domestique, la cité civique, la cité marchande, la cité industrielle et la cité de renom.

§.1 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET LA CITE INSPIREE

H. P. Rusch [1968], l'un des précurseurs de l'agriculture biologique souligna clairement : "*nous n'avons besoin d'armes spirituelles pour le combat de l'ère biologique à venir… Celui qui croit qu'il suffit pour faire de l'agriculture biologique de renoncer aux engrais chimiques, de pratiquer le compostage en surface, de ne plus effecteur de traitements toxiques et d'acheter des engrais organiques, celui-là se trompe. On peut se conformer à toutes les règles que nous avons données pour le sol sans, pour autant, pratiquer l'agriculture biologique. Il ne suffit pas seulement de ne plus croire aux recettes à base d'engrais et de traitements chimiques, mais bien de renoncer à toutes les recettes*". Toutefois, on observe une grande diversité parmi ces agriculteurs. Il y a les réfractaires au "progrès" en particulier ceux qui ont refusé la modernisation de l'agriculture dans les années 50 – 60 ; celle-ci impliquait, en effet, un bouleversement des valeurs traditionnelles de la paysannerie, notamment la substitution de "l'endettement – investissement" à la "morale" de l'épargne prudente et le passage de la gestion du patrimoine à l'exploitation maximale des sols ou des animaux. Chez ces paysans, la volonté d'autarcie et l'opposition à l'intensification est particulièrement forte.

Ceux de la nouvelle génération sont dans l'ensemble moins radicaux. Certes ils dénoncent les excès du productivisme, mais ils reconnaissent parfois le réel progrès économique et social engendré par la modernisation. Ils considèrent qu'il faut être performant et qu'il est parfois nécessaire de s'endetter pour investir et de s'organiser pour s'adapter aux marchés. Cependant, tous s'accordent pour dénoncer les conséquences de l'agriculture intensive : désertification de zones rurales, dégradation des sols, pollution de l'eau, disparition de la flore et de la faune et atteinte à la santé humaine.

§.2 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET LA CITE MARCHANDE

Depuis longtemps, pour mieux valoriser leurs productions, des agriculteurs les ont parfois transformées et commercialisées sans intermédiaire : vente directe à la ferme et sur les marchés. Le marché est donc resté relativement marginal et les filières économiques peu organisées. Les circuits commerciaux sont d'ailleurs difficiles à mettre en place surtout pour des denrées les plus périssables, en raison du petit nombre d'agriculteurs, de leur dispersion géographique et donc de la parcellisation de l'offre. Néanmoins, les marchés tendent à s'élargir avec l'accroissement de la demande des consommateurs dans l'hexagone mais aussi à l'exportation vers l'Europe du Nord surtout. La distribution y voit une opportunité de diversification.

Cependant, l'insertion dans la trame de l'agro-alimentaire et de la grande distribution induit de nouvelles contraintes : aspects de produits, homogénéité, abondance, régularité de l'approvisionnement, tendance à la baisse des prix. Les produits de l'agriculture biologique se démarquent de ceux des concurrents du fait de la labellisation des produits BIO (AB, label européen). Leur authenticité doit donc être garantie par une certification qui doit permettre aux producteurs de valoriser leur spécificité et aux consommateurs de trouver d'une certaine qualité.

§.3 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET LA CITE DOMESTIQUE

Les agriculteurs biologiques sont fortement liés à l'idée d'une préservation de la nature dans son ensemble, bien que les mentalités évoluent petit à petit au sein de la profession agricole, comme nous l'avons précédemment souligné. La dimension patrimoniale est omniprésente dans ce scénario puisqu'elle intervient tant au niveau du mode de vie qu'à celui de la transmission d'une terre de qualité.

§.4 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET LA CITE CIVIQUE

L'agriculture biologique, sous les traits d'un mode de production alternatif sans utilisation de produits chimiques de synthèse, propose une démarche globale qui implique non seulement les végétaux et les animaux, mais l'ensemble du milieu où ils vivent. Cette démarche répond aussi à une demande sociale pour des produits représentant une certaine qualité tant intrinsèquement, et par ce biais, favorisant une amélioration de la santé humaine, qu'au niveau des modes de production du fait d'une moindre agression de l'environnement. Nous reprendrons quelques mots d'une étude menée par 60 millions de consommateurs[18] : "*Rien ne permet donc de supposer que la consommation de produits bio est bénéfique pour la santé" (point essentiel pour le choix de consommation des français), cependant, "Manger bio en connaissance de cause, c'est donc faire le choix de préserver l'environnement. A long terme, c'est la santé de tous qui devrait en bénéficier*".

§.5 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET LA CITE INDUSTRIELLE

Les agrobiologistes refusent les thérapies chimiques et préconisent un bon état physiologique des êtres vivants qui renforce leur capacité de résistance contre les agressions extérieures. Si la prévention ne suffit pas, ils ont recours à des traitements avec des produits naturels. La fédération internationale des mouvements biologiques (IFOAM)[19] a précisé dans un cahier des charges les principaux objectifs de l'agriculture biologique. En voici quelques-uns : produire des denrées agricoles de haute qualité nutritive en quantité suffisante, travailler en accord avec les écosystèmes naturels plutôt que chercher à les dominer, maintenir et améliorer la qualité des sols... Les méthodes de l'agriculture biologique sont fondées sur l'entretien des êtres vivants du sol et notamment des bactéries et des vers de terre, grâce à des rotations culturales longues et variées, des techniques culturales appropriées et le maintien d'un taux de matière organique élevé. Ces méthodes sont plus complexes que celles de l'agriculture classique, certaines techniques étant encore mal maîtrisées, en particulier le contrôle des adventices.

§.6 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE ET LA CITE DE RENOM

Le renom est un élément important dans ce scénario. Bénéficiant déjà d'une labellisation, l'agriculture biologique dispose de débouchés. Aussi, toute remise en cause des certaines pratiques culturales, comme cela est régulièrement le cas du fait de comportements de certains agriculteurs et de par les faiblesses de la

[18] "Manger bio, meilleur pour la santé ?" 6*0 millions de consommateurs*, (Avril 1999, n°327, p.26-35)
[19] International Federation of Organic Agriculture Movement

réglementation, surtout en matière de production animale, est dommageable pour ce type d'agriculture

En définitive, bien que l'agriculture biologique suscite un certain intérêt car elle répond à des aspirations et exigences actuelles, jusqu'à récemment, elle ne faisait pas partie des priorités en France. Après une période jalonnée de clivages et de tâtonnements expérimentaux, l'agrobiologie sort aujourd'hui de la marginalité. Cependant, les mentalités, tant au niveau des consommateurs que des producteurs ont évolué. La conception de l'environnement reste cependant toujours définie de manière globale.

L'analyse de la justification permet une reconnaissance d'une pluralité des systèmes de valeurs partagés par un groupe de personnes. Ainsi, l'ensemble des éléments associés aux "cités" pour chacun des scénarios forme un monde cohérent et autosuffisant. Cette analyse offre en fait une grille de comparaison des scénarios, où se mêlent plusieurs types de légitimité (scientifiques, technique…), pour une représentation non hiérarchique des formes d'agriculture durable. Cependant, cette reconnaissance soulève la question de savoir lequel des scénarios est le plus satisfaisant. On retrouve ici la questionnement avancé dans le cadre de la production joointe, à savoir quelles formes d'évolution des modes de production dans l'optique d'un développement durable.

VI.3.6 Réinterprétation des scénarios selon les politiques environnementales définies par le modèle de production jointe

Le modèle de la production jointe nous a permis de mettre en évidence trois types de logiques de politique (voir Chapitre IV.2) :

- Une logique de poursuite des profits (économiques), liée à une appropriation autoritaire ou à un système de compensation de l'exploitation du capital naturel ;
- Une logique de préservation de l'eau ;
- Une logique de coexistence qui vise à insérer les modes de production dans les cycles écologiques.

Un lien peut être effectué entre la démarche de la production jointe et celle de la justification des scénarios afin de définir les orientations politiques des scénarios retenus. Cette dernière permet de nourrir les réflexions et les conclusions théoriques auxquelles on était parvenu dans le Chapitre IV, à propos de politiques à mener. Nous avons regroupé les informations au sein d'un tableau caractérisant les quatre scénarios, à partir des trois types de logiques (voir Tableau 6.4). Le nombre de croix correspond à la plus ou moins représentativité de la logique au sein des scénarios.

	Logique d'exploitation	***Logique de préservation de l'eau***	***Logique de coexistence***
Scénario agriculture intensive	✶✶✶		✶
Scénario agriculture raisonnée	✶✶	✶✶	
Scénario agriculture économe		✶✶	✶✶
Scénario agriculture biologique	✶	✶✶	✶✶✶

Tableau 6.4 : Croisement des scénarios avec les logiques de politique issues de la modélisation de production jointe

Le scénario de l'agriculture intensive est largement guidé par une logique d'exploitation de la ressource naturelle. L'eau y est considérée comme un intrant dans le processus de production. Cette appropriation de la ressource naturelle en passant ou non par un système de prix. Cependant, dans les deux cas, la surexploitation ou la dégradation de la qualité de l'eau est inéluctable. Le secteur économique engendre de fortes pressions tant au niveau de l'exploitation de la ressource qu'au niveau des déchets engendrés. En d'autres termes, le système écologique n'est nullement pris en compte dans ce scénario.

Le scénario de l'agriculture raisonnée introduit l'environnement dans la prise de décision. Que ce soit sous forme de traitement des déchets (usine de traitement du lisier…), d'épuration de l'eau (usine de dénitrification…), par une moindre importance des intrants dans la production (action Fertimieux…), ce scénario se positionne dans les logiques de profit et de préservation de l'environnement. En effet, par de multiples actions, le scénario d'agriculture raisonnée montre sa capacité à limiter son impact sur l'eau et plus généralement sur l'environnement tout en gardant une logique de profit. Cependant, ces actions ont un coût économique - subventions pour favoriser certaines pratiques… - qui influe sur l'accumulation du secteur économique. Il y a donc un détournement de la croissance économique pour réparer, compenser les dégradations affligées à l'eau.

Le scénario de l'agriculture économe se situe dans la logique symbiotique puisqu'il cherche à concilier l'efficacité économique et l'intégration, des pratiques agricoles (équilibre sol - plantes - animaux). Il est important de noter que certains partisans de ce type d'agriculture ont effectué le cheminement de l'agriculture intensive, vers l'agriculture raisonnée. Mais face au manque de résultats au niveau de la performance environnemental, de leur point de vue, ils ont été amenés à faire évoluer les structures de leur exploitation. Ceci traduit aussi un souci pour la préservation de l'environnement.

Enfin, le scénario de l'agriculture biologique est fortement empreinte de la logique symbiotique du fait de l'intégration des pratiques agricoles dans les cycles naturels. Il ne faut pas pour autant sous-estimer le rôle de la logique de préservation de l'eau mais aussi celle de profit. Il est à noter en particulier, la montée des craintes concernant les comportements opportunistes de certains agriculteurs, du fait d'une forte demande en produits bio.

Dans le cadre de cette recherche, nous avons montré que le modèle intervient à la fois comme un récepteur des enjeux relatifs à l'évolution du monde rural, de la qualité de produits, la protection de l'environnement…, et en tant qu'explorateur des futurs possibles de l'activité agricole. Sans tirer de conclusions hâtives, cette analyse souligne d'une part, dans la présentation de la situation et des enjeux sous-jacents et, d'autre part, l'intérêt d'une modélisation structurelle dans la mesure de la performance écologique et le coût économique à long terme. Même si les contraintes d'adaptation paraissent inéluctables, cette modélisation souligne que la décision ne découle pas seulement des préférences pour telles ou telles pratiques agricoles, elle doit aussi tenir compte du contexte dans lequel le choix doit être opéré.

A l'évidence, cette analyse des scénarios de durabilité des systèmes de production agricole nous ramène sur le terrain des choix politiques. Landais ([1998] p.22) précise que "*le nouveau contrat social que la société propose aux agriculteurs derrière le projet de développer une agriculture durable représente pour l'agriculture un enjeu essentiel*". La question qui se pose alors est de savoir si les acteurs locaux en auront collectivement la volonté et les moyens. Les dimensions à prendre en compte sont toujours variées puisque l'on parle ici d'aménagement du territoire mais aussi de performances des exploitations. Il s'agit dans la phase suivante, d'analyser la rencontre des acteurs sociaux et de leur discours.

VI.1 LES SCÉNARIOS DE L'ÉVOLUTION DE L'AGRICULTURE EN BRETAGNE 162

VI.1.1 PRÉSENTATION DES SCÉNARIOS 162
§.1 La définition des scénarios 162
§.2 La traduction de ces scénarios dans le M3ED-AGRI 165
VI.1.2 QUELS SONT LES PRÉSUPPOSÉS DE TELS SCÉNARIOS ? 167
§.1 L'agriculture intensive 167
§.2 L'agriculture raisonnée 168
§.3 L'agriculture économe 169
§.4 L'agriculture biologique 169
VI.1.3 LA RÉALITÉ DU CONTEXTE DE LA CONSTRUCTION DES SCÉNARIOS D'ÉVOLUTION DE L'AGRICULTURE 170
§.1 Le contexte régional 170
§.2 Les orientations des politiques nationales 171
§.3 Les orientations des politiques communautaires 172
§.4 Les orientations des politiques internationales 173

VI.2 LES RÉSULTATS DE LA SIMULATION 175

V.2.1 EVOLUTION DE LA PRODUCTION AGRICOLE ET DES ÉMISSIONS D'AZOTE 175
VI.2.2 EVOLUTION DES COÛTS ÉCONOMIQUES ET DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE 180
VI.2.3 ILLUSTRATION : LES CHARGES D'ADAPTATION POUR RÉPONDRE À LA DIRECTIVE EUROPÉENNE "NITRATES" 181

VI.3 LA SIGNIFICATION SOCIALE DES SCÉNARIOS : ANALYSE DE DES JUSTIFICATIONS 182

VI.3.1 PRÉSENTATION DE L'ANALYSE DES JUSTIFICATIONS DANS L'APPROCHE DES "CITÉS" 182
§.1 Présentation de l'analyse de "cités" 183
§.2 Présentation synthétique de la pluralité des représentations 185
VI.3.2 L'AGRICULTURE INTENSIVE - PRODUCTIVISTE 185
§.1 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Marchande 185
§.2 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Industrielle 186
§.3 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Civique 186
§.4 L'Agriculture intensive-productiviste et la cité Inspirée 186
VI.3.3 L'AGRICULTURE RAISONNÉE 187
§.1 L'Agriculture Raisonnée et la cité Industrielle 187
§.2 L'Agriculture Raisonnée et la cité Marchande 187
§.3 L'Agriculture Raisonnée et la cité Civique 188
§.4 L'Agriculture Raisonnée et la cité de Renom 188
VI.3.4 L'AGRICULTURE ÉCONOME 189
§.1 L'agriculture économe et la cité Civique 189
§.2 L'agriculture économe et la cité Industrielle 189
§.3 L'agriculture économe et la cité Marchande 190
§.4 L'agriculture économe et la cité Domestique 190
§.5 L'agriculture économe et la cité de Renom 190
VI.3.5 L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE 191
§.1 L'agriculture biologique et la cité Inspirée 191
§.2 L'agriculture biologique et la cité marchande 192
§.3 L'agriculture biologique et la cité Domestique 192
§.4 L'agriculture biologique et la cité Civique 193
§.5 L'agriculture biologique et la cité industrielle 193
§.6 L'agriculture biologique et la cité de Renom 193
VI.3.6 RÉINTERPRÉTATION DES SCÉNARIOS SELON LES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES DÉFINIES PAR LE MODÈLE DE PRODUCTION JOINTE 194

CHAPITRE VII :

L'INTEGRATION DE LA DIMENSION LOCALE DANS LE PROCESSUS D'EVALUATION

Les deux chapitres précédents portant sur une modélisation macro-économique combinant les dimensions économiques et écologiques, sur la réalité des scénarios retenus et sur leur évolution dynamique, nous ont permis d'apporter des éléments de réponse à la question : *La soutenabilité de quoi et pour qui ?* Cette analyse met en évidence le caractère systémique des relations entre l'activité agricole et son impact potentiel sur l'environnement. Un second point nous semble essentiel à aborder. Il a trait au passage de la notion d'agriculture durable définie au niveau régional à un niveau local. Deux problèmes se posent : (i) Comment définit-on une agriculture durable au niveau de l'exploitation agricole ? et (ii) Quelle est la signification du mot "durable" selon les acteurs locaux ? Cela nous amène à étudier les modes de vie, les aspects politiques et la compréhension des problèmes et l'évaluation des modes de coordination et des processus de gouvernance dans la société. On entre ainsi dans le domaine des expériences cognitives, de la signification intersubjective des pratiques effectuées à un niveau local et des modes de coordination. On parle de hiérarchie enchevêtrée entre l'action (de l'agriculteur) et son repère (les normes). Ces deux processus, établis à des échelles différentes (macro-économique et micro-économique) sont au cœur de la définition d'une stratégie de développement durable.

L'idée de départ de ce chapitre est de construire un sens collectif à la notion de durabilité dans le domaine agricole (Conway [1994], Landais [1998]). Trois grandes fonctions sont prises en compte : la fonction de production de biens et services ; la fonction de gestion de l'environnement et celle d'acteur du monde rural. L'objectif est donc de favoriser la qualité des interactions et de la combinaison de ces trois fonctions dans un système cohérent du point de vue de la durabilité.

Röling & Wagemakers ([1998], p.7) répertorie cinq dimensions de transformation pour une agriculture durable : les pratiques agricoles (au niveau de l'exploitation agricole et à une échelle plus large) ; l'apprentissage de ces pratiques ; la facilitation de cet apprentissage ; les structures institutionnelles qui permet cette facilitation sous forme scientifique ou de réseau d'innovations… mais aussi à travers les modes de régulation et les subventions ; la gestion des changements de l'agriculture conventionnelle vers l'agriculture durable à travers chacune de ces dimensions. Deux aspects sont alors à considérer : d'une part, le *hard side* de la durabilité. On touche aux domaines des pratiques agricoles, de l'innovation technique…et d'autre part, le *soft side*[1], c'est-à-dire la dimension sociale (apprentissage social…).[2]

[1] Cette expression est employée par Röling & Wagemakers [1998].

[2] De manière générale, Brodhag [1999] suggère quatre catégories d'initiatives pour promouvoir le développement durable. Il s'agit de (1) la promotion de l'Agenda 21, (2) la création de systèmes d'indicateurs pour le développement durable, (3) la mise en œuvre de procédures de concertation multi-agents (multi-stakeholders) et (4) l'opération de réseaux d'échange d'expériences afin d'identifier et de diffuser les connaissances sur les bonnes pratiques et les bonnes technologies.

Pour orienter les pratiques agricoles vers une durabilité croissante plusieurs méthodes sont possibles. On peut faciliter cette progression à travers la méthode des cahiers des charges ou / et celle des indicateurs. Les cahiers des charges, en codifiant les pratiques favorables et signalant les pratiques jugées non durables, ont le mérite de poser des bases communes minimales entre producteurs. Cependant, le modèle n'est pas toujours transposable dans des régions différentes, à des cultures différentes. De même, les chartes, tout comme les labels d'ailleurs, n'ont de réelle crédibilité que lorsqu'il existe des systèmes de contrôle (comme pour le bio, à travers des organismes indépendants). Enfin, le cahier des charges, forcément normatif, risque d'enfermer un concept dynamique dans un nouveau modèle de développement 'uniforme'.

La méthode des indicateurs consiste à définir des objectifs essentiels en terme de durabilité et à se doter d'un dispositif de mesure de leur avancement. Dans notre cas, l'indicateur de bilan azoté permet de se situer par rapport à un risque et entraîne logiquement sa prise en compte dans les futurs itinéraires techniques. Le problème des indicateurs vient de l'échelle à laquelle on s'intéresse, du mode d'utilisation, de calcul… (Section VII.1). Toute la difficulté des indicateurs durables au niveau de l'exploitation est de traduire les diverses dimensions de la durabilité et d'y associer une motivation, une prise de conscience des agriculteurs… (Section VII.2).

En reliant les deux dimensions de la durabilité au niveau de l'exploitation agricole, notre approche se veut heuristique, puisqu'elle procède par évaluation successive et hypothèses provisoires à explorer la situation actuelle et les futurs possibles. Développée dans une optique plus large que celle du niveau agrégé, cette analyse se structure au sein de l'approche tétraédrique qui vise à organiser les informations, de nature diverse, relatives au problème de la dégradation de l'eau en Bretagne par les activités agricoles (Section VII.3).

VII.1 Vers le croisement des connaissances systématiques et de la signification sociale

Etablir une stratégie de développement durable ne suppose pas seulement une bonne connaissance scientifique de la situation mais nécessite également une compréhension de la signification de ces informations. Selon nous, la discussion entre différents acteurs sociaux rend possible la compréhension et la maîtrise des effets de ces informations.

Deux types de discussions peuvent envisager. Tout d'abord, un travail d'échange entre les agriculteurs et avec d'autres professionnels agricoles se réalise au sein de réseaux très diversifiés. De plus en plus, volontairement ou par contrainte, les agriculteurs sont également amenés à discuter avec d'autres acteurs (responsables politiques locaux, industriels, chasseurs, pêcheurs…). Ce dialogue externe est souvent faible mais nous semble essentiel dans l'établissement d'une stratégie de durabilité. Partie intégrante de ces discussions, les indicateurs ont des rôles variables suivant les individus. Un agriculteur peut y voir une indication de sa performance environnementale ou un moyen de justifier ces pratiques culturales. Pour un homme politique, l'indicateur est la traduction le degré d'efficacité ou non des politiques menées, du respect des normes en vigueur. Ce sont différents enjeux, échelles et acteurs qui sont mêlés entraînant un problème d'interprétation et de signification des systèmes d'indicateurs.

VII.1.1 Indicateurs et agriculture durable au niveau local

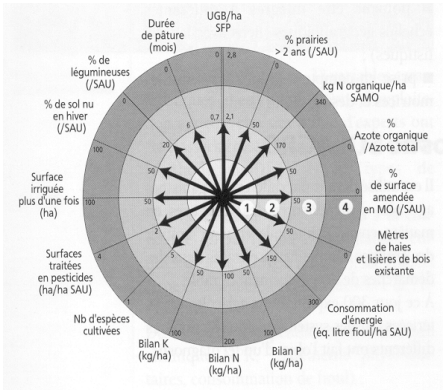
L'exigence d'une meilleure prise en compte de l'environnement dans le développement agricole suppose des outils et des méthodes qui permettent d'appréhender les impacts mutuels entre agriculture et environnement. Que ce soit pour l'agriculteur, dans le cadre des mesures européennes agro-environnementales ou dans celui du CTE…, l'accompagnement au niveau de l'exploitation, à travers un jeu d'indicateurs, facilite l'orientation pour la mise en œuvre d'une agriculture plus respectueuse des équilibres environnementaux.

§.1 LES ENJEUX DES INDICATEURS AU NIVEAU LOCAL

La recherche d'indicateurs du développement agricole et rural susceptibles d'aider à la transition vers la durabilité, constitue une recommandation forte de la conférence de Rio (1992).

En réponse à cette exigence, de nombreux indicateurs ont été développés au niveau de l'exploitation agricole. On compte aujourd'hui, par exemple, le diagnostic agro-environnemental (Solagro [1999], voir Graphique 7.1), les indicateurs agro-écologiques (Girardin, Bockstaller & van der Werf [1999]), les écopoints (en Autriche, voir SOLAGRO [1999]), le diagnostic global de l'exploitation (ISARA [1997]), le diagnostic agri-environnemental des plans de développement durable (ANDA [1997]), IDEA (Frappas & Mouchet. [1999])…

De façon générale, trois dimensions sont retenues : la dimension économique (Excédent brut d'exploitation / produit brut, Coût alimentaire / Produit brut, charges structurelles / Produit brut…) ; la dimension sociale (Surface Agricole Utile / Actif, Valeur ajoutée / Actif, Capital / Actif…) ; la dimension environnementale (Bilan azoté, Pesticides / Surface Agricole Utile, % sols nus, engrais / Surface Agricole Utile…).



Graphique 7.1 : Indicateurs de durabilité

Les informations utilisées sont recueillies auprès des agriculteurs, à partir de leurs cahiers de 'route' (quantité de pesticides épandue, période…) mais également dans les Centres d'Economie Rurale (CER), auprès du système RICA[3], d'instituts techniques…

En définitive, ce type de démarche permet d'une part, d'offrir aux agriculteurs une information pour faire évoluer leurs pratiques culturales. D'autre part, elle permet d'avoir une connaissance des systèmes et des pratiques à faible impact sur l'environnement, permettant la mise en place d'un réseau de référence d'exploitation. Cette démarche est également intéressante en groupe pour comparer les exploitations entre elles. Un réseau tel que Rosace (Réseau d'Observation des Systèmes Agricoles pour le Conseil et les Etudes) en région Centre par exemple, peut servir à mettre au point des références, des indicateurs pour situer les exploitations par rapport à une évolution vers une agriculture durable (voir aussi Boudier [1999], Vilain [1999], Viaux [1998]).

§.2 PORTEE ET LIMITES DES INDICATEURS : LE CAS DES INDICATEURS AGRO-ECOLOGIQUES

Afin de tester l'utilisation d'indicateur de durabilité par les agriculteurs, nous avons mené une étude appelée *Validation socio-économique des indicateurs agro-écologiques*[4]. Ceci nous a amené à juger de la validité des indicateurs agro-

[3] Réseau d'informations sur les données établi au niveau des exploitations agricoles.

[4] Voir Douguet J.-M., O'Connor M., Girardin Ph. [1999], "VALidation socio-économique des Indicateurs Agro-écologiques (VALIA)", Rapport de recherche pour le Programme Interdisciplinaire de Recherche 'Environnement, Vie et Sociétés" du CNRS (1997-1999), Contrat n°97 / C / 62, novembre 1999.

écologiques développés par l'INRA-Colmar (voir Annexe 2) en termes de réfutabilité scientifique mais aussi en termes de "sens" et de "pertinence", c'est-à-dire de les resituer dans leur contexte socio-institutionnel.

La démarche des indicateurs agro-écologiques vise à établir une matrice croisant les composantes du milieu (eau, air, sol, ressources renouvelables, etc.) avec les techniques de culture susceptibles de les affecter (gestion des fertilisants, de l'eau, de la matière organique, des pesticides, des structures non-productives, du couvert hivernal...). Ce type de croisement permet d'obtenir des modules d'évaluation (voir graphique 7.2).

			GESTION DES FACTEURS DE PRODUCTION									
			Pesticides	Azote	Phosphore	Eau	Energie	Matière organique	Travail du sol	Assolement	Couverture du sol	Éléments non productifs
EAU	SURFACE	QUAL.	*	-	(*)	(*)		-	(*)		*	*
	PROFOND	QUAL.	*	*	-	*						
AIR		QUALITÉ	*	*			(*)b					
SOL		Qté DE TERRE				(*)		-	(*)		*	*
		STRUCTURE				(*)		*c	(*)			
		QUALITÉS CHIMIQUES			*a			*c	-			
RESSOURCES NON RENOUVELABLES			-		*a		(*)b					
FAUNE / FLORE			(*)			*			(*)	*d	*	*
PAYSAGE										*d		*

( ) en cours d'élaboration
[-] impact mineur non pris en compte sous forme de module d'évaluation.
*a Les modules suivis de la même lettre sont confondus

Graphique 7.2 : Les modules d'évaluation

Nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'indicateur *Pesticides*, aussi dénommé *Ipest*. Il permet de prendre en compte les risques potentiels de l'utilisation des pesticides sur les eaux de surface et souterraines ainsi que sur l'air, et ceci en fonction de la quantité de produits utilisée et de leur nocivité.

Cette étude s'est déroulée en deux temps. Tout d'abord, nous avons interrogé 10 agriculteurs du réseau mis en place en 1993 par l'INRA-Colmar, dans la Plaine du Rhin supérieur, pour tester et faire évoluer les indicateurs agro-écologiques. Dans un deuxième temps, l'indicateur *Pesticides* a été proposé à quatre agriculteurs du CEDAPA en Bretagne.

Interrogés sur l'indicateur *Pesticides*, les réponses fournies par les agriculteurs sont les suivantes :

- L'indicateur est une information : "*Il permet de mieux se connaître et de cerner certains problèmes ; par ce biais là, de trouver certaines solutions*" (§.12.20).[5] En d'autres termes, l'indicateur permet de qualifier les impacts des produits et des pratiques agricoles par rapport à l'environnement et sert de base pour des conseils en vue de faire évoluer les pratiques culturales.
- L'indicateur permet aux agriculteurs de comparer leurs pratiques - "*Ca permet de me positionner par rapport à ce que pas mal de gens font, de trouver un juste milieu, de voir si on est à l'extrême supérieur ou à l'extrême inférieur si on est*

[5] Les numéros entre parenthèses se réfèrent aux paragraphes des entretiens réalisés auprès des agriculteurs alsaciens et bretons. Se référer pour les numéros de §.1. à §.4. à Douguet [1999], document qui reprend les discussions avec les agriculteurs bretons ; et pour les numéros §5. et plus à Douguet [1998], en ce qui concerne les agriculteurs alsaciens.

dans la bonne moyenne, ça permet de se positionner" (§7.24) - ; et d'affirmer le bien-fondé de leur démarche. "*Oui, pour affirmer notre démarche, ce n'est pas que l'on a besoin, mais c'est surtout pour convaincre d'autres d'aller dans ce sens là (…). Le but, c'est d'avoir le maximum de monde qui vont dans le même sens*" (§1.12).

- Enfin, l'indicateur sert également de justification auprès des acteurs sociaux. "*On a besoin de données, de ce genre de données pour montrer aux autres ce que l'on fait, comment l'on fait avec des points, des études bien précises, je crois que c'est l'aspect positif, tant pour moi que pour le monde agricole*" (§11.26).

La mise en place d'outil de diagnostic de la durabilité d'une exploitation agricole pose cependant différents problèmes :

- *Quelle problématique de l'environnement retient-on ?* Il est indispensable de recenser les objectifs que l'on souhaite atteindre pour utiliser l'outil le plus adapté.
- *Un diagnostic pour qui et pour quoi ?* Pour l'agriculteur, pour le conseiller technique, pour les chambres d'agriculture, pour les politiques, pour les aménageurs du territoire, pour les fonctionnaires européens… Cet indicateur servira de conseil agronomique, de photographie de la situation actuelle, de méthode d'évaluation des performances de telle ou telle mesure, d'outil de sensibilisation des agriculteurs…
- *Comment ?* Il existe une panoplie de méthodes qui se distingue par les caractéristiques suivantes : une méthodologie (procédurale, modélisée ou au contraire facilement appropriable), des hypothèses théoriques (impacts territorialisés), des critères d'évaluation (quantitatifs ou qualitatif), un coût et une durée.
- *Ce diagnostic est réalisé par qui ?* Par des experts ? Cela pose aussi le problème de l'utilisation des données issues de ces outils. Ces outils, à l'heure actuelle ne sont pas directement utilisables par l'agriculteur.

De même, bien que l'indicateur *Pesticides* soit une mesure agrégée offrant une information concise, facilement compréhensible et reflétant une réalité, et soit considéré comme intéressant par les agriculteurs, à la question "*Est-ce que les agriculteurs ont besoin de plus d'informations*", la réponse suivante a été fournie "*Qui, les agriculteurs ? De plus de dialogue. Donc beaucoup de dialogue sur les façons de faire, surtout. Bon ça, personne ne le demande parce que l'on aime pas demander quelque chose, mais en général, ça ferait du bien à tout le monde d'avoir plus de dialogue, d'avoir plus de données sur certains points précis*" (§7.18). Il semble que la discussion entre agriculteurs ou avec d'autres acteurs sociaux (scientifiques…) soit à la base d'un apprentissage tant individuel que collectif. L'indicateur y

joue le rôle de base commune d'information. On aborde de la sorte le problème de la signification sociale de l'indicateur.

VII.1.2 Quel type de croisement entre la connaissance systématique et la signification sociale ?

Jusqu'à présent, les indicateurs agro-environnementaux, pour la plupart, ont été développés dans l'optique de l'analyse du type "pression-état-réponse", c'est-à-dire que les activités humaines exercent des pressions sur l'environnement et modifient la qualité et la quantité de ressources naturelles. La société répond à ces changements en adoptant des mesures de politique d'environnement, économiques et sectorielles. Ces dernières reflètent sans doute la réalité d'une situation locale ou régionale. Le problème, comme on vient de l'exposer, est que bien que la formation des indicateurs soit établie de manière scientifique, leur utilisation s'opère en effet davantage au niveau socio-économique et institutionnel.

L'utilisation de ces informations dans l'évaluation et la prise de décision implique la confrontation d'une diversité d'objectifs et d'intérêts qui sont exprimés par un vocabulaire varié, à des échelles différentes. Par conséquent, la qualité des indicateurs et des séries d'informations doit être évaluée non seulement du point de vue scientifique, mais aussi de celui de sa place dans l'aide (ou non) à la "mise en scène" des échanges de perspectives et la communication entre les groupes d'intérêt dans le processus politique. Ceci est lié à des questions telles que l'établissement d'objectifs à des échelles relevant de différents groupes et la résolution de conflits basée sur la compréhension, par les diverses parties intéressées, de motivations distinctes.

§.1 DE LA CONNAISSANCE SCIENTIFIQUE A LA SIGNIFICATION SOCIALE

La pertinence des indicateurs ne se limite donc pas à une base d'information ressentie comme "légitime" sur le plan scientifique, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de grande controverse sur le concept de mesure à appliquer. La signification des indicateurs peut se révéler d'une grande pertinence selon les acteurs sociaux concernés. En effet, elle permet à chaque acteur concerné de traduire les préoccupations de l'autre dans les termes de ses propres objectifs et actions. Ce qui revient à dire que la "description de la réalité" fournie par *Ipest* doit être discutée afin de donner un contexte à cet indicateur. La discussion permet de comprendre quelle signification est attribuée à l'indicateur et de connaître les intentions que poursuivent les acteurs sociaux. La démarche de l'indicateur *Ipest* ne s'attachant qu'aux seules pratiques culturales, il semble nécessaire de prendre en compte les motivations diverses de l'agriculteur qui peuvent influencer ses pratiques.

Toutefois, il existe un risque que cette démarche scientifique s'effectue sans que les différents acteurs concernés à travers leurs niveaux de compétence, soient bien identifiés, et leurs revendications d'intérêt et de valeurs bien prises en compte. Il est indéniable que l'intégration de la dimension sociale, et plus particulièrement de la pluralité d'acteurs et de perceptions, soit nécessaire pour résoudre les problèmes environnementaux.

De même, à chaque niveau d'analyse ou de décision sont attachés des critères de gestion et des contraintes spécifiques. L'influence d'un niveau peut se faire sentir sur les autres (par exemple l'Union Européenne à travers la Politique Agricole Commune) et cette influence peut être ascendante ou descendante. Prenons le cas de la Directive Nitrate (1991). Bien que son adoption se fasse au niveau européen, sa mise en place (ou non) se réalise au niveau local, par la Région, les Chambres d'Agriculture départementales, et ainsi de suite.

L'évaluation de *Ipest* par les agriculteurs nous a amené à aborder cet indicateur de deux points de vue différents : l'un, comme un outil technique et scientifique d'amélioration des performances agronomiques et environnementales des pratiques agricoles, l'autre, comme outil servant de base à un dialogue et à une justification des agriculteurs. Identifier les orientations qui sont appropriées aux objectifs d'un développement durable de l'activité agricole nécessite la mise en œuvre d'indicateurs (caractérisation de la situation de l'agriculteur, conseils, comparaisons avec d'autres agriculteurs…). Si l'indicateur apporte un message pour les décideurs, le processus d'apprentissage, d'échange des informations est primordial pour les agriculteurs (Reynaud [1996]). Ce double rôle de l'indicateur constitue en quelque sorte le pivot d'une *coopération sociale* (Piaget [1970], voir aussi Habermas [1987]). [6]

A notre sens, l'orientation des actions individuelle et collective vers la soutenabilité économique et écologique exigera l'apparition de nouveaux jugements sur les réponses faisables. L'indicateur n'est pas en lui-même l'information, mais si un membre de la société cherche à devenir "informé" ou à s'informer dans un processus de communication, cela implique la création, l'envoi et l'échange de messages. C'est donc le "sens" du message que l'on cherche à mettre en évidence.

§.2 LES INDICATEURS COMME "FORUM SOCIAL"

Au cours d'un processus de communication, la possibilité de parler et d'écouter est offerte (Serres [1969]). Ce processus paraîtra banal, mais, et comme l'ont souligné certains agriculteurs durant les entretiens, il n'est pas aussi aisé d'accès

[6] Piaget montre que dans la *coopération sociale* se relient deux sortes d'interaction : l'interaction médiatisée pour l'agir téléologique, "l'interaction entre le sujet et l'objet" et l'interaction médiatisée pour l'agir communicationnel, "l'interaction entre le sujet et les autres sujets" (p.202).

et aussi fréquemment pratiqué que l'on pourrait le croire. Nous envisageons donc qu'un système d'indicateurs constitue en quelque sorte un "facilitateur" de réflexion, un support pour permettre un "forum" ou espace social où — formellement ou informellement — les participants s'expriment et se partagent divers points de vue personnels et des sentiments ainsi que des préoccupations et différentes réflexions.

Pouvoir dialoguer ou non, c'est finalement participer ou se trouver exclu des débats sur des orientations collectives. En mettant l'accent sur le processus interactif social, nous incitons les acteurs à définir pour eux-mêmes une problématique collective – la multi-fonctionnalité de l'agriculture, la préservation de l'environnement - ainsi que des solutions possibles, tout en faisant référence aux styles de vie, à la production et à la consommation locales, à diverses dimensions comme celle de la qualité environnementale et du changement environnemental aux niveaux global, régional, national et local. L'idée est que l'articulation de différentes échelles et perspectives sur l'action individuelle et collective peut amener les personnes à réfléchir plus ou moins spontanément aux justifications et aux diverses modalités de leurs décisions personnelles, notamment dans les domaines de la gestion des ressources ou de celui des problèmes de pression environnementale.

Le processus de communication doit donc intégrer une explicitation des différents intérêts et objectifs en jeu et une exploration des perspectives de concertation et des possibilités de compromis (ou non) selon les préoccupations et les valeurs de chaque partie. La discussion peut par exemple avoir lieu avec les industries agro-alimentaires (image de marque de l'agriculteur, image des produits…), avec des acteurs locaux (entre différents groupes d'un même territoire), avec des citoyens et les pouvoirs publics (les agriculteurs doivent tenir compte de politiques multiples à des échelles diverses).

Les indicateurs font l'objet de deux niveaux de négociation. L'importance de la première étape provient de la proposition selon laquelle le consensus sur la validité d'un indicateur permettra la meilleure structuration d'un débat, c'est-à-dire un partage de perspectives quant à la signification des indicateurs retenus. Pourtant, si la légitimité descriptive peut souvent être obtenue, un accord sur la signification normative sera bien moins facile à atteindre. Accorder une signification pour l'action ou pour une politique engage l'arbitrage conflictuel entre acteurs ; cette signification est par nature évolutive. Nous passons à la deuxième étape. On peut supposer que cette deuxième étape dépende logiquement de la première. Mais, en temps réel, les deux étapes se nourrissent l'une l'autre dans une boucle récursive. Si, à un moment donné, un indicateur ou un système d'indicateurs minimalement plausible est entré dans le jeu social, il sera validé (ou non) par l'émergence (ou non) d'un certain consensus. C'est dans cette optique que l'on a développé le Phyt'Amibe, un outil informatique interactif.

VII.1.3 Le Phyt'Amibe : un outil informatique interactif

Par la mise en place de l'outil informatique interactif Phyt'Amibe, nous cherchons à favoriser la communication entre les divers acteurs autour des problèmes de gestion des pesticides et par ce biais, à les amener à envisager l'avenir de l'agriculture bretonne (voir aussi Douguet, O'Connor & Girardin [1999]). Tester à titre expérimental, la structure du Phyt'Amibe se présente sous une forme des plus simples, ce qui n'empêchent aucunement l'instauration d'un processus de communication (voir aussi Guimarães Peirera et al. [1999]).

§.1 QU'EST CE QUE LE PHYT'AMIBE ?

Afin d'établir un lien clair entre les choix et les conséquences des individus, nous avons expérimenté un outil interactif fondé sur les Nouvelles Technologies d'Information et de Communication (les *NTIC*). [7] Il combine un questionnaire destiné à explorer les dimensions de l'activité agricole au niveau de l'exploitation, de la famille, et de la communauté locale et une présentation visuelle multicritères en forme "d'amibe". Le Phyt'Amibe est à la fois un questionnaire interactif et un graphique informatisé qui permet à l'agriculteur de visualiser instantanément et de réfléchir sur la situation de son exploitation à travers une approche multidimensionnelle faisant appel à des informations qualitatives et quantitatives. Cependant, la structuration du questionnaire ne se limite pas à celle proposée par les concepteurs du logiciel. Les différents acteurs sociaux peuvent la modifier également. En effet, il est possible de changer l'ordre des questions ou des indicateurs, de rajouter d'autres questions ou indicateurs…

Par son interface conviviale, le Phyt'Amibe permet de réunir deux approches habituellement séparées : celle qui repose sur l'utilisation de tableaux de bord en vue de la simulation des effets d'un comportement individuel et ce, à différentes échelles ; et celle consistant en une structuration de groupes en vue de déboucher sur un processus de débat et d'interrogation des intérêts, des justifications et des perspectives sur l'avenir. L'individu est amené à réfléchir et à discuter de ces problèmes avec d'autres participants. Cette dimension collective et intersubjective est au cœur de la conception même du Phyt'Amibe.

Le Phyt'Amibe exploite donc les nouvelles opportunités du multimédia informatique pour construire un "espace virtuel" de réflexion interactive entre les chercheurs et les agriculteurs ou avec d'autres acteurs locaux. A l'intérieur

[7] Cette optique est également suivie par le logiciel QUEST™, Envision™ Sustainability Tools Inc., réalisé par the Sustainable Development Research Institute (SDRI), University of British Columbia, Canada (voir http://www.envisiontools.com). QUEST est un outil de modélisation intégrée qui permet d'explorer les futurs de la région du bassin inférieur Fraser. Il permet aux utilisateurs de construire et d'évaluer des scénarios concernant les caractéristiques socio-économiques, écologiques et environnementales futures et d'explorer la faisabilité et les implications de ces alternatives.

de cet "espace virtuel", l'information fournie ne recouvre pas seulement les résultats du Phyt'Amibe. Les différents acteurs sociaux participent activement à la détermination de la pertinence des informations et à l'évaluation des scénarios d'évolution de l'agriculture (Milder [1997]). De la sorte, le Phyt'Amibe permet de mettre en évidence les valeurs et les motivations des utilisateurs. Dans ce processus, les individus en viennent à modifier leurs perceptions et leurs revendications antérieures ce qui permet finalement l'émergence de nouvelles perspectives de compromis et de coopération en société. Dans les discours des agriculteurs, ces idées de coopération reviennent régulièrement : "*Dès lors que l'on fait partie d'un groupe, que l'on discute avec les voisins, les copains, tout de suite il y a un mouvement qui se crée et on avance ensemble*" (§2.12).

En définitive, alors que le problème de la coordination présente l'allure du *dilemme de prisonnier*, e Phyt'Amibe permet de dépasser ce stade (voir aussi O'Connor & Guimarães Peirera [1999]). En effet, le poids historique économique et culturel de l'agriculture intensive est important en Bretagne. Certains agriculteurs ressentent une certaine fierté aux vues de l'évolution de ce système de production. Pourtant, une partie importante de la population bretonne admet qu'il y a un problème (dégradation de l'eau, impacts sur diverses activités économiques régionales...). Le Phyt'Amibe permet de briser cet isolement des individus et de chacune de ces deux problématiques, et d'amener les différents acteurs locaux, experts ou non, à communiquer.[8] Chacun est amener à préciser sa position, ses intérêts et ses motivations, ainsi qu'à chercher à comprendre celle des autres. L'information circule donc entre les différents acteurs sociaux. Il facilite donc les débats et les discussions autour de la soutenabilité et de ses objectifs. A la différence d'autres méthodes, ce système d'évaluation commune évite également les conflits de personnes et relativise la place de l'évaluateur (Godard & Laurans [1999]).

Graphique 7.3 : Un indicateur du Phyt'Amibe

§.2 DESCRIPTION DU PHYT'AMIBE

Le Phyt'Amibe a été élaboré sur un PC à partir d'une fonction *Macro* du logiciel *Excel 97*. Il est conçu de façon à ne nécessiter qu'un petit nombre d'instructions pour charger et faire tourner le logiciel.

Le Phyt'Amibe se présente sous forme de

[8] Proposée par A. W. Tucker dans les années 50, la parabole du dilemme du prisonnier attire l'attention sur le fait que la recherche par chacun de son intérêt personnel peut conduire à une solution sous-optimale au sens de Pareto. Le "théorème de la main invisible" est ainsi remis en cause, la recherche du profit personnel n'est alors pas toujours une bonne chose pour la collectivité et donc pour les membres de celle-ci (voir Guerrien, p.154).
Dans le cadre de la théorie des jeux, des solutions peuvent être envisagée si le jeu est répété sur plusieurs périodes ou si le système devient coopératif.

questionnaire regroupant plusieurs indicateurs composés à partir de différents menus (voir graphique 7.3). Un exemple d'indicateur est proposé ci-contre (voir aussi Annexe 3 pour une description complète). L'indicateur [**PESTICIDES**] est rempli en cliquant dans des menus, en l'occurrence ici ***Fongicide***. Sept indicateurs sont abordés dans le prototype A (voir l'encadré ci-dessous).

A la fin du questionnaire, le logiciel produit une "amibe" qui résume les performances du répondant selon les 7 dimensions retenues comme champs d'évaluation. Chaque axe de l'amibe affiche un chiffre qui résume le résultat cumulatif des réponses fournies aux questions qui touchent à son domaine.

Les 7 catégories d'évaluation de la version prototype A sont :

L'indicateur ECOLOGIE

L'indicateur PESTICIDE (IPEST)

L'indicateur ECONOMIE

L'indicateur ATTITUDES

L'indicateur SENSIBILITE RISQUES

L'indicateur INFORMATION

L'indicateur PERSPECTIVES

Ces indicateurs synthétiques sont construits de telle sorte qu'ils varient entre 0 et 10 (voir graphique 7.4). Plus la valeur de ces indicateurs augmente, plus le risque environnemental dû à l'utilisation des produits phytosanitaires diminue. Trois zones différentes sont dessinées :

- La première, de couleur rouge, correspond à la situation la plus critique. Dans celle-ci la valeur des indicateurs est inférieure à 3 ;
- La seconde, de couleur jaune-orange, représente une situation moyenne où les indicateurs se trouvent dans un intervalle de 3 à 7 ;
- La troisième, de couleur verte, correspond à la situation satisfaisante ou recommandée. Dans celle-ci, l'indicateur est supérieur à 7.

Graphique 7.4 : Représentation de l'amibe finale

Il est possible pour l'utilisateur de revenir au début du questionnaire et de revoir ses réponses. Il peut ainsi changer les réponses fournies, et par ce biais, envisager les effets des modifications sur une nouvelle amibe.[9] Durant les 20 minutes minimales nécessaires au remplissage, ce logiciel ne cherche donc pas à optimiser ou à résoudre le problème mais permet d'effectuer un retour sur les réponses apportées lors du remplissage du questionnaire. L'utilisateur est ainsi placé au cœur du processus de simulation.

Les avantages et les limites sur le plan scientifique d'un tel système peuvent se discuter longuement. Nous nous contraignons à ne noter que les atouts suivants :

[9] Ce processus peut être qualifié de *Backcasting* (Robinson [1988]). L'attention portée au choix et aux conséquences permet aux utilisateurs de simuler un certain nombre de choix et d'observer les conséquences de leur décision.

- Il permet de traduire en langage simple les connaissances disponibles sur le sujet ;
- Il permet de résoudre le problème des valeurs proches des limites de classe ;
- Il est robuste par rapport à des données présentant une certaine imprécision ;
- Il autorise une agrégation de variables de nature très différente ;

De même, cet outil informatique permet une (*re*)construction par les utilisateurs offrant à ces derniers la possibilité de recréer ou d'agencer le problème de leur point de vue (voir aussi Annexe 3 pour une présentation intégrale d'une version modifiée du Phyt'Amibe). Les modifications peuvent aussi bien toucher :

- L'appellation du volet (**[INFORMATIONS], [CHOIX]**) ;
- Les menus des questions intégrées dans un volet (y compris le transfert d'un menu d'un autre volet…) ;
- Le contenu exact des questions qui composent un menu ;
- Les algorithmes qui effectuent le passage des réponses aux questions à l'indicateur qui permet la construction du graphique final.

Toutefois, un souci de comparabilité nous amène à ne pas faire évoluer les menus durant la phase de remplissage du questionnaire. On pourrait facilement envisager que le Phyt'Amibe soit relié à une modélisation intégrée, faisant directement apparaître l'impact des pratiques d'un individu au niveau de la région (en considérant que tous les autres individus agissent de la même manière que lui).

Le Phyt'Amibe est donc un graphique informatisé qui permet à l'agriculteur de visualiser instantanément la situation multidimensionnelle de son exploitation. Le Phyt'Amibe ne vise pas à recouvrir, de façon définitive, l'ensemble du champ scientifique. La question de la validation de l'outil se réfère plutôt à son efficacité comme support de communication conviviale[10], ce qui nécessite la cohérence et la plausibilité des propositions aux yeux des utilisateurs. Enfin, en offrant la possibilité de modifier sa structuration, le Phyt'Amibe amène à donner un rôle actif à l'agriculteur quant au choix des critères et à leur interprétation dans l'optique de la durabilité. L'agriculteur participe à la construction du sens de l'information et est par-là même intégré dans le processus d'évaluation des pratiques alternatives agricoles. En fait, le Phyt'Amibe permet de construire un *savoir commun* (Lewis [1969]).

[10] Une idée proche est développée par Habermas, à savoir que la rationalité n'a pas trait à la possession d'un savoir, mais à la façon dont les sujets doués de parole et d'action acquièrent et emploient un savoir. Ce type de communication vise à l'intercompréhension et au consensus. Il parle de rationalité communicative ([1984, 1987], voir aussi Sköllerhorn [1998]).

VII.2 Vers une appropriation des motivations et des justifications des acteurs locaux

Les thèmes de la motivation et la justification des acteurs sociaux nous semble essentiels à aborder pour deux raisons principales. La première raison, comme le souligne le rapport *Bretagne Eau Pure* [1998], est la suivante : le manque de motivations de certains agriculteurs pour changer leurs modes de production est l'une des causes majeures de la médiocre performance de ce programme.[11] La seconde raison est qu'en s'intéressant aux motivations, il possible de comprendre les facteurs de blocage et la manière dont les agriculteurs, dans notre cas, les justifient.[12]

L'idée développée dans cette section est d'étudier les discours des acteurs sociaux dégagés du processus de discussion engendré par le Phyt'Amibe (sous-section VII.2.1). Pour ce faire, nous avons développé un cadre d'analyse dans lequel les motivations et les justifications des acteurs sociaux sont exposées (voir sous-section VII.2.2). Présentées ainsi, ces informations issues de la population locale permettent de concrétiser, de relativiser les hypothèses retenues dans le cadre de la modélisation M3ED-AGRI. En d'autres termes, l'agriculteur n'intervient pas seulement dans le processus d'évaluation mais aussi dans celui de la simulation des évolutions de l'agriculture en Bretagne en réinterprétant les éléments de base de la modélisation (mais également les résultats). Ainsi, une méthode nouvelle d'évaluation se met en place (voir sous-section VII.2.3).

VI.2.1 Le déroulement du Phyt'Amibe

Dans le cadre de la recherche sur la *Validation socio-économique des indicateurs agro-écologiques* (voir Douguet, O'Connor & Girardin [1999]), le Phyt'Amibe a servi de test auprès de quatre agriculteurs du CEDAPA (Côtes d'Armor). Malgré la faible taille de l'échantillon d'agriculteurs, cette démarche s'est révélée

[11] Ce constat a été effectué également dans le rapport réalisé par le Réseau Agriculture Durable [1997] qui visait à évaluer les actions de diverses formes de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement : dans les Plans de Développement Durable, les pratiques du CEDAPA, les actions Azote-Mieux et celles menées par Vittel… Ainsi, il est noté que les facteurs de blocage identifiés sont liés en partie au manque de motivation et de sensibilisation des agriculteurs et l'absence de groupes, et le contexte défavorable (politique, organisationnel, lobby, chantage à l'emploi), et en partie aux contraintes techniques (manque de références, habitude, inadéquation des actions menées, manques d'aide financières…).

[12] C'est pourquoi, nous nous intéresserons ici à la notion de motivations et non à celle d'émotion développée par Livet & Thévenot [1997]. Ces derniers qualifient l'émotion comme le "mouvement initial" qui fait que l'acteur se déprend de l'égocentrisme propre à l'action en s'inquiétant de l'évaluation des autres. Ce "*mouvement est donc une pièce essentielle dans la construction d'un jugement de valeur et dans l'élaboration de formes de collectifs qui sont associés à une notion de bien commun*" (p.436).

des plus instructives. Nous présentons dans cette sous-section les principaux éléments d'analyse du déroulement du remplissage du questionnaire par les agriculteurs bretons. Trois phases ont été retenues : le remplissage du questionnaire, l'interprétation de l'amibe finale et enfin, l'analyse du processus engagé lors de l'utilisation du Phyt'Amibe.

§.1 PREMIERE PHASE : LE REMPLISSAGE DU QUESTIONNAIRE PHYT'AMIBE

Le remplissage du questionnaire se fait par l'agriculteur lui-même. Il peut prendre le temps nécessaire pour réfléchir à la question posée, et aller à son rythme. Cette démarche l'oblige à se placer dans son propre rôle face à sa situation. L'agriculteur 1 résume d'ailleurs parfaitement l'optique dans laquelle il répond aux questions "*Je réponds comme je fais*" (§1.26).

Le Phyt'Amibe amène donc l'agriculteur à être confronté à un ensemble d'informations synthétisées à travers les indicateurs retenus ([**CONTEXTE**], [**CHOIX**], [**ATTITUDES**], [**IPEST**], [**RISQUES**] et [**PERSPECTIVES**]) qui le sensibilise ou non. [13] Il peut, pour certaines questions, demander ou apporter des précisions. Il s'agit par exemple du cas de l'agricultrice 31, qui indique que : "*Pour la santé, les questions, je les tournerais autrement*" (§3.62) ; "*Sur la santé, le questionnaire mérite d'être complété. Je pense que les agriculteurs ne sont pas suffisamment conscients du risque*". Cela peut donc se traduire par une critique des questions du point de vue du réalisme ou non du problème exposé, de la véracité des informations fournies.

En remplissant le questionnaire, l'agriculteur en profite également pour exposer ses pratiques et ses habitudes, tout en expliquant pourquoi. L'agriculteur 2 explique qu'il met "*les pesticides dans la fosse à lisier. On stocke… je me dis qu'il reste 10 litres de fonds de cuve, dans une fosse qui fait 400 m³, la dilution est importante et puis épandre çà à raison de 3 m³ par hectare, ça ne pèse pas lourd, sans compter la dégradation de la matière active dans la fosse. Pour moi, ça ne pose pas de problème, on gagne du temps et en même temps, on rince la cuve*" (§2.16). En s'expliquant, l'agriculteur fournit un ensemble d'informations permettant d'éclairer les autres personnes sur ses pratiques. Cela lui permet également de justifier ses agissements, en soulignant qu'ils sont issus d'une réflexion. En d'autres termes, la démarche d'explication revient à dire : *Nous connaissons le problème et voici la réponse que l'on a donnée aux vues de notre situation*.

Les informations obtenues par l'agriculteur vont être assimilées, analysées et critiquées avant d'être réutilisées par celui-ci. A titre d'exemple, à la question "*Que faites-vous des bidons vides ?*", l'agricultrice 3a, lors de la lecture des réponses proposées indique : "*Ça, je trouve que ce serait bien que la coopérative collecte…"* (§3.33). L'agriculteur 3b précise "*Ce que fait la coop, c'est la collecte des restes de produit qu'on a plus le droit d'utiliser*". L'agricultrice 3a argumente que

[13] Dans le cadre de ce test, seul le prototype B du Phyt'Amibe a été testé.

"(…) *ça serait très logique, il* (la coopérative ou le négociant) *te prendrait les bidons, puisque tu vas bien en chercher et en ramener. Ça serait pratique comme tout. On devrait en parler aux gars*".

Les agriculteurs jugent aussi de la pertinence des indicateurs présentés. De cette réflexion, des *a priori* vont ressortir. Ainsi, concernant les résultats issus de l'indicateur *Pesticides* de l'INRA-Colmar, l'agriculteur 3b précise "*Il faut faire confiance aux gens qui connaissent la volatilité, la toxicité…*" (§3.64). Lors de cette discussion, les informations issues de cet indicateur apparaissent comme revêtant un caractère de "*vérité* ", car elles relèvent d'une analyse scientifique. L'agricultrice 3a se demande pourtant "(…) *si les paramètres sont bons. Là, on ne contrôle rien*" (§3.68). Cette "*vérité* " a tout de même un caractère incontrôlable. Le Phyt'Amibe suscite ainsi une conversation autour de la véracité des indicateurs proposés. De cette discussion, des propositions de vérité pouvant être contrastées, émergent.

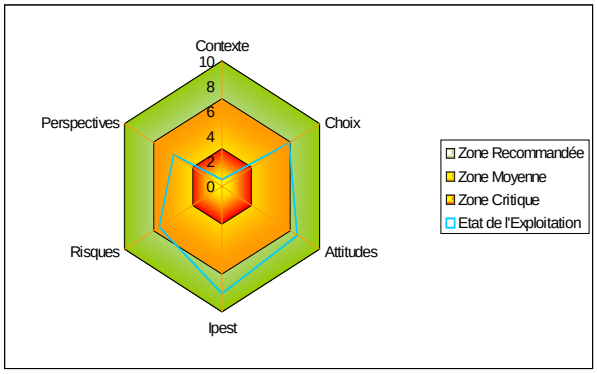
Ce processus d'échange d'informations, de vécus et d'analyses est enrichi et devient d'autant plus stimulant que d'autres personnes interviennent au cours du remplissage du questionnaire. L'exemple d'un couple d'agriculteurs (3a étant l'épouse et 3b, le mari) est significatif. En parlant de la destruction des bidons vides, l'agricultrice 3a précisait que "*C'est aussi acheminé vers la décharge pour les produits spéciaux, puisque des fois on en emmène et ils ont un stockage spécial à la déchetterie*". "*Ah bon !* ", réplique l'agriculteur 3b. La première reprend la parole : "*Tu ne sais rien de tout ça, toi, nous on va à la déchetterie*" (§3.28). L'entrée d'autrui dans cette démarche fournit un complément d'information à l'individu, ce qui lui ouvre d'autres dimensions de réflexion. Au cours de la discussion que ce soit au sein de ce couple, mais aussi entre le père et le fils (agriculteur 4) ou avec des agronomes (voir entretiens avec l'agriculteur 2), les pratiques de l'agriculteur et la problématique de la gestion des pesticides sont exposées, discutées et des solutions sont parfois cherchées.

Ce processus de dialogue, qui s'instaure de manière *naturelle*, est aussi intéressant quand ce sont des agronomes qui remplissent le questionnaire. Comme plusieurs des questions ne relèvent pas de leur domaine, cela les a incité à communiquer et à chercher à comprendre les agissements des agriculteurs. Katell, agronome au CEDAPA, demande à l'agriculteur 3a de plus amples renseignements quant au nettoyage des bidons vides : "*Mais les eaux de rinçage, tu les mets…?* ", ce à quoi rétorque l'agriculteur 3a "*dans le pulvé, quand même…*". Face à la réponse de l'agriculteur, les autres participants à la discussion sont soit satisfaits de la réponse, soit cherchent de plus amples précisions ou soit enfin, envisagent d'autres solutions si la réponse apportée ne leur semble pas justifiée.

En définitive, cette phase sert d'analyse rétrospective des comportements des agriculteurs permettant à ces derniers d'expliciter les marges de manœuvre, les critères et les justifications de leurs pratiques.

§.2 DEUXIEME PHASE : L'INTERPRETATION DE L'AMIBE

Ces quatre agriculteurs, à la fin de la première phase, ont tous avoués, avant de découvrir le graphique final regroupant les résultats du questionnaire, que le questionnaire ne leur avait pas apporté grand chose. Cependant, ils n'ont pas pour autant rejeté cet outil. Par la suite, en découvrant leur position sur le graphique (pour la plupart dans les zones orange et verte), les agriculteurs ont changé d'attitude. Ils ont commencé par juger leur situation en se référant à la courbe reliant les points résultant du questionnaire. Ils ont ensuite, par eux-mêmes, cherché les éléments expliquant les mauvais résultats :



Graphique 7.4 :Présentation des résultats du Phyt'Amibe

Par exemple, l'agriculteur 4 qui explique qu'il "*a eu des débats avec des chercheurs de l'INRA qui disent que, en Mildiou de la pomme de terre, la réduction de dose a créé des souches résistantes*" (§4.5). Il justifie par là même la non réduction des dosages de tel ou tel produit.

Par ce biais, les agriculteurs cherchent plus particulièrement (et ceci en conformité avec la logique du Phyt'Amibe comme instrument de conversation conviviale) à expliciter leur situation, en discutant avec les autres participants ou bien en se référant à leur propre expérience.

Par la recherche d'une position satisfaisante (dans la zone verte) et/ou par l'explication de sa situation du fait de contingences d'ordre divers, l'agriculteur émet le besoin implicite de justification pour légitimer ses actions aux yeux d'autrui. L'agriculteur est donc interpellé par le contexte social qui peut être l'adéquation de son comportement aux contingences financières, les pouvoirs publics et la société civile (famille, voisins, agriculteurs).

Cette phase d'interprétation des résultats offre également aux agriculteurs la possibilité d'identifier des solutions englobant des critères autres que ceux relatifs à la gestion des pesticides. L'agriculteur 2 explique que "*C'est assez limité la réduction de doses. Il faut aller vers d'autres pratiques, jouer sur d'autres rotations, d'autres variétés aussi, des techniques de désherbage, pour le traitement des maladies ou des associations de différentes espèces*" (§2.22). L'agriculteur 4 élargit le débat à des

considérations d'ordre éthique et commercial : "*Je regrette que les firmes de fabrication ne soient pas plus concernées par ce problème* là (…), si *on parle d'un produit dangereux, on le trouve encore sur le marché, ce n'est pas normal. Il devrait être rayé de la fabrication tout de suite. On sait très bien que les produits interdits en France vont être utilisés dans d'autres pays, dans le Tiers-Monde. Le nerf de la guerre de tout ça, c'est l'argent* " (§4.3).

Tous ces éléments constituent en quelque sorte des réponses aux problèmes de l'utilisation des pesticides. Nous les avons donc classés en trois catégories en essayant de retranscrire la diversité et l'étendue des propositions dans les modes de production, dans les modes de consommation et enfin, dans les orientations politiques et de la société (voir Tableau 7.1).

PRODUCTION AGRICOLE		CONSOMMATION	ORIENTATION	
Mesures techniques	Mesures structurelles		Politique	Société
Matériel bien réglé (voir §1.18) Classement des pesticides selon les besoins et leur nocivité (voir §4.5) Des plantes plus résistantes (voir §4.5) Manière de réutiliser la bouillie (voir §2.16, §1.29, §1.30) Le rinçage et le lavage des matériels (§3.38) Le ramassage des bidons vides (voir §2.22)	Evolution des modes d'exploitation L'agriculture biologique	Sensibilisation du consommateur voir (§4.6)	Les primes (voir §7.2)	Changement de mentalité (voir §4.6)

Tableau 7.1 : Présentation des solutions envisagées par les agriculteurs bretons

Cette deuxième phase amène l'agriculteur à porter un jugement sur ses actions, à chercher à comprendre celles qui ont un impact négatif et à envisager des solutions. Une nouvelle simulation pourra alors être réalisée en intégrant ces modifications dans le Phyt'Amibe. Un processus d'apprentissage se met en place.

§.3 TROISIEME PHASE : ANALYSE DU PROCESSUS ENGAGE LORS DE L'UTILISATION DE PHYT'AMIBE

L'idée de la démarche du Phyt'Amibe, lors de ce test, était d'intégrer les agriculteurs au sein de la définition du problème de la gestion des pesticides. Pour ce faire, les agriculteurs ont été amenés à expliquer et à justifier leurs pratiques (but, contraintes, marges de manœuvre…) et par l'échange avec autrui, à donner un sens aux informations fournies.

Cette démarche a permis de faire circuler l'information de manière à comprendre, d'une part, les enjeux scientifiques liés à la gestion des pesticides

(développement de nouvelles molécules, risques au niveau de l'environnement…) et, d'autre part, à relier cette dernière aux attitudes des agriculteurs, en cherchant à mettre en évidence les motivations, les intérêts qui poussent les agriculteurs à agir ou non, et les justifications qu'ils apportent à leur comportement (voir Tableau 7.2).

Science des systèmes	Information Indicateurs	Interface Phyt'Amibe	Acteurs sociaux (stakeholders ou parties prenantes)	Signification sociale
Ressources et Techniques	***Evaluation des options***	Propositions de Politiques **(Soutenabilité de quoi et pour qui ?)**	***Motivations, intérêts et justifications***	Ethique, Culture et Valeurs

Tableau 7.2 : Le Phyt'Amibe au cœur du croisement entre les connaissances systématiques et la signification sociale (issu de Douguet, O'Connor & Girardin [1999], p.58)

Si les informations scientifiques relèvent d'une connaissance des problèmes soit du point de vue technique, soit de celui du fonctionnement des systèmes, avec toutes les incertitudes scientifiques qui subsistent, les informations concernant les comportements des agriculteurs sont rattachées de manière générale à un contexte social et économique, à une éthique, à l'héritage économique et culturel, et à l'adhésion à des valeurs. Le Phyt'Amibe, situé à la croisée de ces deux catégories d'informations, permet à l'agriculteur et aux autres acteurs sociaux de s'insérer dans la définition du problème ((*re*)construction interactive du Phyt'Amibe) et dans l'orientation des solutions envisageables (analyse et interprétation des informations et discussions) dans le cadre d'une gestion durable des pratiques agricoles.

On peut reprocher à l'outil Phyt'Amibe de ne pas être très sophistiqué. En revanche, l'expérience que nous avons menée nous permet de poser, de nouveau, la question des critères de validation et d'adéquation d'un système d'indicateurs. Nous avons insisté sur le rôle de tout élément d'information pour signaler ou afficher un chemin de communication. L'accent n'est plus mis sur le "contenu" de l'indicateur mais sur son insertion dans le processus de communication. Le Phyt'Amibe permet de souligner les domaines à risque, d'amener l'agriculteur à s'interroger sur ces pratiques et à envisager des solutions possibles. Les informations fournies n'ont pas en elles-mêmes la qualité de vérité absolue. Au contraire, les propositions lancées par le Phyt'Amibe, auxquelles l'agriculteur devrait fournir une réponse peuvent être

discutées voire disputées. Ce n'est donc pas la recherche d'un consensus sur la vérité offerte qui est recherchée ici, mais c'est le processus lié à l'obtention d'informations qui est important. Les informations ainsi obtenues ne constituent pas une finalité en soi, mais correspondent à une donnée de départ pour un processus de débat ou de conversation afin de comprendre le problème et envisager des solutions à la situation.

En définitive, l'acceptabilité du Phyt'Amibe comme représentation simple d'une réalité multidimensionnelle et complexe a été mise à l'épreuve lors de sa présentation aux agriculteurs. Les résultats étaient globalement très favorables ; l'outil a donc franchi la première étape de validation. Plus intéressante est la deuxième étape, dont l'ambition est d'animer un processus convivial de réflexion voire de négociation entre acteurs sociaux.

VII.2.2 Les motivations et les justifications des acteurs sociaux

Outre l'instauration de discussions entre les différents acteurs sociaux, et par-là même, la mise en place d'un processus de communication – facilitant l'explicitation, la compréhension des enjeux, des blocages de la mise en œuvre de telle ou telle pratique agricole ou politique -, le Phyt'Amibe amène les agriculteurs à s'exprimer sur leurs motivations. Ces dernières expriment l'idée qu'un ensemble de facteurs inconscients exerce une influence sur les conduites des individus (Spash [1997, 1998], Livet & Thévenot [1997]). Les comportements peuvent être modifiés par instinct mais aussi par besoin. Dans le second cas, on aborde les thèmes de l'émotion, les intérêts ou la disposition à être attiré par certaines catégories d'activités, des systèmes d'images ou représentations des faits déformés par l'interprétation affective. Autre facteur de changement, l'appartenance à un groupe – qui se traduit par un fort sentiment d'appartenance en Bretagne – influe sur les conduites individuelles.

Afin d'approprier les motivations dans le cadre du processus d'évaluation, nous présentons, dans cette sous-section, une grille de lecture présentant les motivations selon quatre objectifs - motivations par rapport à soi, à un individu de proximité, à la société et à la nature – et les justifications apportées par ces mêmes agriculteurs à leurs actions. N'ayant effectué qu'un test sur un panel restreint d'agriculteurs, notre démarche s'organise autour d'une possible structuration des résultats récoltés et non de leur analyse.

§.1 MOTIVATIONS VIS-A-VIS DE SOI

La première catégorie regroupe les motivations vis-à-vis de soi. On aborde ici les thèmes de l'intérêt et de l'égoïsme. Le mobile de l'action est souvent ramené à l'intérêt. Selon l'expression d'Adam Smith [1776], l'homme est "*greedy*", mot qui connote le désir vorace, l'appétit, la cupidité, la force de l'accaparement,

l'égoïsme de l'intérêt propre. Cela ne signifie pas que la totalité du comportement humain se ramène à ce seul mobile. L'existence de passions et des compassions comme sentiments sont capables d'affecter les comportements concrets. Dans l'activité économique, ce mobile est important : le producteur est guidé par la recherche de profit maximum, le consommateur acquiert biens et services en fonction du meilleur rapport qualité – prix. Le thème de la liberté (d'agir) est sous-jacent à cette motivation.

Dans le discours des agriculteurs, ces thèmes sont abordés de la manière suivante : "*Moi, je serais prêt à jouer le jeu. Pourquoi dépenser plus pour gagner moins ? Il faut toujours regarder ce qu'il reste. Je veux bien être pour l'environnement, mais je veux dire, si c'est pour m'endetter, ce n'est pas la peine non plus. Il faut que l'exploitation soit viable quand même*" (§6.29)

Lorsque l'individu a intérêt pour la satisfaction de quelques-uns de ses besoins personnels matériels ou intellectuels, c'est ce que l'on nomme l'égoïsme. Il cherche donc à agir de la meilleure manière que ce soit pour lui ou de promouvoir son intérêt propre à long terme. Cela peut d'ailleurs nécessiter une relation avec autrui. Mais les intérêts ne sont pas uniquement individuels et égoïstes, ils sont aussi collectifs et altruistes.

§.2 MOTIVATIONS EN RAPPORT AVEC LES INDIVIDUS DE PROXIMITE

En traitant de l'altruisme, nous mettons l'accent sur la capacité de l'individu à développer par lui–même un souci envers les autres que ce soit au niveau de la famille (voir Becker [1974], Sen [1991]) ou des générations futures. Les actions peuvent alors, par exemple, être motivées par la responsabilité pas seulement d'un acte passé, mais aussi futur (voir Jonas [1990], Ricoeur [1997]), par une logique de don (voir Mauss [1983], Baudrillard [1976], Weiner [1980], Godelier [1996]) et de réciprocité (O'Connor & Arnoux [1992]).[14]

Dans l'exemple présenté ci-dessous, c'est l'image que l'agriculteur renvoie aux autres qui pousse l'agriculteur à ne pas se protéger pendant la pulvérisation de pesticides : "*C'est même vis-à-vis des autres que je ne mets pas. Par rapport au public, s'ils nous voient passer avec un masque, ils diront, eux se protègent et nous on ne l'est pas. C'est peut-être le premier argument expliquant que je ne le mets pas : pour les autres. Je suis conscient des dangers, des maladies de peau, de sang*" (§6.12).

[14] Selon Mauss, le don est l'enchaînement de trois obligations : donner, accepter de recevoir et rendre une fois que l'on a reçu. Les actes de donner et de recevoir implique un double rapport de solidarité (partage de l'objet, voir de son être propre) et expriment "la reconnaissance d'une dynamique de transformation réciproque, où chacun est rendu, à son tour, à l'autre" (O'Connor & Arnoux [1992], p.296). Le don est ainsi présenté comme indissociable du contre – don, acte opposé qui fait permuter le donneur et le receveur et qui normalement ne doit pas être la cause du don.

§.3 MOTIVATIONS EN RAPPORT A LA SOCIETE

En abordant le thème des motivations par rapport à la société, nous sommes amenés à considérer les motivations à travers différents thèmes tels que le patrimoine, la justice, le don,[15] l'honneur, la croyance… et selon différents points de vue : celui du consommateur et celui du citoyen (Sagoff [1988] [16]

Thème récurrent, considéré l'environnement comme un patrimoine ne relève pas d'une gestion privée ou publique mais de sa considération en tant que bien commun (de Montgolfier et Natali [1984], Godard [1989, 1990], Ost [1995], Ollagnon [1999]).[17] Dans les discours des agriculteurs, ce thème est appréhendé de la manière suivante : "*Normalement la terre, moi, je serais plus là, la terre devra être là, en bon état. En bon père de famille qui dit ça. Normalement, on ne devrait pas les détériorer*" (§12.22). On retrouve l'idée de patrimoine naturel qu'il s'agit de transmettre aux générations futures.

§.4 MOTIVATIONS EN RAPPORT AVEC LA NATURE

Quatrième catégorie de motivations, la défense d'êtres non humains peut renfermer l'intérêt d'une communauté humaine (voir Ost [1995]). Il s'agit d'une prise en compte, à part entière, d'êtres non-humains (voir le mouvement *Deep Ecology*, Devall & Sessions [1985], Tobias [1985]). L'homme n'a aucun privilège particulier à faire valoir ; il n'est qu'un maillon de la chaîne du vivant. Leopold [1966], l'un des penseurs de ce mouvement, en appelle à la constitution d'une "communauté biotique" qui consacrerait le droit égal à l'existence et au développement de chaque élément de la nature ; Parmi eux, l'homme – devenu citoyen biotique – fera preuve d'un nouveau civisme dont les règles s'inspirent directement des lois naturelles.

Les agriculteurs expriment ces thèmes de la manière suivante : "*Qu'on les* (les pesticides) *retrouve dans la terre, qu'on les retrouve dans l'eau, c'est grave, mais qu'on les retrouve aussi dans le tubercule ou dans les fruits, c'est encore pire. Pour les betteraves, c'est pareil, c'est pour l'alimentation des vaches*" (§4.3). Ce souci de protéger différentes formes de vie traduit la motivation de l'agriculteur quant au choix du type de pratiques agricoles, dans le cas présent, de la forme "économe" (en référence aux scénarios présentés dans le Chapitre V).

---

[15] Il est également possible de définir la réciprocité générale à partir de ce don général : "*on appelle réciprocité générale une série de dons généraux de la part de presque toutes les personnes. Chacun donne à la société, et, 'réciproquement', elle reçoit de l'ensemble des autres. En général, elle ne peut pas dire avec précision de qui vient chaque chose qu'elle reçoit. C'est tous pour un et un pour tous*" (Kolm [1984], p.56).

[16] "As a citizen, I am concerned with the public interest, rather than my own interest; with the good of the community rether than simply the well-being of my family… As a consumer… I concern myself with personal or self regarding wants and interests… I look out for Number One" (Sagoff [1988], p.8).

[17] Pour F. Ost [1995], le patrimoine "*s'accommode de la superposition sur un même espace de plusieurs prérogatives distinctes renvoyant à des usages et à des titulaires différents. La gestion de ce dernier doit être prudente afin de ne pas détériorer "l'espace des possibles*".

Cette succincte présentation des motivations doit être complétée par la liaison de ces quatre catégories avec leurs justifications. A notre sens, la justification des motivations est à la base du processus d'évaluation.

§.5 MOTIVATIONS ET JUSTIFICATIONS

Le croisement entre les motivations et les justifications telles que nous les avons introduites (voir Chapitre VI.3) nous semble constituer un complément d'analyse intéressant. En effet, de la sorte, nous faisons apparaître d'une part, les justifications des motivations et, d'autre part, le décalage existant entre les intentions et la réalité des actions. On fait donc apparaître les contingences auxquelles font face les agriculteurs.

L'exemple ici proposé (voir Tableau 7.3) met en relation les quatre catégories de motivations précédemment exposées (en ligne) et les modes de justifications définis par Boltansky & Thévenot [1991] (en colonne). Il est intéressant, ici, de se référer à cette approche afin de mettre en évidence l'existence de 'mondes' différents. La notion de 'monde', à la différence de celle des cités, porte davantage sur l'idée d'évolution, c'est-à-dire de succession de conflits qui existent inévitablement et qui font que la cité n'est pas figée éternellement. Il ya donc une évolution du 'monde' en fonction des situations.

Les auteurs précisent d'ailleurs que "*dans une société différenciée, chaque personne doit affronter quotidiennement des situations relevant de mondes distincts, savoir les reconnaître et se montrer capable de s'y ajuster. On peut qualifier ces sociétés de 'complexes' au sens où leurs membres doivent posséder la compétence nécessaire pour identifier la nature de la situation et pour traverser les situations relevant de mondes différents*" ([1991], p.266). L'analyse de Boltansky & Thévenot ne nous amène pas à traiter du compromis entre plusieurs mondes, mais d'appréhender les modes d'ajustement lié à l'introduction d'un nouvel objet - la préservation de la qualité de l'eau - ou en d'autres termes, de dévoiler les modes 'd'internailisation' et de justification développés face à une nouvelle situation.

La lecture de ce tableau qui n'offre qu'une illustration d'une possible classification, s'effectue de la manière suivante. Le chiffre (①) correspond à une explication présentée après le tableau.

	Monde Inspirée	***Monde Domestique***	***Monde Renom***	***Monde Civique***	***Monde Marchande***	***Monde Industriel***
Motivation p. r. soi[18]					①	
Motivation p. r. individu			②			
Motivation p. r. société						③
Motivation p. r. nature				④		

Tableau 7.3 : Analyse croisée des motivations et des justifications des agriculteurs

① Bien que l'agriculteur se dise soucieux de la préservation de l'environnement, la prédominance des aspects économiques est justifiée comme suit : "*Lorsque que l'on voit les prix des nouveaux produits qui sont moins nocifs pour l'environnement, et quand on voit le prix des produits banalisés, disons, ça va du simple au quadruple* (…). *Alors, bon, dès fois on se limite à faire que de l'économique au détriment de l'écologie, car les prix sont exorbitants par rapport au même résultat*" (§7.5).

② Pour cet agriculteur, l'image de marque a une importance. Ainsi, bien qu'il soit conscient des dangers liés à la pulvérisation, il ne porte pas de masque : "*C'est même vis-à-vis des autres que je ne mets pas. Par rapport au public, s'ils nous voient passer avec un masque, ils diront, eux se protègent et nous on ne l'est pas. C'est peut-être le premier argument expliquant que je ne le mets pas : pour les autres. Je suis conscient des dangers, des maladies de peau, de sang*" (§6.12).

③ Dans ce cas, la croyance dans le progrès technique amène cet agriculteur à un certain optimisme quant aux impacts engendrés par les pesticides. "*Oui, je pense que les scientifiques risquent de trouver des produits qui ne polluent plus* (…). *Parce que cela fait que 5 ou 6 ans que l'on fait attention à ce problème là, parce qu'autrefois on ne connaissait pas ça, ce que l'on disait à l'agriculteur, c'était de produire et puis c'est tout*" (§5.39).

④ Ici, les agriculteurs justifient leur manque de performance environnementale du fait d'une consommation peu importante de produits biologiques - "*Et le marché là dedans, la production, qui l'achète ? Sur place, il n'y a pas de demande pour du bio*" (§7.31) – et du fait que l'Etat n'a pas encouragé les agriculteurs à changer leurs pratiques : "*Là, le problème, c'est que ce n'est pas nous qui sommes maîtres à bord. Nous, on fait ce que les dirigeants, enfin plutôt du pays, au niveau politique, décident. Nous, on ne peut pas faire autre chose*" (§10.26).

Pour éclairer les fondements dynamiques du processus d'évaluation, nous avons cherché, dans les motivations et dans leurs justifications, des éléments essentiels dans la construction ou l'élaboration de formes de *savoir commun.* L'expérience retirée de ces entretiens avec les agriculteurs nous a conforté dans

[18] "p. r." : signifie "par rapport".

notre volonté de lier les informations issues d'une échelle désagrégée aux hypothèses effectuées lors de la modélisation M3ED-AGRI. Cette démarche a permis de relativiser les éléments de base du modèle et de donner à ce dernier un contexte réel.

En fait, un double travail sur la signification a été effectué. Le croisement de la connaissance scientifique et de la signification sociale s'est tout d'abord réalisée au niveau local, en ce qui concerne les indicateurs de durabilité au niveau de l'exploitation agricole. Cette étude a abouti à une récolte d'information utilisable pour l'analyse (validité des informations fournies) et la contextualisation (type de coordination possible…) de la modélisation développée au niveau macro-économique. Le second travail porte sur l'utilisation des informations issues des discussions (les motivations) pour enrichir le processus d'évaluation et par ce biais influer dans le processus d'évaluation (système participatif).

Le Phyt'Amibe se trouve donc au sein d'une démarche visant à définir les stratégies de développement durable. L'ensemble de ces éléments peuvent, à notre sens, être regroupés en une structuration appelée "Approche Tétraédrique".

VII.3 L'approche tétraédrique

Jusqu'à présent, nous avons abordé l'évaluation sous deux angles. Au niveau macro-économique, nous avons établi un lien entre les dimensions Economie et Environnement par l'intermédiaire d'une modélisation M3ED-AGRI. Abordant le thème de la durabilité au niveau de l'exploitation agricole, l'étude sur la validité des indicateurs agro-écologiques offre, à travers le Phyt'Amibe, une liaison entre les dimensions locales et de gouvernance. En d'autres termes, en croisant les connaissances systématiques et leur signification sociale, nous avons essayé de rendre lisible une situation complexe. C'est dans cet esprit que nous définissons "l'approche tétraédrique de la connaissance" (O'Connor [1999b]) qui structure les informations issues de notre démarche.[19] Une application sera effectuée dans le cas de la Bretagne.

VII.3.1 Présentation de "l'approche tétraédrique de la connaissance"

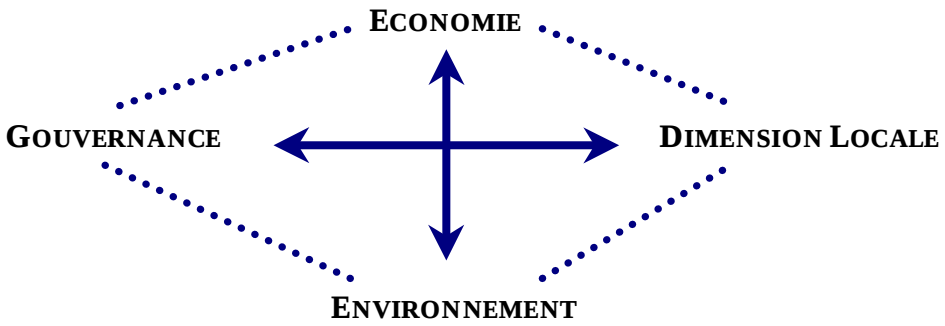
Les diverses étapes que nous avons précédemment exposées nous ont amenées à distinguer quatre types de dimensions — nous parlerons ici de "l'organisation tétraédrique de la connaissance" — selon laquelle la dimension locale représente une mise en relation dialectique avec les dimensions d'agrégation économiques (sectorielle), écologiques (spatiale, fonctionnelle) et politiques (formes et conventions de gouvernance). Plus précisément, ces différentes dimensions recouvrent les aspects suivants :

- ***L'information locale*** - L'expérience immédiate de la vie des membres "ordinaires" de la société à leur domicile, sur leur lieu de travail, avec leurs amis et pendant leurs déplacements ;
- ***L'information économique statistiquement agrégée*** - Tels les systèmes de comptes nationaux et les modèles quantifiant les productions sectorielles aux plans régional, national et mondial ;
- ***L'information environnementale spatialement définie*** – Par exemple, les interactions existant entre les particularités géographiques et le cycle de l'eau et les impacts des activités humaines. Le recours aux systèmes d'informations géographiques est possible ;

[19] Cette notion d'une structuration tétraédrique est le résultat d'une longue période de réflexion sur la tension entre variété et simplicité et sur la question des dimensions "irréductibles" pour une représentation pertinente d'un problème de développement durable. Pour une application de la structuration tétraédrique à la représentation des enjeux du changement climatique, voir O'Connor & Guimarães Pereira [1999].

- ***L'information en termes de gouvernance***[20] - Les termes dans lesquels une action humaine de régulation et de coordination est conçue, laquelle combine les informations économiques et écologiques, locales et agrégées pour mettre en œuvre des politiques publiques et définir des objectifs communs.

Jusqu'à présent, nous avons essentiellement parlé du lien existant entre Economie - Environnement et celui entre forme de Gouvernance et dimension Locale, à travers l'étude de la signification sociale des indicateurs agro-écologiques. D'autres liaisons peuvent être établies afin d'expliciter les influences existantes entre les quatre dimensions à travers des échelles et des acteurs divers (voir Graphique 7.5).



Graphique 7.5 : Représentation de l'approche tétraédrique
(adapté de O'Connor [1999c])

Six types de liaisons peuvent être établis.

(1) *Lien Economie – Environnement* : Ce lien permet d'appréhender l'impact de l'agriculture sur l'environnement. On parle de pressions environnementales liées à l'usage de pesticides, d'engrais… A l'inverse, l'impact de l'environnement sur l'activité économique peut être envisagé.

[20] La gouvernance vise à créer les conditions d'un pouvoir organisé et d'une action collective (voir aussi Stocker [1998], Hewitt de Alcántara [1998]). Elle est définie par Marcou et al. [1997], comme "les nouvelles formes interactives de gouvernement dans lesquelles les acteurs privés, les différentes organisations publiques, les groupes ou communautés de citoyens, ou d'autres types d'acteurs, prennent part à la formulation de la politique".
La gouvernance présente alors plusieurs intérêts : (a) Elle met l'accent sur la multiplicité et la diversité des acteurs. Elle permet de penser la gestion des affaires en général, et de l'environnement en particulier, non pas comme une activité interprétative mais comme un processus de négociation/interaction entre intervenants hétérogènes ; (b) Elle fait une grande place à "l'espace public" selon la terminologie d'Habermas ; celui dans lequel les différentes composantes de la société affirment leur existence, communiquent les unes avec les autres, débattent en exerçant leur pouvoir d'expression et de critique… ; (c) Elle met en jeu des sous-systèmes organisés en réseaux d'action publique (*policy networks*) reliant des acteurs n'ayant ni la même légitimité ni les mêmes capacités ; (d) Elle implique participation, négociation, coordination. Toute la question demeure sur les méthodes participatives adéquates pour assurer la prise en compte de ces éléments.

(2) *Lien Gouvernance – Local* : L'influence du niveau désagrégé (des individus, des groupes ou associations) dans les modes de coordination est abordée dans cette liaison. Inversement, les processus participatifs (type approche démocratique ou patrimoniale) peuvent influencer les perceptions des individus.

(3) *Lien Economie – Gouvernance* : On parle ici de programmes d'actions menés par les différentes autorités publiques, de processus de négociation relatif à l'orientation des politiques à mener. Le rôle des divers groupes de participants et les programmes déjà mis en place y est explicité.

(4) *Lien Environnement – Gouvernance* : Tout comme pour le lien Economie - Gouvernance, cette liaison a trait aux politiques mises en œuvre et aux négociations relatives à la mise en œuvre de tel ou tel programme d'action dans le domaine de l'environnement. Le rôle des groupes d'acteurs sociaux et des programmes de préservation de l'environnement y est également abordé.

(5) *Lien Economie – Local* : Il s'agit ici de voir quelles sont les contraintes économiques auxquels les individus sont confrontés ainsi que le poids des politiques économiques ou sectorielles sur des niveaux plus désagrégés.

(6) *Lien Environnement – Local* : Ce dernier lien touche à la perception des individus de l'environnement. L'influence de l'environnement sur les modes de vie pourrait aussi être pris en compte.

Les liaisons sont réflexives et de natures diverses. Ainsi, un même lien, par exemple Local – Environnement, peut se décrire sous la forme de l'impact des individus sur l'environnement (pression azotée…) – lien physique - mais aussi l'individu peut avoir une certaine perception de l'environnement et de sa qualité – lien social - ; enfin, une traduction économique peut être effectuée pour ce lien. On parle de consentement à payer…

L'approche tétraédrique nécessite un processus d'élaboration en quatre étapes successives :

(i) La reconnaissance des enjeux (mise en évidence des interactions entre les acteurs sociaux, enjeux économiques et écologiques). Ce travail nécessite une recherche bibliographique, des entretiens avec les acteurs locaux… ;

(ii) L'élaboration de scénarios possibles pour le futur (sur la base des données recueillies) ;

(iii) La création d'un outil informatique interactif ;

(iv) La mise en place d'un processus de concertation et de négociation entre les acteurs sociaux concernés par le problème environnemental.

En réalité, l'approche tétraédrique, couplée à un outil informatique interactif, est susceptible d'encourager les dimensions instrumentales et aussi non

instrumentales de l'apprentissage social. L'articulation de différentes échelles et de perspectives sur l'action individuelle et collective peut amener les personnes, tout au long du processus d'évaluation, à réfléchir plus ou moins spontanément sur les justifications et les diverses modalités de leurs décisions personnelles dans le contexte régional. Cette méthode nous offre donc une perspective multicritère, multi-agents, multi-échelles et multi-intérêts.

VII.3.2 Relecture du problème de la soutenabilité en Bretagne à partir de l'approche tétraédrique

Le développement de l'approche tétraédrique au cas de la dégradation de la qualité de l'eau liée à l'activité agricole en Bretagne se présente en deux temps. Dans un premier temps, trois catégories d'informations seront exposées économie, écologie et gouvernance, la dimension locale recouvrant une relation dialectique entre ces trois catégories d'information. Ces éléments situent et précisent les enjeux économiques et écologiques, les acteurs sociaux concernés et les modes de coordination. Dans un second temps, nous expliciterons les alternatives existantes dans le long terme et présenterons le point de vue des quatre agriculteurs ayant participé au test du Phyt'Amibe. Cette dernière phase ne constitue qu'une manière possible d'organiser ces informations et en aucun cas, ces résultats ne fournissent de conclusions.

§.1 L'IDENTIFICATION DES ENJEUX, DES ACTEURS ET DES MODES DE COORDINATION

Exemple pertinent de l'impact d'un système de production agricole intensif, la Bretagne connaît depuis ces dernières années, de multiples conflits liés à différents aspects de cette évolution. Forte interdépendance du marché, dégradation de la qualité de l'eau, appauvrissement de la qualité des paysages, baisse du nombre d'agriculteurs… sont autant de traduction de l'intensification de l'agriculture. A ces problèmes, les attentes de la population locale, quant à la préservation de l'environnement et à l'évolution de l'agriculture, se traduit à travers diverses actions regroupant une diversité d'acteurs locaux. La Bretagne doit donc faire face à un conflit de valeur et de répartition des coûts liés au développement de l'activité agricole.

Elément vital pour la région bretonne, l'eau est au cœur de diverses activités humaines - pêche, agriculture, tourisme… - et constitue un patrimoine naturel. La préservation de sa qualité est devenue un *enjeu majeur pour le développement économique, social et culturel pour la Bretagne.* Cette nécessité est liée d'une part, aux particularités géographiques et au rôle de la qualité de l'eau dans cette région et, d'autre part, à la place que tient l'agriculture, une des principales

sources de pollution, en Bretagne. La qualité de l'eau est qualifiée de capital naturel critique.

En effet, la Bretagne s'inscrit dans l'Ouest du massif armoricain (***Dimension environnementale***). Du fait d'un socle granitique et schisteux, cette région est faiblement aquifère. Si les ressources en eaux souterraines sont assez peu utilisables pour l'alimentation des collectivités ou des industries, le manteau irrégulier des arènes granitiques jouent un rôle déterminant dans le régime des rivières qui les drainent. Le réseau hydrographique est ainsi composé de petits bassins côtiers juxtaposés (à l'exception de la Vilaine, du Blavet et de l'Aulne).

La population bretonne a ainsi recours a 80% à l'eau de surface pour s'approvisionner. Autre caractéristique de la Bretagne, l'occupation des sols est prédominée par l'agriculture, puisque la SAU représente 71% du territoire régional.

Mise en évidence dans les années 70, la pollution de l'environnement et plus particulièrement de la qualité de l'eau est lié à un usage excessif d'engrais et de pesticides (***Lien Economie – Environnement***). L'activité agricole est la première activité dénoncée. Les teneurs en nitrates évoluent de 8,5 mg/l en 1972 à 39 mg/l en 1994 (DIREN & Région Bretagne [1998]). Ce sont 77 cantons qui sont répertoriés comme ZES et toute la Bretagne qui est classée en Zone vulnérable selon la directive européenne "Nitrates". Les projections effectuées à l'horizon 2005 prévoient le dépassement des normes de qualité pour les 2/3 des prises d'eau bretonne si rien n'évolue. Le bilan en ce qui concerne les pesticides n'est guère plus optimiste. De nombreux cours d'eau sont contaminés. Par exemple, les études menées sur huit bassins versants (Arguenon, Frémur, Gouessant, Rance, Flume, Meu, Seiche, Aven) ont montré la prédominance de cinq molécules dans les rivières (voir tableau 7.4)

Nature	Matières actives	Nombre de recherches	Nombre de détection	% de détections	Quantité épandue	% du nombre de recherches > norme CEE (0.01 µg/l)
Désherbant agricole	Alachlore	13	10	76,9	9 396 kg	46,1
Désherbant agricole	Atrazine	53	48	90,5	55 115	92,4
Métabolite de l'atrazine	DEA	52	47	90,4		71,1
Désherbant agricole	Isoproturon	21	19	90,4	38 134	85,7
Insecticide	Lindane	13	12	92,3	17 341	76,9

Tableau 7.4 : Résultats d'analyse de pesticides dans 8 bassins versants

La dégradation de la qualité de l'eau a des impacts sur les fonctions environnementales de *support de vie des écosystèmes*, abordé ici à partir de trois "indicateurs" choisis du fait de la régularité du suivi (***Dimension environnementale***). L'évolution de la loutre constitue notre premier indicateur. Elle subit un ensemble de pression dont les altérations physiques (aménagements) et chimiques (pollutions) qui sont la cause majeure de la régression de l'espèce. La Bretagne est également la première région de pêche

au saumon en France, avec 70 % des captures de saumon atlantique par pêche à la ligne. Selon le Conseil supérieur de la pêche, qui a comparé les peuplements observés sur les 32 stations RHP (inventaire 1990-1995), seulement 22% des stations présentent un peuplement satisfaisant. Pour la moitié des stations, le peuplement présente des signes de perturbation et 31% des signes certains de dégradation. Enfin, le troisième indicateur est constitué par l'évolution des algues vertes (Ulve). En 1997, ce sont 50 sites qui sont touchés pour une quantité totale observée de 200 000 tonnes (DIREN & Région Bretagne [1998], p.39). Le coût du ramassage dépasse largement le million de francs pour la collectivité locale.

En ce qui concerne l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau sur les activités humaines, nombreuses sont les activités touchées (***Lien Environnement – Economie***) : les industries agro-alimentaires (de salaison), les activités piscicoles, conchylicoles, nautiques et de pêche sans oublier l'élément attrayant que constitue le paysage. De même, toute dégradation de l'image de marque d'une région ayant une nature protégée risquerait d'être nuisible pour l'ensemble de ces activités. L'activité agricole est elle aussi touchée par cette pollution, le positionnement de certains produits supposant une bonne image de marque.

Malgré ce constat, la remise en cause de l'activité agricole bien qu'effective connaît quelques difficultés quant au choix des perspectives d'évolution (***Dimension Economie***). En effet, l'agriculture tient une place des plus importantes dans la société bretonne tant du point de vue économique que culturel. Quelques chiffres sont révélateurs de ce rôle dans l'économie locale. L'agriculture contribue pour 7,1% au Produit Intérieur Brut régional et à 3,1% au niveau national. Les 61 300 exploitations agricoles de la région, bien que de taille modeste (29 hectares en moyenne en 1996), assurent 21% de la production nationale de lait, 56 % de celle des porcs, 31% de celle des veaux de boucherie, 47% de celle des poulets, 49% de celle des dindes, 75% de la production des choux-fleurs, 72 % de celle des artichauts et 36% de celle de pommes de terre primeurs. Accompagnant la croissance de l'agriculture, l'industrie agro-alimentaire est devenue un secteur fondamental de l'activité économique bretonne. La transformation des productions animales en assure la moitié du chiffre d'affaire (voir tableau 7.5) :

AGRICULTURE BRETONNE		1970	1996
Poids de l'agriculture	Poids de la population agricole dans la région	24%	8%
	Poids de l'agriculture bretonne au niveau national		3,1 % PIB brut
	Poids de l'agriculture au niveau régional		7,1 % PIB brut
Les structures agricoles	Exploitations agricoles	150 915	61 300
	Population agricole familiale	590 600	217 539 (1995)
	Salariés permanents	33 800	6 189 (1995)
	Surface Agricole Utilisée (ha)	1 986 559	1 838 800
Les revenus agricoles	Valeur des livraisons animales (millions de francs)	4 064	36 106
	Valeur des livraisons végétales (millions de francs)	759	5 309
	Consommation intermédiaire (millions de francs)	1 523	28 058
	Montants des aides		1 781 858 000, soit 42 651 francs par agriculteur
Activités liées à l'agriculture	Chiffre d'affaire net des industries agro-alimentaires [IAA] (millions de francs)	14 133	95 665
	Valeur ajoutée brute au coût des facteurs	1 842 (1975)	11 698 (1995)
	Effectif salarié moyen des IAA	30 645	51 007

Tableau 7.5 : Situation économique de l'agriculture en Bretagne (Agreste [1997])

La Bretagne est devenue la première région agricole de France. L'activité agricole bretonne se caractérise par une forte intégration dans l'économie de marché. Ceci se traduit d'une part, par l'importance des consommations intermédiaires (engrais, produits phytosanitaires…) et d'autre part, par la dépendance de la filière agricole aux fluctuations du marché. Le développement récent est marqué aussi par une concentration des moyens de production et un développement de certaines productions (voir tableau 7.6).

LES PRODUCTIONS AGRICOLES BRETONNES	1966	1996
Viandes bovines (tonnes)	148 997	275 651
Viande porcine	241 370	1 140 806
Poules et poulets (tonnes)	125 531	548 589
Dindes et dindons (tonnes)	3 193	300 691
Lait livré (millions de litres)	1 597	4 667
Surface fourragères (ha) Dont maïs fourrage (ha)	1 165 615 76 774	1 129 250 353 000
Blé (tonnes)	513 000	2 108 800
Maïs grain (tonnes)	30 000	664 600

Tableau 7.6 : Les productions agricoles en Bretagne en 1996 (Agreste [1997])

En moins d'un demi-siècle, la Bretagne s'est donc dotée d'un système de production intensif largement ouvert sur l'économie de marché et qui fournit 12% en valeur des livraisons totales de l'agriculture française sur seulement 5% de la surface agricole (Canevet, [1992]).

Afin de limiter la dégradation de l'environnement, des modes de régulation et de coordination se sont développés au début des années 90 (***Dimension***

Gouvernance). On compte en particulier la Directive européenne Nitrates, les Programmes de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (***Lien Gouvernance – Economie***), et les Mesures Agri-Environnementales et le Programme Bretagne Eau Pure (***Lien Gouvernance – Economie – Environnement***).

Etablie en 1991, la directive "Nitrates" amène (i) les Etats-membres à définir les zones excédentaire en azote. Sur les 201 cantons dans les quatre départements bretons, 71 ont été classés en ZES ; (ii) dans chaque canton en ZES, un programme général a été établi indiquant la liste hiérarchisée des actions nécessaires pour respecter le plafond de 170 kg/ha en azote épandable. Au niveau national, le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) organise l'intégration des élevages dans le système de redevance - subvention des Agences de l'Eau.

Dans le domaine environnemental, des Mesures Agro-Environnementales (règlement européen 2078/92), dont l'objectif est d'améliorer la qualité de l'environnement, reposent sur un système de contrats passés entre l'Etat et les agriculteurs qui s'engagent volontairement à respecter un certain nombre de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. En contrepartie ceux-ci reçoivent une aide destinée à compenser le surcoût ou le manque à gagner induit par ces contraintes. Au niveau régional, pour relever le défi devenu prioritaire d'une eau de qualité et en quantité suffisante pour le développement de la Bretagne, l'Etat, la Région, les Départements et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne se sont engagés ensemble dans la mise en œuvre du programme Bretagne Eau Pure (BEP) à partir de 1989. La stratégie de cette politique volontariste repose sur une mobilisation forte de l'ensemble des acteurs, l'objectif recherché par les partenaires étant d'aider l'acteur direct, i.e. celui qui a une influence sur la dégradation du milieu afin qu'il modifie ses pratiques et réalise les investissements nécessaires pour prévenir les pollutions.

Regroupés au sein d'associations ou de collectifs (Collectif Cohérence créé en 1998, Collectif Eau Pure créé en 1992), les protecteurs de la nature, les défenseurs des consommateurs, les agriculteurs et plus généralement les citoyens soucieux de la préservation de l'environnement et d'un mode de développement soulignent l'incohérence des mesures mises en place pour lutter contre la dégradation de l'environnement, la nécessité de respecter les réglementations mais également, la nécessaire évolution des mentalités et des systèmes de production, en particulier agricole (***Dimension gouvernance***).

En définitive, trois thèmes principaux de désaccord au sein de la société bretonne ressortent :

1. Les orientations des politiques de restauration de la qualité de l'eau et plus généralement de l'environnement (par exemple, refus de la construction d'une usine de purification).
2. La dénonciation de certains agissements d'institutions étatiques (par exemple, légalisation d'extension illégale de porcheries, développement de

porcheries dans des zones excédentaires, non-transposition par l'Etat français de la directive nitrate dans son ensemble).

3. L'existence de revendications quant au rôle joué par l'agriculture au sein de cette région (par exemple, importance de l'idée de terroir, produits agricoles de qualité…).

Cette présentation synthétique des trois catégories d'informations pose le décor du problème de soutenabilité en Bretagne. Activité vitale pour cette région, le système de production agricole est aujourd'hui remis en cause. Des programmes d'actions sont développés par les autorités. Cependant, du fait du manque de résultats et de par leur orientation de faible incitation au changement du mode de production, ils sont décriés par la population locale. Le problème de l'avenir de l'agriculture est donc plus large que celui de la pérennité de cette activité. Quelles sont les perspectives ? Quatre options ont été retenues :

- ***Un scénario intensif – productiviste "Laisser-Faire"*** (scénario 1). Il retrace les tendances d'un système de production ne tenant compte d'aucune contrainte environnementale. L'objectif de ce type d'agriculture est typiquement de développer une production de masse afin de maximiser les gains économiques.
- ***Un scénario d'agriculture intensive - productiviste "raisonnée"*** (scénario 2). Il prend en compte l'ensemble de l'environnement physique, social et économique. Le caractère intensif ne disparaît pas, mais la volonté de limiter les impacts de cette activité sur le milieu naturel amène au développement d'une agriculture utilisant des techniques de précision.
- ***Un scénario d'agriculture " économe "*** (scénario 3). L'idée de départ de cette démarche est que l'efficacité économique en agriculture n'est pas une question de taille de l'exploitation ou de l'élevage, mais de choix des techniques et des méthodes de production, de leur cohérence générale de l'unité de production. Cette démarche globale vise à préserver l'environnement à long terme (par le développement de prairies pour l'élevage…) ainsi qu'à développer l'emploi en milieu rural.
- ***Un scénario d'agriculture "biologique"*** (scénario 4). Cette démarche globale considère comme étant nécessaire des raisonnements cohérents avec l'écosystème et la biosphère. Elle est soucieuse de la qualité des produits et de la santé humaine et animale.

Envisager le futur de l'agriculture bretonne nécessite la participation de nombre d'acteurs locaux au processus d'évaluation et de négociation quant aux orientations à suivre. Dans cette recherche, du fait de son caractère

expérimental, nous nous sommes intéressés à un seul type d'acteurs, les agriculteurs.

§.2 EVOLUTION DU SYSTEME DE PRODUCTION AGRICOLE ET POINTS DE VUE DES AGRICULTEURS BRETONS

Acteur principal de cette évolution, l'agriculteur est au cœur de ce débat sur l'avenir de l'activité agricole en Bretagne. Mettre en évidence des conceptions de son métier et la vision qu'il a du futur nous a semblé représenter un élément essentiel de ce processus d'évaluation.

Parallèlement à notre démarche, une étude sur des conceptions du métier d'agriculteur en Bretagne a été menée par IDEA recherche, un laboratoire de Sciences Humaines de Rennes (voir DRAF [1999], p.78). Nous utiliserons la typologie issue de ce travail pour donner un exemple de classement des agriculteurs qu'il est possible d'établir. Six conceptions du métier d'agriculteur ont été définies :

(1) *Les agriculteurs concernés.* Ils pensent qu'on ne pourra maintenir le niveau de production actuelle qu'en réduisant les pollutions d'origine agricole, en adoptant un code de bonnes pratiques agricoles (proches du scénario raisonné).

(2) *Les agriculteurs techniciens.* Ils cherchent avant tout à réduire leurs charges en diminuant les intrants, dans une démarche de négociation avec les fournisseurs et techniciens commerciaux. Centrés sur leur exploitation, ils souhaitent éviter les conflits avec les autres occupants du territoire (proches du scénario raisonné).

(3) Les agriculteurs chercheurs. Dépassant de loin les réglementations, ils font en permanence évoluer leur système en recherchant le niveau le plus près possible de zéro. Ils sont souvent structurés en réseaux (proches du scénario économe).

(4) *Les agriculteurs convertis.* Convertis au développement durable, ils prônent l'alliance avec les consommateurs et les environnementalistes en s'opposant à une agriculture productiviste. Ils sont autant impliqués au niveau local qu'au niveau global, les enjeux étant les mêmes (proches du scénario économe).

(5) *Les agriculteurs marketeurs.* Pour eux, l'environnement est la valeur ajoutée de l'agriculture moderne. Il faut donc investir dans l'environnement, communiquer sur la qualité environnementale. Il s'agit d'une démarche qualité globale au niveau de l'exploitation (proches du scénario raisonné).

(6) *Les agriculteurs réglementaires.* Ils perçoivent l'environnement comme une somme de contraintes et de lourdeurs auxquelles il faut s'adapter sous peine de voir son exploitation perdre de sa valeur ou même disparaître (proches du scénario raisonné).

Cette typologie, plus poussée que celle retenue jusqu'à présent, met en évidence des conceptions, des motivations diverses des agriculteurs pour agir dans le sens de la prise en compte de l'environnement dans leur prise de décision. Leur vision de l'avenir est a priori différente, voire divergente. Nous nous sommes intéressés plus particulièrement à des agriculteurs relevant de 3ème et 4ème catégorie. Ces agriculteurs font partie du CEDAPA. Voici quelques réflexions effectuées et qui interviennent dans le cadre de l'approche tétraédrique au niveau des trois catégories d'informations – Economie, Environnement et Gouvernance – mais aussi dans le cadre de la modélisation M3ED-AGRI (voir Chapitre V.2). On établit de la sorte un lien entre le niveau Local et les autres dimensions et liaisons.

- ***Lien Local – Economie*** : Ce lien est exprimé par l'agriculteur par la nécessité qu'il a de maintenir son activité – " *Il faut toujours regarder ce qu'il reste. Je veux bien être pour l'environnement, mais je veux dire, si c'est pour m'endetter, ce n'est pas la peine non plus. Il faut que l'exploitation soit viable quand même*" (§6.29) – et par le poids des systèmes de régulation économiques : "*Oui, il faut changer fondamentalement son assolement déjà, aller dans un autre cycle, commencer à produire de l'orge, du seigle. L'orge chez nous, le potentiel c'est 50 quintaux à 6 balles de l'hectare. Actuellement, on produit du maïs, personnellement, je suis à 110 quintaux de moyenne sur l'exploitation. Bon, je fais du "cribs", je le sèche moi-même, je touche 85 francs du quintal plus 3000 francs de PAC, ça fait quand même, 11.500, du passe à de l'orge d'hiver à 50 quintaux à 50 balles plus 2000 balles de primes, tu es à 5000 balles. La marge est vite calculée. Passer à du colza, j'en fait pour la rotation de blé, c'est toujours bon d'avoir un précédent colza, mais 30 quintaux à 110 francs, plus 3500 francs de primes alors qu'en maïs, tu es de nouveau à 11.000. La marge est vite calculée*" (§7.32).
- ***Lien Local – Environnement*** : Ce lien est aussi double. L'environnement peut être envisagé comme une contrainte - "*Tout le monde ne peut pas de bio. On ne peut pas travailler sur l'extensif non plus parce qu'il faut avoir la surface*" (§8.25) – mais aussi sous l'angle d'un patrimoine : "*Normalement la terre, moi, je serais plus là, la terre devra être là, en bon état. En bon père de famille qui dit ça. Normalement, on ne devrait pas les détériorer*" (§12.22)
- ***Lien Local – Gouvernance*** : Ce lien se traduit par l'opinion de l'agriculteur sur les programmes déjà mis en place. L'agriculteur 4 explique que (§4.5) "*Il y a un discours qui se met en place, c'est les parcelles à risque, les bandes enherbées. On a beau avoir des bandes enherbées autour de tous nos ruisseaux, çà ne résoudra pas le problème. De toute façon, 10 mètres de bande enherbées, c'est ingérable pour le paysan, qu'est-ce qu'il va en faire, il ne peux pas la travaille, la couper, ce n'est pas assez large*". L'agriculteur propose également de nouvelles perspectives

> pour améliorer les actions entreprises : "*Je regrette que les firmes de fabrication ne soient pas plus concernées par ce problème* là (…), si *on parle d'un produit dangereux, on le trouve encore sur le marché, ce n'est pas normal. Il devrait être rayé de la fabrication tout de suite. On sait très bien que les produits interdits en France vont être utilisés dans d'autres pays, dans le Tiers-Monde. Le nerf de la guerre de tout ça, c'est l'argent*" (§4.3).

Que ce soit dans l'interprétation des quatre dimensions ou de leurs liens, tous les aspects du processus d'évaluation ne sont pas exposés dans cette présentation de l'application de l'approche tétraédrique au cas du problème de soutenabilité en Bretagne. Tout d'abord, on ne peut retracer l'évolution des perceptions des individus et le processus d'apprentissage engendrés lors des discussions reposant sur le Phyt'Amibe. Autre élément qui nous semble essentiel, c'est la discussion sur l'avenir de l'activité agricole. On retrouve cette démarche dans l'approche patrimoniale (Weber [1996], Lescuyer [1998] Ollagnon [1999]). Le but est d'amener les différents acteurs sociaux d'imaginer les futurs possibles, à déterminer les valeurs, les éléments de l'environnement qui leur semblent nécessaires à préserver. De la sorte, envisager le futur permet de dépasser les intérêts propres aux acteurs sociaux. Cette exploration des futurs possible peut devenir un "prétexte" pour initier un processus d'échange d'opinion et de facilitation de l'apprentissage (Röling & Jiggings [1998], p.293) quant à la détermination des objectifs et des moyens à mettre en œuvre pour les atteindre.

L'approche tétraédrique nous a permis de mettre en évidence les acteurs (leurs perceptions du problème et leur vision du futur), les enjeux, les modes de coordination liés au problème de soutenabilité en Bretagne. Cette analyse se veut donc multicritères, multi-agents, multi-intérêts et multi-échelles. Associée à une modélisation intégrée avec une interface conviviale, cette démarche peut constituer un outil de construction de connaissance commune dans le cadre d'un processus de négociation.

Ayant identifié la qualité de l'eau comme un capital naturel critique en Bretagne, notre démarche, inspirée de celle de Ekins & Simon [1999] (voir Tableau 2.1), nous a conduit à déterminer les fonctions environnementales et à envisager l'écart de durabilité. La dernière étape (Niveau 4) de cette analyse conduit au développement d'une analyse socio-économique comme support d'aide à la décision. A notre sens, l'approche tétraédrique offre cette aide à la décision dans un cadre permettant d'organiser l'information, et d'initier ce processus d'évaluation, de simulation et d'apprentissage social. En d'autres termes, elle permet de faciliter l'élaboration du cadre dans lequel l'avenir commun à la population bretonne se construit.

VII.1 VERS LE CROISEMENT DES CONNAISSANCES SYSTÉMATIQUES ET DE LA SIGNIFICATION SOCIALE 200

VII.1.1 INDICATEURS ET AGRICULTURE DURABLE AU NIVEAU LOCAL 200
§.1 Les enjeux des indicateurs au niveau local 200
§.2 Portée et limites des indicateurs : le cas des indicateurs agro-écologiques 201
VII.1.2 QUEL TYPE DE CROISEMENT ENTRE LA CONNAISSANCE SYSTÉMATIQUE ET LA SIGNIFICATION SOCIALE ? 204
§.1 De la connaissance scientifique à la signification sociale 204
§.2 Les indicateurs comme "forum social" 205
VII.1.3 LE PHYT'AMIBE : UN OUTIL INFORMATIQUE INTERACTIF 207
§.1 Qu'est ce que le Phyt'Amibe ? 207
§.2 Description du Phyt'Amibe 208

VII.2 VERS UNE APPROPRIATION DES MOTIVATIONS ET DES JUSTIFICATIONS DES ACTEURS LOCAUX 211

VI.2.1 LE DÉROULEMENT DU PHYT'AMIBE 211
§.1 Première phase : le remplissage du questionnaire Phyt'Amibe 212
§.2 Deuxième phase : l'interprétation de l'amibe 214
§.3 Troisième phase : Analyse du processus engagé lors de l'utilisation de Phyt'Amibe 215
VII.2.2 LES MOTIVATIONS ET LES JUSTIFICATIONS DES ACTEURS SOCIAUX 217
§.1 Motivations vis-à-vis de soi 217
§.2 Motivations en rapport avec les individus de proximité 218
§.3 Motivations en rapport à la société 219
§.4 Motivations en rapport avec la nature 219
§.5 Motivations et justifications 220

VII.3 L'APPROCHE TÉTRAÉDRIQUE 223

VII.3.1 PRÉSENTATION DE "L'APPROCHE TÉTRAÉDRIQUE DE LA CONNAISSANCE" 223
VII.3.2 RELECTURE DU PROBLÈME DE LA SOUTENABILITÉ EN BRETAGNE À PARTIR DE L'APPROCHE TÉTRAÉDRIQUE 226
§.1 L'identification des enjeux, des acteurs et des modes de coordination 226
§.2 Evolution du système de production agricole et points de vue des agriculteurs bretons 232

Conclusion

Le débat sur le développement durable en Bretagne nous a conduit à envisager principalement deux problèmes : celui du maintien d'une activité agricole et celui de la préservation d'une eau de qualité. De par l'importance de son rôle joué au sein de cette région - identifiée à partir des fonctions environnementales internes aux systèmes de capital naturel ainsi que celles fournies aux activités humaines -, nous avons qualifié l'eau de capital naturel critique. Cette criticité se définit à diverses échelles, soulignant ainsi la complexité de la situation. Au niveau des écosystèmes, la dégradation de la qualité de l'eau se traduit par un appauvrissement des milieux naturels et aquatiques. Au niveau économique, elle nécessite la mise en place de systèmes d'épuration. Elle peut engendrer une dégradation de l'image de marque et, par-là même une moindre fréquentation touristique et une réduction des ventes de produits commerciaux. Enfin, au niveau social, des conflits se sont développés autour du thème la dégradation de la qualité de l'eau portant non seulement sur l'efficacité des politiques publiques de gestion de l'eau mais également en matière d'orientation des politiques agricoles.

Le développement durable, conçu dans l'optique du maintien des fonctions environnementales essentielles, amène à considérer la possibilité d'une coexistence des dimensions économiques et écologiques. Organisée autour de quatre dimensions – économie, environnement, gouvernance et informations locales -, notre analyse apporte des éléments de réponse à la question suivante : *Quels sont les systèmes d'agriculture compatibles avec le développement de stratégies de soutenabilité forte en Bretagne ?* Notre réponse s'est organisée principalement autour de deux axes : le premier axe vise à répondre au questionnement concernant les coûts d'opportunité associés à la mise en œuvre des différentes alternatives. Le second axe est relatif à la détermination des modes de coordination nécessaires à l'atteinte des objectifs fixés.

QUELS SONT LES COUTS D'OPPORTUNITE ASSOCIES A LA MISE EN ŒUVRE DE SYSTEMES DE PRODUCTION AGRICOLE ALTERNATIFS ?

L'estimation des coûts d'opportunité a nécessité, tout d'abord, une représentation de la situation. Face aux limites de l'évaluation monétaire des dommages environnementaux (difficulté d'établissement d'un prix reflétant les coûts d'opportunité, hypothèses fortes quant à la substitution entre les capitaux…), il nous a semblé judicieux d'avoir recours à une analyse structurelle de la situation afin d'évaluer les coûts d'opportunité. Le problème de soutenabilité en Bretagne, conceptualisée à travers une modélisation de production jointe, a fait l'objet d'un développement d'une modélisation structurelle, le M3ED-AGRI, pour représenter les enjeux et les perspectives d'évolution de l'agriculture. Quatre scénarios d'évolution des systèmes agricoles ont été déterminés à partir des observations réalisées en Bretagne et du contexte institutionnel. Des simulations ont été effectuées sur une période de 20 ans afin

d'établir les coûts économiques et les impacts environnementaux engendrés par telle ou telle évolution et ce, spatialement répartis.

QUEL MODE DE COORDINATION EST-IL NECESSAIRE DE METTRE EN PLACE POUR ATTEINDRE LES OBJECTIFS ?

Face aux résultats limités des politiques publiques de gestion de l'eau – en terme d'effets de la mise en place de techniques plus efficaces d'un point de vue écologique ou d'une fiscalité verte - et du fait du manque de motivations de certains acteurs sociaux pour faire évoluer leurs pratiques (voir BEP [1998]), nous avons cherché à aborder le problème de la coordination sous deux angles différents : la légitimité et la justification des scénarios d'évolution de l'agriculture en Bretagne et, la nécessité de l'instauration d'une discussion entre les acteurs sociaux.

Cette double démarche nous a semblé nécessaire afin d'une part, de mettre en évidence les implications du choix de tel ou tel scénario dans le contexte économique, social et institutionnel actuel. En référence au travail effectué à partir de la modélisation jointe, nous avons mis également en évidence les logiques sous-jacentes à chacun des scénarios en distinguant ceux qui relèvent d'un système de prédation, de ceux qui s'inscrivent dans une optique de symbiose.

En intégrant divers acteurs sociaux tels que les agriculteurs, les agronomes, dans l'évaluation des alternatives possibles à travers les Nouvelles Technologies de l'Information et de Communication, il a été possible d'un côté (*i*) de mettre l'agriculteur face à sa situation en termes d'impact de ses pratiques sur l'environnement, (*ii*) d'exprimer ses marges de manœuvre, (*iii*) de mettre en évidence les justifications des actions entreprises et enfin, (*iv*) d'initier un échange d'informations entre différents acteurs sociaux. De la sorte, les agriculteurs peuvent aussi communiquer les efforts consentis pour la préservation de l'environnement.

D'un autre côté, l'outil informatique interactif peut servir à relativiser les hypothèses retenues dans la modélisation structurelle M3ED-AGRI. L'ensemble de ces éléments est susceptible de constituer une base commune de connaissances et de stimuler un processus de partage des informations et d'apprentissage collectif dans le cadre d'un processus d'évaluation des systèmes alternatifs de production agricole en Bretagne.

Cependant, dans le cadre de ce travail, nous nous sommes intéressés seulement au développement de ces Nouvelles Technologies de l'Information et de Communication dans le domaine agricole. Un élargissement est envisageable à d'autres acteurs sociaux mais également à d'autres domaines.

BIBLIOGRAPHIE

ABRAHAM-FROIS G., BERREBI E. [1979], *Theory of Value, Prices and Accumulation*, Cambridge University Press, Cambridge.

AGENCE DE L'EAU LOIRE BRETAGNE [1995], "Impact économique des pollutions agricoles sur la potabilisation de l'eau dans le bassin Loire – Bretagne", étude réalisée par SCE (Nantes), Orléans.

AGRESTE [1991], *Tableau de l'agriculture bretonne*, Direction régionale de l'Agriculture et de la forêt.

AGRESTE [1997], *Tableau de l'agriculture bretonne*, Direction régionale de l'Agriculture et de la forêt.

ALDRED J. [1998], "Land Use in the Fens : the Ely Citizens'Jury", *Ecis*, 16.

ANDA [1997], "Le diagniostic agri-environnemental des plans de développement durable", actes du colloque organisé par le Ministère e l'Agriculture et l'ADEME sur *Interactions entre agriculture et environnement. Quels outils de diagnostic ?*, Paris, 2 avril 1997, p.97.

ARONDEL C. [1999], "Grille d'aide multicritère à l'analyse et à la conception de mécanismes incitatifs destinés à promouvoir une agriculture durable", actes de la Réunion exceptionnelle du groupe de travail européen *Aide multicritère à la décision*, Cerisy-la-Salle, France, 28 septembre–2 octobre 1999.

ARROW K.J., FISHER A.C. [1974], "Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility", *Quaterly Journal of Economics*, 88, pp.312-319.

ARROW K.J., SOLOW R., PORTNEY P., LEAMER E., RADNER R. SHUMAN H. [1993], "Report of the NOAA panel on contingent valuation", *Federal Register,* Washington D.C., 58, pp.4501-4514.

ARTUS P., DELEAU M., MALGRANGE P. [1986], *Modélisation macroéconomique*, Economica, collection Economie et Statistiques Avancées, Paris.

ASHEIM G.B. [1994], "Net national product as an indicator of sustainability", *Scandinavian Journal of Economics*, 96, pp.257-265.

AYRES R.U [1978], *Resources, Environment and Economics : Application of the Materials/Energy Balance Principle*, New York, Wiley.

AYRES R.U. [1994], "Economics, Thermodynamis and Process Analysis", *Working Paper*, 94 / 11 / ERS, Fontainebleau, INSEAD.

AYRES R.U., KNEESE A.V. [1969], "Production, Consumption and Externalities", *American Economic Review*, 59, pp.282-297.

BARBIER E.B., MARKANDYA A. [1990], "The conditions for Achieving Environmentally Sustainable Growth", *European Economic Review*, 34, pp. 659-669.

BARDE J.-P [1992], *Économie et politique de l'environnement*, PUF, Paris.

BATEMAN I. [1993], "Valuation of the Environment, Methods and Techniques : The Contingent Valuation Methods", in Turner R.K. (Ed), *Sustainable*

Environmental Economics and Management, Principles and Practice, Belhaven Press, London and New York.

BAUDRILLARD J. [1976], *L'échange symbolique et la Mort*, Gallimard, Paris.

BAUMOL W.J., OATES W.E. [1971], "The use of Standards and Prices for the Protection of the Environment", *Swedish Journal of Economics*, 60, pp. 42-54.

BEAUMAIS O., SCHUBERT K. [1994], "Equilibre général et environnement : de nouveaux comportements pour le consommateur et le producteur", *Revue Economique*, 45(3), pp.905-916.

BEAUMAIS O., SCHUBERT K., ZAGAME P. [1998], "Les outils de l'évaluation", in Schubert K. & Zagamé P. (Eds), *L'environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, pp.315-329.

BECKER G.S. [1974], "A theory of Social Interactions", *Journal of Political Economy*, 82(6), pp.1063-1093.

BERKES F., COLDING J., FOLKE C. [1997], "Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management", *Beijer Discussion Paper Series*, 109.

BERKES J., FOLKE C. [1994]**,** "Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital", in Jansson A. M., Hammer M., Folke C., Costanza R. (Eds) *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*, Washington D.C., Island Press, pp.128-149.

BESNAULT C. [1998], "L'agriculture raisonnée, une initiative interprofessionnelle", *C.R. Académie Agricole Française*, 84(2), pp.87-90.

BEURET J.-E. [1998], *Agriculture et qualité de l'espace rural : coordinations conventions, médiations*, Thèse de doctorat de l'ENSA, Rennes, 1998, 340p.+annexes.

BISHOP R. [1978], "Endangered Species and Uncertainty : the Economics of a Safe Minimum Standard", *American Journal of Agricultural Economics*, 60, pp.10-18.

BOISVERT V., HOLEC N., MARCO-FARNOUX C., VIVIEN F.D. [1998], "Economic and Environmental Information for Sustainability", in Faucheux S., O'Connor M., *Valuation for Sustainable Development: Concepts, Rationalities and strategies*, Kluwer, Dordrecht.

BOLTANSKI L., CHIAPELLO E. [1999], *Le nouvel esprit du capitalisme*, Gallimard, Paris.

BOLTANSKY L., THEVENOT L. [1991], *Les Economies des grandeurs*, Gallimard (1ère édition 1987), Paris.

BONNIEUX F. [1998], "Principes, mise en œuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente", in *Méthodes d'évaluation économiques de biens environnementaux*, Economie Publique, Etudes et Recherche, 1998/1, De Boeck Université.

BONNIEUX F., DESAIGUES B. [1998], *Méthodes d'évaluation économiques de biens environnementaux*, Economie Publique, Etudes et Recherche, 1998 / 1, De Boeck Université.

BONNIEUX F., VERMERSCH D. [1993], "Bénéfices et coûts de la protection de l'eau : application de l'approche contingente à la pêche sportive", *Revue d'Economie Politique*, 103, pp.131-152.

BONNIEUX F., LE GOFFE P., VERMERSCH D. [1994], "Marché négocié Rade de Brest", rapport d'activité INRA-ESR de Rennes, Communauté Urabine de Brest.

BONNY S. [1994a], "Les possibilités d'un modèle de développement durable en agriculture : le cas de la France", *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 23, novembre, pp.5-15.

BONNY S. [1994b], "Vers une agriculture plus respectueuse de l'environnement ? La dynamique de la production de techniques agricoles plus écologiques en France", *Cahiers Agricultures*, 3(6), novembre-décembre, pp.385-396.

BONNY S. [1997], "Les nouvelles technologies sont–elles une menace pour l'environnement ou un moyen de nourrir l'humanité au 21ème siècle ?", *Ingénieries EAT Prospectives et Environnement*, pp.51-70.

BONTEMS P., ROTILLON G. [1998], *Economie de l'environnement*, Repères, La Découverte.

BOUDIER E. [1999], "Agriculture durable : les critères de durabilité", *Trans Rural Initiative*, 141, pp.I-VII.

BOULDING K. E. [1966], "The Economics of the Coming Spaceship Earth", in Jarret H. (Editor, 1966), *Environmental Quality in a Growing Economy*, John Hopkins, Baltimore ; Reprinted pp.121-132 in Daly H. E. (Editor, 1973), *Toward a Steady-State Economy*, W.H. Freeman, San Francisco.

BRETAGNE EAU PURE [1998], *Bretagne Eau Pure 2*, rapport d'étape n°2, Rennes.

BRODHAG C. [1999], "From rationality to governance : The decision process of sustainable development", *International Journal of Sustainable Development*, 2(3).

BROMLEY D.W. [1995], "Property rights and natural resource damage assessments", *Ecological Economics*, 14, pp.129-135.

BROUWER R., O'CONNOR M., RADERMACHER W. [1999], "Greened National Statistical and Modelling Procedures : The GREENSTAMP Approach to the Calculation of Environmentally Adjusted National Income Figures", *International Journal of Sustainable Development*, 2(3).

BURNIAUX J.M., MARTIN J.P., NICOLETTI G., OLIVIERA–MARTINS J. [1992], "GREEN, a Multi-Sector, Multi-Regions General Equilibrium Model for Quantifying the Costs of Curbing CO2 Emissions : a Technical Manual", *Document de travail*, OCDE, 116.

CAG CONSULTANTS, LAND USE CONSULTANTS [1997], *Environmental Capital: A New Approach*, Report to Countryside Commission, English Heritage, English Nature, Environment Agency.

CALLENS S. [1996], "L'économoie de la précaution", *Revue Clés*, 2.

CALLON M. [1998], "Des différentes formes de démocratie technique", *Annales des Mines*, janvier.

CANEVET C. [1992], *Le modèle agricole breton*, Presses Universitaires de Rennes, 400p.

CARSON R.T. [1992], "Constructed Markets", in Braden J.B., Kolstar C.D., *Measuring the Demand for Environmental Quality*, North-Holland.

CHAMAK B. [1998], "Processus d'expertise et débats publics", *La pensée*, octobre-novembre.

CHENERY H.B. [1975], "The structuralist Approach to Development Policy", *American Economic Review*, 65 (2), pp.310-316.

CICCHETTI C.J., FREEMAN A.M. [1971], "Option Demand and Consumer Surplus : Further Comments", *Quaterly Journal of Economics*, 85(3).

CIRIACY-WANTRUP S.V. [1947], "Capital returns from soil-conservation practices", *Journal of Farm Economics*, 29, pp.1181-1196.

CIRIACY-WANTRUP S.V. [1952], *Resource Conservation : Economics and Policies*, 2nd ed., 1972, University of Califormia Press, Berkeley.

CIVAM (Fédération nationale) [1999], *Pour un développement durable et solidaire. Les CIVAM*. Recueils d'expériences, Paris, 110p.

CLAWSON M., KNETSH J.L. [1966], *Economics of Outdoor Recreation*, Resources for the Future and Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

COASE R.H. [1960], "The Problem of Social Cost", repr. in Coase R., *The Firm, the Market and the Law*, The University of Chicago Press, Chicago, 1988.

COHEN DE LARA M., DRON D. [1997], *Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques*, Collection des rapports officiels, La Documentation Française.

COMMISSARIAT AU PLAN [1997], "Evaluation du dispositif des agences de l'eau", rapport au Gouvernement, *La Documentation Française*, décembre.

COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES [1999], "Pistes pour une agriculture durable", COM (1999) 22 final, Bruxelles, 27 janvier.

CONSEIL ECONOMIQUE ET SOCIAL DE BRETAGNE [1988], "La qualité des Eaux en Bretagne", rapporteur J.-C. Pierre, 80p.

CONWAY G.R. [1994], "Sustainability in agricultural development: trade-offs between productivity, stability and equitability, *Journal for Farming Systems Research-Extension*, 4(2), pp.1-14.

COSTANZA R., DALY H.E. [1992], "Natural Capital and Sustainable Development", *Conservation Biology*, 6(1), march, pp. 37–45.

CRANE D. [1996], "Balancing pollutant emissions and economic growth in a physically conservative world", *Ecological Economics*, 16, pp.257-268.

CROWARDS T.M. [1998], "Safe Minimum Standard : costs and opportunities", *Ecological Economics*, 25, pp.303-314.

CROWARDS T.M. [1999], "Combining Economics, Ecology and Philosophy: Safe Minimum Standard of Environmental Protection", O'Connor M., Spash C. (Eds), *Valuation and the Environment*, Edward Elgar, pp.223-239.

DAILY G.C., ELRICH P.R. [1992], "Population, Sustainability, and Earth's Carrying Capacity", *BioScience*, 42(10), p.761-770.

DALY H.E. [1989], "Sustainable Development: From concept and theory towards operational principles", *Population and Development Review*.

DALY H.E. [1994], "Operationalizing Sustainable Development by Investing in Natural Capital" in Jansson A. M., Hammer M., Folke C., Costanza R. (Eds) *Investing in Natural Capital : The Ecological Economics Approach to Sustainability*, Washington D.C., Island Press, pp.22-37.

DASGUPTA P., HEAL M.G. [1974], "The Optimal Depletion of Exhaustible Resources", *Review of Economic Studies*, 41.

DAVIS R. [1963], "Recreational planing as an economic problem", *Batural Resources Journal*, 3(2), pp.239-249.

DE MARCHI B. [1997], "Seveso : from Pollution to Regulation", *International Journal of Environment and Pollution*, 7(4).

DE MARCHI B., FUNTOWICZ S., GOUGH C., GUIMARÃES PEREIRA A., ROTA E. [1998], "The ULYSSES Voyage at the JRC", EC-Joint Research Centre, EUR nr. 17760 EN (website http://alba.jrc.it/ulysses.html).

DECAESTECKER J.-P., ROTILLON G. [1996], "Peut-on mesurer la valeur d'option ?", in Archambault E., Arkhipoff O. (Eds), *Mesure de la valeur en comptabilité nationale,* Economica, Paris, pp.431-440.

DELEAU M., MALGRANGE P. [1978], *L'analyse des modèles macro-économiques quantitatifs*, Economica, Paris.

DELORD B., LACOMBE P. [1992], "Les agriculteurs dans la société", in *Naissance de nouvelles campagnes*, DATAR, édition de l'Aube, Chapitre 5, pp.62-85.

DESAIGUES B., LESARDS V. [1992], "L'évaluation contingente des actifs naturels : un exemple d'application", *Revue d'Economie Politique*, 102(1), pp.100-122.

DESAIGUES B., POINT P. [1993], *Économie du Patrimoine Naturel*, Economica, Paris.

DEVALL B., SESSIONS G. [1985], *Deep ecology*, Salt Lake City, Peregrine Smith Books.

DIREN DE BRETAGNE [1997], "Les milles feuilles", Rennes.

DIREN, REGION BRETAGNE [1998], "La Bretagne, des hommes, un territoire. Atlas de l'environnement en Bretagne", Rennes.

DOUGUET J.-M. [1998], "Les entretiens avec les agriculteurs alsaciens", *document de travail*, C3ED, Université de Saint-Quentin-en-Yvelines.

DOUGUET J.-M. [1999], "Les entretiens avec les agriculteurs bretons", *document de travail*, C3ED, Saint-Quentin-en-Yvelines.

DOUGUET J.-M., NOËL J.-F., O'CONNOR M. [2000], "Systèmes de valeurs et appropriation du capital écologique : modes de régulation de la ressource naturelle en eau en Bretagne", *Cahiers du C3ED*, Université de Saint-Quentin-en-Yvelines.

DOUGUET J.-M., O'CONNOR M., GIRARDIN PH [1999], "Validation socio-économique des indicateurs agro-écologiques", rapport final pour le Programme Interdisciplinaire de *Recherche Environnement, Vie et Société* du CNRS, contrat n°97 / C / 62, novembre.

DRAF DE BRETAGNE [1999], *Des conceptions du métier d'agriculteur : une enquête sociologique à partir des formations agri-environnementales en Bretagne*, étude réalisée par IDEA recherche, Laboratoire de Sciences Humaines, Rennes, 133p.

DUCHIN F. [1998], *Structural Economics, measuring Change in Technology, Lifestyles, and the Environment*, Island Press, Washington D.C., 220p.

DUPUIS J. [1844], *De la mesure de l'utilité des travaux publics*, Paris, Annales des Ponts et Chaussées, 8(2).

DUPUY J.-P., LIVET P. (ss dir.) [1997], *Les limites de la rationalité, Tome 1, Rationalité , éthique et cognition*, La découverte & Syros, Paris.

DURAN P. [1999], *Penser l'action publique*, collection "Droit et société", L.G.D.J., Paris.

Eaux et Rivières de Bretagne [1998], n°103, mars.

EAUX ET RIVIERES DE BRETAGNE [1999], *L'agriculture durable. Une chance pour l'eau en Bretagne*, actes du colloque organisé par Eaux et Rivières de Bretagne à Carhaix, 27 novembre 1999.

EKINS P. [1992], "A Four-Capital Model of Wealth Creation", in Ekins P. & Max-Neef M. (Eds), *Real-Life Economics : Understanding Wealth Creation*, Routledge, Mondon, New-York, pp.147-155.

EKINS P., SIMON S. [1999], "Making Sustainability Operational : Critical Natural Capital and the Implications of a Strong Sustainability Criterion", *Summary Progress Report for the European Commission*, contract n°ENV4-CT97-0561, May.

EPAULARD A. [1997], *Les modèles appliqués de la macroéconomie*, collection Les topos, Dunod, 121p.

ERREYGERS G. [1996], "Sustainability and Stability in a Classical Model of Porduction", in Faucheux S., Pearce D., Proops J. (Eds), *Models of Sustainable Development*, Aldershot, UK & Brookfield, US, Edward Elgar, p. 346-362.

EUROPEAN COMMISSION [1996], Environmental Indicators and Green Accounting, Practical steps towards the implementation of the Commission from the Commission to the Council and the European Parliament on Directions for the European Union on Environmental Indicators and Green National Accounting, COM(94)670 final, DG XI, DG XII & Eurostat, Draft of 05.06.96.

EUROSTAT [1994], "SERIEE 1994 version", Luxembourg.

EWALD F. [1991], "L'expertise, une illusion nécessaire", in *Environnement, science et politique,* Germès, cahier 13, Actes du colloque *Les experts sont formels,* d'Arcen-Senans, 1989, pp.187-191.

FAUCHEUX S., LEVARLET F. [1999], "Energy-economy-environment models", *in Handbook of environmental and resource economies*, in van den Bergh J. (Ed), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham UK and Brookfield USA, pp.1123-1145.

FAUCHEUX S., MUIR E, O'CONNOR M. [1997], "Neoclassical theory of natural capital and 'weak' indicators for sustainability", *Land Economics*, 7(4), pp.528-552.

FAUCHEUX S., NOËL J-F. [1995], *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Collection U, Armand Collin, Paris.

FAUCHEUX S., O'CONNOR M. [1996], "Scénarios de développement soutenable à l'aide du modèle de simulation M3ED-France", Rapport pour le Ministère de l'Environnement.

FAUCHEUX S., O'CONNOR M. (eds) [1998], *Valuation for Sustainable Development: Concepts, Rationalities and strategies*, Kluwer, Dordrecht.

FAUCHEUX S., O'CONNOR M. [1999], "Natural Capital and the National Product : A controversial terrain", *International Journal of Development Planning Literature*, 14(2), pp. 233-274.

FISHER A.J., HANEMANN W.M. [1986], "Option Value and the Extinction of Species", in Smith V.K. (Ed.), *Advances in Applied Microeconomics*, 4, JAI Press, Greenwood, CONN.

FISHER A.J., HANEMANN W.M. [1989], "Quasi-option Value : Some Misconceptions dispelled", *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, pp.183.190.

FIXDAL J. [1997], "Consensus conferences as 'extended peer group'", *Science and Public Policy,* December, pp.366-376.

FRAPPAS E., MOUCHET C. [1999], "La méthode *IDEA*", actes du colloque organisé par Eaux et Rivières de Bretagne sur *L'agriculture durable. Une chance pour l'eau en Bretagne*, Carhaix, 27 novembre 1999, pp.32-45.

FUNTOWICS S.O., RAVETZ J.R. [1990], *Uncertainty and Quality in Science for Policy*, Kluver, Dordrecht.

FUNTOWICS S.O., RAVETZ J.R., O'CONNOR M. [1998], "Challenges in the use of Science for Sustainable Development", *International Journal of Sustainable Development*, 1(1), pp.99-108.

FUNTOWICZ S.O., CASTELLS N. [1997], "Use of scientific inputs for environmental policy-making : the RAINS model and the Sulfur Protocols", *International Journal of Environment and Pollution*, 7(4), pp.512-525.

GEORGESCU-ROEGEN N. [1971], *The entropy Law and the Economic Process*, Havard University Press, Cambridge, MA.

GIAMPIETRO M., PASTORE G. [1998], "The amoeba approach : a tool for multidimensional analyses of agricultural system performance", *Draft Paper*, Instituto Nazionale della Nutrizione, Rome, Italy.

GIOVANNI R. [1998], "Les produits phytosanitaires et les milieux aquatiques", actes du colloque *L'eau, Les pesticides, La santé* organisé par Eau et Rivières de Bretagne, Quéven (56), 25 avril 1998.

GIRARDIN PH., BOCKSTALLER C., VAN DER WERF H. [1999], "Evaluation of relationship between the environment and agricultural practices-the AGRO-ECO method", Accepted in *Environmental Impact Assessement Review*.

GODARD O. [1989], "Jeux de nature : quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité", in Mathieu N. & Jollivet M. (Eds), *Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui*, L'Harmattan, Paris.

GODARD O. [1990], "Environnement, mode de coordination et système de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine naturel", *Revue Economique*, 2, pp.215-242.

GODARD O. [1991], "Environnement soutenable et développement durable : le modèle néoclassique en question", *CIRED series Environnement et Sociétés*, 91/5.

GODARD O. [1992], "Social Decision Making in the Context of Scientific Controversies : the Interplay of Environmental Issues, Technological Conventions and Economics Stakes", *Global Environmental Change*, 2(3), September.

GODARD O. (ss dir.)[1997], *Le principe de précautoin : dans la conduite des affaires humaines*, éditions Maison des Sciences de l'Homme et l'INRA, Paris.

GODARD O. [1998], "Sustainable Development and the Process of Justifying Choices in a Contreversial Universe", in Faucheux S., O'Connor M., Van den Straaten J, *Sustainable development : concepts, rationalities and strategies*, Edward Elgar.

GODARD O., LAURANS Y. [1999], "Environmental valuation as social co-ordination devices within controversial contexts", in O'Connor M. (Ed., 2000) *Environmental Evaluation*, this volume in the ILEE series (International Library of Ecological Economics, vol.1.), Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK / Northampton, MA, USA.

GODARD O., SALLES J.-M. [1991], "Entre nature et société. Les enjeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement", in Boyer R., Chavance B. & Godard O. (ss dir.), *Les figures de l'irréversibilité*, éditions de l'EHESS, Paris, pp.233-272.

GODELIER M. [1996], *L'énigme du don*, Fayard.

GOHIN A. [1998], *Modélisation du complexe agro-alimentaire français dans un cadre d'équilibre général*, Thèse de doctorat de l'Université Paris I – INRA–ESR, Rennes.

GOHIN A., GUYOMARD H., LEVERT F. [1999], "Impacts économiques d'une réduction des utilisations des engrais minéraux en France : analyse en équilibre général", papier présenté aux *Entretiens de Ségur* organisés par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement sur le thème "Pollutions locales de l'air et de l'eau : quelles implications économiques", 29 juin.

GREFFE X. [1997], *Economie des politiques publiques*, Second édition, Dalloz.

GRIOT J.-Y. [1997], "Ensemble vers l'agriculture durable", in *Terre d'avenir*, Nature et Culture, 96p.

GROOT (DE) R.S. [1992], *Fonctions of Nature: Evaluation of Nature in Environment Planning Management and Decision-Making*, Groningen, The Netherlands, Wolters Noordhoff B.V., 345p.

GROVE-WHITE R., MACNAGHTEN P., MAYER S., WYNNE B. [1997], *Uncertainty world : genetically modified organisms, food and public attitudes in Britain*, Lancaster : Center for the Study of Environmental Change, Lancaster University.

GUERRIEN B. [1997], *Dictionnaire d'analyse économique*, Repères, La Découverte.

GUIMARÃES PEREIRA A., GOUGH C., DE MARCHI B. [1999], "Computers, Citizens and Climate Change-The Art of Communicating Technical Issues", *International Journal of Environment and Pollution*, 11(3).

HABERMAS J. [1984], *The theory of communicative Action. Volume 1 : Reason and the Rationalisation of Society*, Boston, Beacon Press.

HABERMAS J. [1987], *The theory of communicative Action. Volume 2 : Lifeworld and System. A critique of Functionnalist Reason*, Boston, Beacon Press.

HANLEY N., SPASH C. [1993], *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar Publishing Limited.

HARTWICK J. M. [1977], "Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources", *American Economic Review*, 66, pp.972-974.

HENRY C. [1974], "Option Values in the Economics of Irreplaceable Resources", *Review od Economics Studies*, 41.

HENRY C. [1984], "La micro-économie comme langage et enjeu de négociation", *Revue Economique*, 35, pp.177-197.

HEWITT DE ALCANTARA C. [1998], "Du bon usage du concept de gouvernance", *Revue Internationale de Sciences Sociales*, 155, pp.108-118.

HICKS J. [1941], "The rehabilitation of consuler's surplus", *Review of Economics Studies*, 8, pp.108-116.

HICKS J. [1943], "The four consumer's surpluses", *Review of Economics Studies*, 11, pp.31-41.

HICKS J. [1956], *A revision of demand theory*, Oxford, Clarendon Press.

HOEVENAGEL R. [1994], "A comparaison of Economic Valuation Methods", in Pethig R. (Ed), *Valuing the Environment : Methodological and Measurement Issues*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

HOLLAND A. [1997], "The Foundations of Environmental Decisionmaking", *International Journal of Environment and Pollution*, 7(4).

HOLLING C.S. [1973], "Resilience and Stability of ecological systems", *Annual Review of Ecology and Systemics*, 4, pp.1-23.

HUETING R. [1980], *New scarcity and economic growth; More Welfare through less production*, Holland Publishing Company, Amsterdam.

HUETING R. [1992], "The economic functions and the environment", in Ekins P., Max Neef M. (Eds), *Real-life Econoomics*, Routledge, London, New York.

HUETING R., BOSCH P., DE BOER B. [1992], *Methodology for the calculation of sustainable national income*, WWWF International Publication.

IFEN [1998], *Les pesticides,* collection Etudes et Travaux.

IFEN [1999], *Les indicateurs du développement durable*, collection Etudes et Travaux.

ISARA [1997], "L'aide au diagnostic global de l'exploitation agricole", actes du colloque organisé par le Ministère de l'Agriculture et l'ADEME sur *Interactions entre agriculture et environnement. Quels outils de diagnostic ?*, Paris, 2 avril 1997, p.83.

JACOBS M. [1997], "Environmental valuation, deliberative democracy and public decision-making institutions", in Foster J. (Ed), *Valuing Nature ? Ethics, economics and the Environment*, Routledge, London & New York.

JANSSON A.M., HAMMER M., FOLKE C., CONSTANZA R. [1994], *Investing in Natural Capital : The Ecological Economics Approach of Sustainability*, Washington D.C., Island Press.

JIGGINGS J., RÖLING N.G. [1998], "Interactive valuation, the social construction of the value of ecological services", paper for the Second conference of the European Society for Ecological Economics, University of Geneva, Switzerland, 5-6 March.

JONAS H. [1990], *Le Principe responsabilité. Une éthique pour la civilisation technologique*, éditions du Cerf, Paris.

JORGENSON D.W., WILCOXEN P.J. [1990], "Environmental Regulation and US Economic Growth", *The rand Journal of Economics*, 21(2), pp.314-340.

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE FRANÇAISE [1998], *Prospective, débat, décision publique*, Séances des 7 et 8 juillet 1998, paru le 17 juillet 1998, 16.

KIRMA A.P. [1992], "Whom or what does the representative individual represent ?", *Journal of Economic Perspectives*, en partie traduit dans "l'hypothèse de l'individu représentatif : Une analyse critique", *Problèmes économiques*, 2325, mai 1993.

KLEIN L.R. [1950], "Economic Fluctuations in the United States, 1921-1941", *Cowles Commission Monograph*, 11, John Wiley and Sons, New York.

KOLM S.C. [1984], *La bonne économie : la réciprocité générale*, PUF, Paris.

KRUTILLA J.V. [1967], "Conservation Reconsidered", *American Economic Review*, 57.

KUIK O.J. [1999], "Accounting for the Environment – an Overview and Assessment of Approaches' in Verbruggen H. (Ed.), *Interim Report on Calculations of a Sutainanble National Income and Nature according to Hueting's Methodology*, IVM, Amsterdam.

LACROIX A., MOLLARD A., PECQUEUR B. [1998], "Politiques de développement local et rente de qualité territoriale des produits alimentaires", communication au colloque *Gestion des territoires ruraux. Connaissances et méthode pour la décision publique*, Clermont Ferrand, CEMAGREF, Tome I, pp.165-183.

LAFAYE C., THEVENOT L. [1993], "Une justification écologique ? Conflits dans l'aménagement de la nature", *Revue française de sociologie*, XXXIV, 4, pp.495-524.

LANCASTER K. [1966], "A new approach to consumer theory", *Journal of Political Economy*, 74, pp.132-157.

LANDAIS E. [1998], "Agriculture durable : Les fondements d'un nouveau contrat social ?", *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 33, avril, pp.5-22.

LATOUR B. [1995], "Moderniser ou écologiser ? A la recherche de la 'septième' cité", *Ecologie Politique*, 13.

LEMIALE L., ZAGAME P. [1998], "Taxation de l'énergie et nouvelles technologies : une approche méso-macro", in Schubert K., Zagamé P. (coord), *L'environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique*, collection Economie, Vuibert, Paris, 456p.

LEOPOLD A. [1966], *A sand Country Almanac*, 1ère édition 1949, New York.

LESCUYER G. [1998], "Globalization of environmental monetary valuation and sustainable development: an experience in the tropical forest of Cameroon" *International Journal of Sustainable Development*, 1(1), pp.115-134.

LEVETT J. [1999], "Environmental capital: a new decision support tool", paper the Concerted Action *Environmental Valuation in Europe*, organised by the C3ED, Paris, 24-26 March.

LEWIS D. K. [1969], *Convention : A philosophical Study*, Havard University Press, Cambridge, Mass.

LIVET P., THEVENOT L. [1997], "Modes d'action collective et construction éthique. Les émotions dans l'évaluation", in Dupuy J.-P., Livet P. (ss dir.), *Les limites de la rationalité : Tome 1, Rationalité, éthique et cognition*, La découverte & Syros, pp.412-439.

LOYAT J., PETIT Y. [1999], *La Politique Agricole Commune*, La documentation française, collection Réflexe Europe.

MALGRANGE P. [1992], "Bulletin de santé des modèles macro-économétriques", *Revue Economique*, 4, juillet, pp.61-72.

MALINVAUD E. [1991], *Voies de la recherche macroéconomique*, Editions Odile Jacob, Paris.

MANNE A.S., RICHEL R.G. [1990], "CO2 Emissions Limits : an Economic Analysis for the USA", *The Energy Journal*, 11(2), pp.51-74.

MARCOU A., Rangeon P., Thiébault L. [1997], "Le gouvernement des villes et les relations contractuelles entre collectivités publiques", in Godard O. (dir. publ.), *Le gouvernment des villes*, Descartes, Paris.

MARRIS C. [1999], "OGM : Comment analyser les risques ?", *Biofutur*, 195, décembre.

MARSHALL A. [1920], *Principles of Economics*, 8th Edition, Macmillan, London, 1964.

MARTINEZ-ALIER J., MUNDA G., O'NEILL [1998], "Commensurability and Compensability in ecological economics", Chapter 2 in O'Connor M. and Spash C. (Eds) *Valuation and the Environment : theory, method and practice*, Edward Elgar, Cheltenham.

MARTINEZ-ALIER J., MUNDA G., O'NEILL J. [1996], "Weak comparability of values as a foundation for ecological economics", *Ecological Economics*, 26, pp.277-286.

MARTINEZ-ALIER J., O'CONNOR M. [1999], "Distributional Issues : an overview", in van den Bergh J. (Ed), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham UK and Brookfield USA, pp.380-392.

MAUSS [1983], "Essai sur le don, forme et raison de l'échange dans les sociétés archaïques", PUF, nouvelle édition de l'article paru in *Année sociologique*, nouvelle série 1 (1923-1924).

MERAL PH., SCHEMBRI P., ZYLA E. [1994], "Technological lock-in and complex dynamics. Lessons from the French energy nuclear policy", *Revue Internationale de Systémique*, 8(4-5).

MILDER C. [1997], "Situations de conception et apprentissage collectif", in Reynaud B. (ss dir.), *Les limites de la rationalité : Tome 2, Les figures du collectif*, La découverte & Syros, pp.169-180.

MILL J. S. [1988], *L'utilitarisme*, (traduction de *Utilitarism*, 4ème édition, 1871), Flammarion, Collection Champs, Paris.

MITCHELL R., CARSON R. [1989], *Using surveys to value public goods : the contingent valuation method*, Resources for the future, Washington D.C.

MONTGOLFIER (DE), NATALI J.-M. [1984], *Le patrimoine futur : approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, Economica, Paris.

MUNDA G. [1995], *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in ecological economics*, Physica-Verlag, Berlin.

MUNDA G. [1996], "Cost-Benefit Analysis in Integrated Environmental Assessment : Some Methodological Issues", *Ecological Economics*, 19, pp.157-168.

MYERS N. [1993], "Bioversity and The Precautionary Principle", *Ambio*, 22, 2-3, pp.74-79.

NOËL J.F., O'CONNOR M. [1998], "Strong sustainability : Towards indicators for sustainablity of critical natural capital" in O'Connor M., Spash C. (Eds), *Valuation for Sustainable development*, Edward Elgar.

NORDHAUS W. D. [1991a], "A Sketch of the Economics of the Greenhouse Effect", *American Economic Review*, 81, pp.146-150.

NORDHAUS W.D. [1991b], "The cost of slowing Climate Change : a survey", *The energy Journal*, 12 (1), pp.37-65.

NORTON B.G. [1987], *Why preserve Natural Variety ?*, Princeton University Press, Princeton, NJ.

OCDE [1993], *Agriculture and environmental policy integration. Recent progress and new direction*, February, 96 p.

OCDE [1994], *Evaluation de projets et politiques, intégrer l'économie et l'environnement*, Paris.

O'CONNOR M. [1991b], *Time and Environment*, PhD. Thesis, University of Auckland.

O'CONNOR M. [1992], "Joint Production and Sustainibility in Spaceship Earth", *Working Paper in Economics*, 95, Department of Economics, University of Auckland, May.

O'CONNOR M. [1993a], "Value System Contest and the Appropriation of Ecological Capital", *The Manchester School*, volume LXI, 4, 398-424, December.

O'CONNOR M. [1993b], "On Steady-state : A Valediction", in Dragan J.C., Seifert J.C., Demetrescu M.C. (Eds), *Entropy and Bioeconomics* (Proceedings of the First International Conference of the European Association for Bioeconomic Studies), Rome, November, Nagard, Milan, pp.414-457.

O'CONNOR M. [1993c], "Entropic Irreversibility and Uncontrolled Technological Change in Economy and Environment", *Journal of Evolutionary Economics*,3, pp.285-315.

O'CONNOR M. [1994], "Valuing fish in Aotearoa : The Treaty, the Market and the Intrinsic Value of the Trout", *Environmental Values*, 3, pp.245-265.

O'CONNOR M. [1996], "Cherishing the future, Cherishing the Other. A Post Classical Theory of Value", in Faucheux S., Pearce D., Proops J. (Eds), *Models of Sustainable Development*, Aldershot, UK & Brookfield, US : Edward Elgar, pp.321-345.

O'CONNOR M. [1997a], "Environmental Valuation : From the Point of View of Sustainability", in Dragun A. K. et Jakobsson K. M. (Eds), *Sustainability and Global Environment Policy, New Perspectives*, Edward Elgar, Cheltenham, pp.149-179.

O'CONNOR M. [1997b], "John Stuart Mill's utilitarism and the social ethic of sustainable development", *The European Journal of History of Economic Thought*, 4(3), pp.478-506.

O'CONNOR M. [1997c], "The Internalization of Environmental Costs : Implementating the Polluter Pays Principle in the European Union", *International Journal of Environment and Pollution*, 7(4), pp.450-482.

O'CONNOR M. [1998], "The Valse projetct. Full Final Report", to the DG-XII, European Commission, contrat n°ENV4-CT96-0226, UER 18677 EN. Available on the web site http:/ /alba.jrc.it/valse.htlm.

O'CONNOR M. [1999a], "Estimating a Greened GDP in line with the GREEN STAMP Methodology: an analytical overview", in EU RTD in *human Dimensions of Environmental Change*, Report Series, Proceedings From research to implementation : policy-driven methods for evaluating macro-economic environmental performance, EUR 18845, pp.19-29.

O'CONNOR M. [1999b], "Dialogue and Debate in a Post-Normal Practice of Science : A Reflexion", *Futures*, 31.

O'CONNOR M. [1999c], "Overview of the Project Methodology", rapport pour Phare Framework Contract–*Environment, Natural Resources and Environmental Accounting in the Czech Republic*, OSS n° 85.2200.10, August.

O'CONNOR M. [1999d], "DICTUM: Democratic Information and Communication Technologies for promoting sustainable Use and Management of ecosystems and living resources", *document de présentation*, C3ED, Université de Versailles – Saint Quentin en Yvelines.

O'CONNOR M., ARNOUX R. [1992], "Ecologie, Echange inéluctable et Ethique de l'engagement : sur le don et le développement durable", *Revue du MAUSS*, 1er et 2ème trimestre, 15-16, pp.290-308.

O'CONNOR M., GUIMARÃES PEREIRA A. [1999], "Information and Communication Technology and the Popular Appropriation of Sustainability Problems", *International Journal of Sustainable Development*, 2(3).

O'CONNOR M., RYAN G. [1999], "Macroeconomic cost-effectiveness and the use of multi-sectoral dynamic modelling as an environmental valuation tool", *International Journal of Sustainable Development*, 2(2/3).

O'CONNOR M., RYAN G., SCHENK E. [1996], *Structural Economy-Environment Simulation Modelling : Scenarios of Consumption and Emissions for the Netherlands and France*, Report by the C3ED for the EC DG-XII “Consumers' Lifestyles and Pollutant Emissions” research project, 1994-1996.

ODUM H.T. [1960], "Ecological potential and analogue circuits for the ecosystem", *American Science*, 48, pp.1-8.

OLLAGNON H. [1999], "Patrimonial strategies for sustainable development", papier présenté lors du colloque *Jardin Planétaire*, Chambéry, 14-18 mars.

O'NEILL J. [1996], "Cost-Benefit Analysis, Rationality and the Plurality of Values", *The Ecologist*, 26(3), May / June.

OST F. [1995], *La nature hors la loi. L'écologie à l'épreuve du droit*, La Découverte, Paris.

PASSET R. [1979], *L'Économique et le vivant*, Petite Bibliothèque Payot, Paris.

PEARCE D. [1976], "The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy," *Kyklos*, 29, pp.97-112.

PEARCE D. [1988], "Optimal Prices for Sustainable Development", in Collard D., Pearce D. & Ulph D. (Editors), *Economics, Growth and Sustainable Environments: Essays in memory of Richard Lecomber*, Macmillan, London. pp.59-66.

PEARCE D., BARBIER E. B., MARKANDYA A. [1988]. "Sustainable Development and Cost-Benefit Analysis", *LEEC Paper 88-03*, London Environmental Economics Centre, International Institute for Environment and Development, London.

PEARCE D.W., BARBIER E., MARKANDYA A. [1990], *Sustainable Development : Economics and Environment in the Third World*, Edward Elgar, London and Earthscan, London.

PEARCE D.W., STURMEY S.G. [1967], "Les effets externes et l’antagonisme entre bien-être individuel et bien-être collectif", *Analyse et Prévision*, IV, pp.499-516.

PEARCE D.W., TURNER R.K. [1990], *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead, Herst.

PERRINGS C. [1985], "The Natural Economy Revisited", *Economic Development and Cultural Exchange*, 33, pp.829-850.

PERRINGS C. [1986], "Conservation of Mass and Instability in a Dynamic Economiy-Environment System", *Journal of Environmental Economics and Management*, 13, pp.199-211.

PERRINGS C. [1987], *Economy and Environment : A Theoritical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems*, Cambridge University Press, Cambridge.

PEZZEY J. [1989], "Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development", *Environment Department Working Paper*, 15, World Bank, Washington D.C.

PEZZEY J. [1997], ""Sustainability Constraints versus 'Optimality' versus Intertemporal Concern, and Axioms versus Data", *Land Economics*, 74 (3), pp.448-466.

PIAGET J. [1970], *Psychologie et épistémologie. Pour une théorie de la connaissance*, éditions Gonthier.

PIGOU A.C. [1920], *Economics of Welfare*, 4th edition, Macmillan, London, 1932.

POCHON A. [1991], "Du champs à la source", *CEDAPA*, Côtes d'Armor.

POCHON A. [1998], *Les champs du possible, plaidoyer pour une agriculture durable*, Syros, 240p.

POINT P. [1998], "La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique", in *Méthodes d'évaluation économiques de biens environnementaux*, Economie Publique, Etudes et Recherche, 1998/1, De Boeck Université.

POLY J. [1977], *Recherche agronomique : réalités et perspectives*, INRA, Paris, 72p.

PUJOL J.L., DRON D. (coord.) [1999], *Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige*, Collection des rapports officiels, La Documentation Française, 590p.

RADERMACHER W. [1999], "Greenstamp: report on an EU RTD project. Defining an approach which is theoritically consistent, policy-relevant and statistically reliable", in EU RTD in Human Dimensions of Environmental Change, Report Series, Proceedings from Research to Implementation : Policy-driven Methods for Evaluating Macro-economic Environmental Performance, EUR 18845, pp. 13-18.

RADERMACHER W., RIEGE-WCISLO, HEINZE A. [1998], "A statistical-Analytical Methodology for the Construction of abatement cost curves", *International Journal of Sustainable Development*, 2(1).

REES W.E. , WACKERNAGEL M. [1997], "Perceptual and Structural barriers to investing in natural capital : Economics from an ecological footprint perspective, *Ecological Economics*, 20, pp.3-24.

REGION BRETAGNE [1993], "L'environnement, un des enjeux majeurs pour l'avenir économique, social et culturel de la Bretagne", rapport, Rennes.

REGION BRETAGNE [1996], "1ères rencontres régionales du développement durable. Le développement durable : une mode ou un choix stratégique ?", rapport, Rennes.

REGION BRETAGNE [2000], "Session spéciale sur les perspectives de l'agriculture en Bretagne", rapport, Rennes.

RENNINGS K., WIGGERING H. [1997], "Steps towards indicators of sustainable development : Linking economic and ecological concepts", *Ecological Economics*, 20, pp.25-36.

RESEAU AGRICULTURE DURABLE [1997], *Les citoyens rencontrent l'agriculture*, Siloë, Nantes, Laval.

RESEAU AGRICULTURE DURABLE [1998], *Agriculture et société pour l'eau pure*, Siloë, Nantes, Laval.

REYNAUD B. (ss dir.) [1997], *Les limites de la rationalité : Tome 2, Les figures du collectif*, La découverte & Syros.

RICOEUR P. [1997], "Le concept de responsabilité. Essai d'analyse sémantique", *Esprit*, novembre, 28p.

RIVM [1998], "Economic Assessment of Priorities for an European Environmental Policy Plan", Draft second interim report, Scientific and Technical Annex, The Netherlands.

ROBINSON J.B. [1988], "Unlearning and Backcasting : Rethinking Some Question, We Ask About the Future", *Technological Forecasting and Social Change*, 33, pp.325-338.

RÖLING N.G., JIGGINGS J. [1998], "The ecological knowledge system", in Röling N.G., Wagemakers M.A.E., *Facilitating Sustainable Agriculture. Participatory learning and adaptative management in times of environmental uncertainty*, Cambridge University Press.

RÖLING N.G., WAGEMAKERS M.A.E. [1998], *Facilitating Sustainable Agriculture. Participatory learning and adaptative management in times of environmental uncertainty*, Cambridge University Press.

ROQUEPLO P. [1988], *Pluie acides : menaces pour l'Europe*, CPE, Economica.

ROSEN S. [1974], "Hedonic Prices and Implicites Markets : Products Differenciation in Perfect Competition", *Journal of Political Economy*, 82, pp.34 - 35.

ROY B., BOUYSSOU D. [1993], *Aide multicritère à la décision. Méthodes et cas*, Economica, Paris.

RUSCH H.P. [1968], "La fécondité du sol", Le courier du Livre (1972), traduit de l'ouvrage allemand *Bodenfruschbarkeit, eine studie biologischen denkens*

RYAN G. [1996], *Dynamic physical analysis of long term economy-environment options*, Unpublished PhD Thesis, University of Canterbury, New Zealand.

SACHS I. [1993], *L'écodéveloppement*, Syros.

SACHS I. [1997], *L'écodéveloppement*, Syros.

SAGOFF M. [1988], *The economy of the Earth*, Cambridge University Press, Cambridge.

SAMUELS W.J. [1992], *Essay on the Economic Role of Government*, vol.I. Fundamentals; vol.II. Applications, Macmillan, London.

SCHEMBRI P. [1999a], "Adaptation costs for sustainable development and ecological transitions : a presentation of the structural model M3ED with

reference to French energy-economy-carbon dioxide emissions prospects", *International Journal of Environment and Pollution*, 11(4), pp.542-564.

SCHEMBRI P. [1999b], "Environmentally adjusted domestic product and emission control policies : a dynamic simulation modelling approach", *International Journal of Sustainable Development*, 2(1), pp. 164-184.

SCHEMBRI P., DOUGUET J.-M. [2000], "CNC: Quantification et Modélisation du Capital Naturel Critique pour la mise en œuvre d'une politique du développement durable en France", C3ED Rapport de Recherche, February 2000, final report for research contract No.97085 funded by the French Ministry of Land Use Planning and Environment, 1997-1999.

SCHUBERT K. [1993], "Les modèles d'équilibre général calculable : une revue de la littérature", *Revue d'Economie Politique*, 103(6), pp.775-825.

SCHUBERT K., ZAGAME P. (coord) [1998], *L'environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique*, collection Economie, Vuibert, Paris, 456p.

SEBILLOTTE M. [1999], "Agriculture et risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires. Les voies de la prévention et les apports de l'expérience Ferti-Mieux", *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 37, août, pp.11-22.

SEN A. [1991], *On Ethics and Economics*, Oxford, Blackwell Publishers, (Traduction française, *Ethique et économie*, Paris, PUF, 1993).

SERRES M. [1969], *Hermès I : La communication*, Editions de Minuit.

SIMS C. A. [1980], "Macroeconomics and reality", *Econometrica*, 48(1), pp.1-48.

SKÖLLERHORN E. [1998], "Habermas and Nature : The theory of communicative Action for studying Environmental Policy", *Journal of Environmental Planning and Management*, 41(5), pp.555-573.

SLESSER M. [1992], "The natural Philosophy of Natural Capital : can Solar Energy Substitute ?", Paper presented to the Conference on *Investing in Natural Capital*, Stockholm.

SMITH A. [1776], *An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations*, Oxford, Clarendon Press, 1976.

SOLAGRO [1999], "Le diagnostic agro-environnemental. Pour une agriculture respectueuse de l'environnement. Trois méthodes passées à la loupe", *Travaux et Innovations*, Hors série, avril.

SOLOW R.M. [1974], "The Economics of Resources or the Resources of Economics", *American Economic Review*, 64, Papers and Proceedings (2), pp. 1 -14.

SOLOW R.M. [1992], *An almost Practical Step Toward Sustainability, resources for the Future*, 40th anniversary lecture (Washington DC, RFF).

SOLOW R.M. [1986], On the Intergenerational Allocation of Natural Resources", *Scandinavian Journal of Economics*, 88, pp.141-149.

SPASH C. [1997], "Ethics and Environmental Attitudes With Implications for Economic Valuation", *Journal of Environmental Management*, 50, pp.403-416.

SPASH C. [1998], "Investigating individual motives for environmental action : Lexicographic preferences, beliefs and attitudes", in Lemons J., Westra L., Goodland R. (Eds), *Ecological Sustainability and Integrity : Concepts and Appraoches*, Kluwer, Dordrecht, pp.46-62.

SRAFFA P. [1960], *Production of Commodities by Means of Commodities*", Cambridge University Press, Cambridge.

STENGER A., WILLINGER M. [1995], "Preservation value for groundwater quality in a large aquifer : a contingent valuation study of Alsatian aquifer", Sixth annual Meeting of the *European Association of Environmental Resources Economists*, Umea University, Umea, Sweden, June 17-20.

STIGLITZ J.E. [1974], "Growth with exhaustible natural resources : efficient and optimal growth paths", *Review of Economics Studies*, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, pp.123-137.

STOA [1996], "Costing environmental damage: a critical survey of current theory & pratice & recommandations for policy implementations", rapport préparé par le C3ED - Université de Saint Quentin en Yvelines (France) et Université de Lancaster (UK).

STOKER G. [1998], "Cinq propositions pour une théorie de la gouvernance", *Revue Internationale de Sciences Sociales*, 155, pp.19-30.

TOBIAS M.[1985], *Deep Ecology*, San Diego, Avant Book.

TOMAN M., PEZZEY J., KRAUTKRAMER J. [1995], "L'économie néo-classique face à la soutenabilité", *Economie Appliquée*, tome XLVIII, n°2, pp. 25-57.

Trans Rural Initiative [1999], n°155, p.4

TUNER R. K., DOKTOR P., ADGER N. [1994], "Sea level rise ad coastal wetlands in : mitigation strategies for sustainable development", Jansson A.M., Hammer M., Folke C., Constanza R. (Eds), *Investing in Natural Capital : The Ecological Economics Approach of Sustainability*, Washington D.C., Island Press.*Investing* pp.268-272

VATN A., BROMLEY D.W. [1994], "Choices without apologies", *Journal of Environmental and Economics Management*, 26, pp.129-148.

VERBRUGGEN H., DELLINK R.B., GERLARGH R., HOFKES M.W., JANSEN H.M.A. [1999], "Alternatives Calculations of a Sustainable National Income according the Hueting", in Draft Papers of the International Symposium on *Valuation of Nature and Environment*, organised by the Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, The Trippenhuis, Kloveniersburgwal 29, Amsterdam, April 23.

VERMERSCH D. [1997], *Economie Politique Agricole et Morale Sociale de l'Eglise*, collection Economie agricole et agro-alimentaire, Economica, Paris.

VIAUX P. [1998], "Les systèmes intégrés", *Aménagement et Nature*, 117, pp.25-43.

VICTOR P. A. [1991], "Indicators of sustainable development : some lessons from capital theory", *Ecological Economics*, 4, pp.191-213.

VILAIN L. [1999], *De l'exploitation agricole à l'agriculture durable. Aide méthodologique à la mise en place de systèmes agricoles durables*, éditions Educagri, Dijon, 155p.

VON NEUMANN J. [1945-46], "A model of General Equilibrium", *Review of Economic Studies*, 13, pp.1-7.

WALLISER B. [1990], *Le calcul économique*, Repères, La Découverte, Paris.

WCED (World Commission on Environment and Development), [1987], *Our Common Futur*, Oxford University Press, Oxford.

WEBER J. [1996], "Conservation, Développement et Coordination : Peut-on gérer biologiquement le social ?", Panafrican Symposium on *Gestion communautaire des ressources naturelles renouvelables et développement durable*, Harare, 24-27 juin.

WEBLER T. [1999], "The craft and theory of public participation : a dialectical process", *Journal of Risks Research*, 2(1), pp.55-71.

WEINER A. B. [1980], "Reproduction: A Replacement for Reciprocity" *American Ethnologist*, 7, pp.71-85, repris dans le *Bulletin du MAUSS*, 3 et 4, (1982).

WEISBROD B. [1964], "Collective Consumption Services of Individual Consumption goods", *Quaterly Journal of Economics*, 78, pp.471-177.

WEITZMAN M. L. [1997], "Sustainability and Technical Progress", *Scandinavian Journal of Economics*, XCIX, pp.1-13.

WHALLEY J., WIGLE R. [1991], "Cutting CO2 Emissions: The effects of Alternatives Policy Approaches", *The Energy Journal*, 12(1), pp.109-124.

WILLINGER M. [1996], "La méthode d'évaluation contingente : De l'observation à la construction des valeurs de préservation", *Natures-Sciences-Sociétés*, 4(1), pp.6-22.

WILLINGER M. [1997], "Non-Uses Values and the Limits of Cost Benefit Analysis", papier présenté lors du symposium sur *L'evaluation environnementale, Capital naturel : Institutions, Dimensions Régionales et Sectorielles*, organisé par le C3ED, 4-7 octobre, domaine des Vaux de Cernaix.

WOLFER CALVO R., PARUCCINI M. [1999], "Using multicriteria approach to support integrated water management : the Basento case-study", actes de la Réunion exceptionnelle du groupe de travail européen *Aide multicritère à la décision*, Cerisy-la-Salle, France, 28 septembre – 2 octobre 1999.

ZAGAME P. [1987], "L'expérience française de modélisation macro-économétrique : bilan et perspectives", *Revue d'Economie Politique*, 5, pp.485-528.

ANNEXE 1 :

LE MODELE M3ED-AGRI

§.1 LA PRODUCTION AGRICOLE

AGROUT=LSOUT1*proregion
~ GJ
~ regional output
|

CROPOUT=procrop*AGROUT
~
~ |

procrop=0.512
~
~ part céréalière dans la production totale (EUROSTAT - 1985 - France)
|

ANIOUT=proani*AGROUT
~
~ |

proani=0.488
~
~ part animalière dans la production totale (EUROSTAT - 1985 - France)
|

PRODAGR=(CROPOUT+ANIOUT)*Fproduction totale
~
~ |

résultat net=AGROUT-PRODAGR
~
~ |

proregion=0.4
~
~ la proportion de l'output régional
|

FANIOUT=ANIOUT / NANIOUT
~
~ |

NANIOUT=INITIAL(ANIOUT)
~
~ |

Fagrexp=LS2XPFR / NLS2XPFR
~
~ |

NLS2XPFR=INITIAL(LS2XPFR)
~
~ |

refprodagr=Fproduction totale+STEP(refpro-Fproduction totale,2000)
~
~ |

refpro=rep(Time)
~
~ |

rep(2000,2005,2010,2015,2020,2025,2030,1.152,1.235,1.301,1.358,1.417,1.488,1.57)
~
~ |

NPRODAGR=INITIAL(PRODAGR)
~
~ |

prodagrfi=agrvaleur*Fproduction totale
~
~ |

agrvaleur=37257.7
~
~ production agricole finale en millions de francs 1990 (agreste)
|

refbilazote=Fbilan azote+STEP(refbaz-Fbilan azote,2000)
~
~ |

refbaz=reba(Time)
~
~ |

reba(2000,2005,2010,2015,2020,2025,2030,1.1,1.163,1.206,1.236,1.261,1.286,1.313)
~
~ |

```
cout=((refprodagr-Fproduction totale)/
refprodagr)*100
    ~
    ~     |

pertefranc=(cout/100)*agrvaleur*refprodagr
    ~
    ~ perte de production en millions de
francs
    |

perf=((refbilazote-Fbilan
azote)/refbilazote)*100
    ~
    ~     |

perft=((perf/100)*nbilan
azote*refbilazote)/1000
    ~
    ~ baisse des émissions nettes en kg
    |

critère=0+STEP(perf/loss,2000)
    ~
    ~     |

grcoutpt=(0+STEP(grcpt,2001))*100
    ~
    ~     |

grcpt=((coutprto-xcritère)/xcritère)
    ~
    ~ effets d'apprentissage
    |

xcritère=INTEG((rfxcritère-rdxcritère),
1/(1+NGR))
    ~
    ~     |

rfxcritère=coutprto
    ~
    ~     |

rdxcritère=xcritère
    ~
    ~     |

loss=1e-005+STEP(cout,2000)
    ~
    ~     |

criterefr=0+STEP((perft)/(1e-008+pertefranc),
2000)
    ~
    ~     |

coutprto=(0+STEP(pertefranc/(1e-
007+(perft)),2000))*1e+006
    ~
    ~ cout économique par tonne d'émissions
nettes évitées
    |
```

§.2 LES PRODUCTIONS VEGETALES

```
blé=rende1*surface1*FCROPOUT
    ~ quintaux
    ~ production de blé tendre et rendement à
l'hectar;surface blé tendre dans total  SAU =
0.0134  (AGRESTE moy 91-95)
    |

rende1=DELAY3(ren1,D1)
    ~
    ~     |

D1=10
    ~
    ~ années de transition
    |

ren1=78+STEP(rend1-78,2000)
    ~
    ~     |

rend1=78
    ~
    ~  quintaux  par hectar SAU (données
AGRESTE/moyenne 91/95)
    |

surface1=surf1(Time)
    ~
    ~ données AGRESTE/moyenne 91/95
    |

surf1(1990,2000,165384,270000)
    ~
    ~     |

FCROPOUT=CROPOUT/NCROPOUT
    ~
    ~     |
```

```
NCROPOUT=INITIAL(CROPOUT)
    ~
    ~      |

maïs=rende2*surface2*FCROPOUT
    ~ quintaux
    ~ production de maïs-grain et rendement à
l'hectar; surface maïs grain dans total SAU =
0.07(AGRESTE        moyenne 91-95)
    |

rende2=DELAY3(ren2,D2)
    ~
    ~      |

D2=10
    ~
    ~ années de transition
    |

ren2=70+STEP(rend2-70,2000)
    ~
    ~      |

rend2=70
    ~
    ~  quintaux à l'hectare SAU  données
AGRESTE / moyenne 91 / 95
    |

surface2=surf2(Time)
    ~
    ~      |

surf2(1990,2000,62642,106000)
    ~
    ~      |

Fmaïs=maïs / nmaïs
    ~
    ~      |

nmaïs=INITIAL(maïs)
    ~
    ~      |

orge=rende3*surface3*FCROPOUT
    ~ quintaux
    ~ production d'orge et escourgeon; surface
dans total  SAU = 0.0440 (AGRESTE moyenne
91-95)
    |

rende3=DELAY3(ren3,D3)
    ~
    ~      |

D3=10
    ~
    ~      |

ren3=70+STEP(rend3-70,2000)
    ~ quintaux à l'hectare
    ~      |

rend3=70
    ~
    ~    quintaux à l'hectare SAU  données
AGRESTE / moyenne 91 / 95
    |

surface3=surf3(Time)
    ~
    ~      |

surf3(1990,2000,67100,79400)
    ~
    ~      |

Forge=orge / norge
    ~
    ~      |

norge=INITIAL(orge)
    ~
    ~      |

avoine=rende4*surface4
    ~ quintaux
    ~   production d'avoine (hiver+printemps);
surface dans total  SAU = 0.009 (AGRESTE
moyenne 91-95)
    |

rende4=DELAY3(ren4,D4)
    ~
    ~      |

D4=10
    ~
    ~      |

ren4=55+STEP(rend4-55,2000)
    ~
    ~      |

rend4=55
    ~
```

```
    ~ quintaux à l'hectare SAU données
AGRESTE / moyenne 91 / 95
    |

surface4=surf4(Time)
    ~
    ~ données AGRESTE / moyenne 91 / 95
    |

surf4(1990,2000,20272,12600)
    ~
    ~      |

Favoine=avoine / navoine
    ~
    ~      |

navoine=INITIAL(avoine)
    ~
    ~      |

fourrage=rende5*surface5*FCROPOUT
    ~ quintaux
    ~ production de maïs fourrage ;surface
dans total  SAU = 0.184 (AGRESTE moyenne
91-95)
    |

rende5=DELAY3(ren5,D5)
    ~
    ~      |

D5=10
    ~
    ~ années de transition
    |

ren5=111+STEP(rend5-111,2000)
    ~
    ~      |

rend5=111
    ~
    ~ quintaux à l'hectare SAU (données
AGRESTE moyenne 91-95)
    |

surface5=profou*surfacetot
    ~
    ~      |

surfacetot=1.8e+006
    ~
    ~ surface totale autres fourrages + prairies
      |

surf5(1990,2000,284504,353000)
    ~
    ~      |

profou=DELAY3(prof1,D7)
    ~
    ~      |

D7=10
    ~
    ~      |

prof1=0.19+STEP(prof-0.19,2000)
    ~
    ~      |

prof=0.19
    ~
    ~      |

colza=rende6*surface6
    ~ quintaux
    ~ production de colza (hiver+printemps)
et navette
    |

rende6=DELAY3(ren6,D6)
    ~
    ~      |

D6=10
    ~
    ~ années de transition
    |

ren6=32+STEP(rend6-32,2000)
    ~
    ~      |

rend6=32
    ~
    ~ quintaux à l'hectare SAU (données
AGRESTE moyenne 91-95)
    |

surface6=surf6(Time)
    ~
    ~      |

surf6(1990,2000,21280,14400)
    ~
    ~      |
```

céréales=blé+orge+maïs+avoine
~
~ |

total fourrages=fourrage+colza
~
~ |

végétales=céréales+total fourrages
~
~ |

Fvégétales=végétales / nvégétales
~
~ |

nvégétales=INITIAL(végétales)
~
~ |

rendtot=rende1+rende2+rende3+rende4+rende5+rende6
~
~ |

Frendtot=rendtot / nrendtot
~
~ |

nrendtot=INITIAL(rendtot)
~
~ |

coût opportunité=FCROPOUT-Fvégétales
~
~ indice
|

référentiel1=5.836e+007*FCROPOUT
~
~ production végétale (bretagne-moy. 91-95)
|

coût=référentiel1-végétales
~
~ |

performance2=1 / (Ffertilisants)
~
~ |

performance1=1 / (Fbilan azote)
~
~ |

indice1a=coût opportunité / performance1
~
~ indice coût_efficacité en ratio (bilan azote)
|

indice2a=coût opportunité / performance2
~
~ indice coût_efficacité en ratio (émissions d'azote)
|

indice1b=performance1-coût opportunité
~
~ indice coût_efficacité en différence (bilan azote)
|

indice2b=performance2-coût opportunité
~
~ indice coût_efficacité en différence (émissions d'azote)
|

perte de croissance=(FCROPOUT-Fvégétales) / Fvégétales
~
~ indice coût_efficacité en croissance (indice de Weitzman)
|

perte totale=(FCROPOUT-Fproduction totale) / Fproduction totale
~
~ |

gain de performance=performance1-1
~
~ |

BAZOTE=nbilan azote*FCROPOUT
~
~ évolution des émissions nettes d'azote d'après tendanciel
|

FBAZOTE=BAZOTE / nBAZOTE
~
~ |

nBAZOTE=INITIAL(BAZOTE)

~
~ |

référentiel2=1/FBAZOTE
~
~ |

razote=azote/SAUEP
~
~ |

SAUEP=0.7*1.8e+006
~
~ |

§.3 LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

pesticides=pestblé+pestorge+pestmaïs+pestcolza+pestfourrage
~
~ |

pestblé=herb1+insect1+fongi1
~ kg
~ |

pest1=0.00037
~
~ proportion de l'output total (EUROSTAT 1985)
|

herb1=pest1*rende1*surface1*0.97*hfois1*FCROPOUT
~ kg
~ |

hfois1=if then else(Time<2000,1.4,hf1)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

hf1=1.4
~
~ |

insect1=pest1*rende1*surface1*0.76*ifois1*FCROPOUT
~
~ |

ifois1=if then else(Time<2000,1.5,if1)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

if1=1.5
~
~ |

fongi1=pest1*rende1*surface1*0.93*ffois1*FCROPOUT
~
~ |

ffois1=if then else(Time<2000,2.2,ff1)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

ff1=2.2
~
~ |

pestmaïs=herb2+insect2+fongi2
~
~ |

pest2=0.00087
~
~ |

herb2=pest2*rende2*surface2*0.96*hfois2*FCROPOUT
~
~ |

hfois2=if then else(Time<2000,1.4,hf2)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

hf2=1.4
~
~ |

insect2=pest2*rende2*surface2*0.57*ifois2*FCROPOUT
~
~ |

ifois2=if then else(Time<2000,1.1,if2)

~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

if2=1.1
~
~ |

fongi2=pest2*rende2*surface2*0.03*ffois2*FCROPOUT
~
~ |

ffois2=if then else(Time<2000,1.1,ff2)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

ff2=1.1
~
~ |

pestorge=herb3+insect3+fongi3
~
~ |

pest3=0.00037
~
~ proportion de l'output total (EUROSTAT 1985)
|

herb3=pest3*rende3*surface3*0.92*hfois3*FCROPOUT
~
~ |

hfois3=if then else(Time<2000,1.2,hf3)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

hf3=1.2
~
~ |

insect3=pest3*rende3*surface3*0.535*ifois3*FCROPOUT
~
~ |

ifois3=if then else(Time<2000,1.3,if3)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

if3=1.3
~
~ |

fongi3=pest3*rende3*surface3*0.835*ffois3*FCROPOUT
~
~ |

ffois3=if then else(Time<2000,1.7,ff3)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

ff3=1.7
~
~ |

pestcolza=herb6+insect6+fongi6
~
~ |

pest6=0.00037
~
~ proportion de l'output total (EUROSTAT 1985)
|

herb6=pest6*rende6*surface6*0.99*hfois6*FCROPOUT
~
~ |

hfois6=if then else(Time<2000,1.5,hf6)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.) moyenne printemps hiver
|

hf6=1.5
~
~ |

insect6=pest6*rende6*surface6*0.96*ifois6*FCROPOUT
~
~ |

ifois6=if then else(Time<2000,2.6,if6)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.) moyenne printemps hiver
|

if6=2.6
~
~ |

fongi6=pest6*rende6*surface6*0.9*ffois6*FCROPOUT
~
~ |

ffois6=if then else(Time<2000,1.7,ff6)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.) moyenne printemps hiver
|

ff6=1.7
~
~ |

pestfourrage=herb5+insect5+fongi5
~
~ |

pest5=0.00037
~
~ |

herb5=pest5*rende5*surface5*0.97*hfois5*FCROPOUT
~
~ |

hfois5=if then else(Time<2000,1.5,hf5)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

hf5=1.5
~
~ |

insect5=pest5*rende5*surface5*0.4*ifois5*FCROPOUT
~
~ |

ifois5=if then else(Time<2000,1.2,if5)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

if5=1.2
~
~ |

fongi5=pest5*rende5*surface5*0.02*ffois5*FCROPOUT
~
~ |

ffois5=if then else(Time<2000,2.3,ff5)
~
~ nombre moyen de traitements par an (Bonny et al.)
|

ff5=2.3
~
~ |

Fpesticides=pesticides / npesticides
~
~ |

npesticides=INITIAL(pesticides)
~
~ |

§.4 LES ENGRAIS

fertilisants=fertblé+fertorge+fertmaïs+fertavoine+fertfourrage+fertcolza
~
~ engrais azotés
|

fertblé=fert1*surface1*FCROPOUT
~
~ fertilisants N
|

fert1=rende1*TN1
~
~ fertilisation / ha - besoins en unités d'azote

```
    |

TN1=DELAY3(TN11,DN1)
    ~
    ~     |

DN1=10
    ~
    ~     |

TN11=3+STEP(N1-3,2000)
    ~
    ~     |

N1=3
    ~
    ~     |

fertmaïs=fert2*surface2*FCROPOUT
    ~
    ~ fertilisation / ha - besoins en unités
d'azote
    |

fert2=rende2*TN2
    ~
    ~ fertilisation / ha - besoins en unités
d'azote
    |

TN2=DELAY3(TN22,DN2)
    ~
    ~     |

DN2=10
    ~
    ~     |

TN22=1.7858+STEP(N2-1.7858,2000)
    ~
    ~     |

N2=1.7858
    ~
    ~     |

fertorge=fert3*surface3*FCROPOUT
    ~
    ~ fertilisation / ha
    |

fert3=rende3*TN3
    ~
    ~ fertilisation / ha
    |

TN3=DELAY3(TN33,DN3)
    ~
    ~     |

DN3=10
    ~
    ~     |

TN33=2.6316+STEP(N3-2.6316,2000)
    ~
    ~     |

N3=2.6316
    ~
    ~     |

fertavoine=fert4*surface4*FCROPOUT
    ~
    ~ fertilisation / ha - fertilisants N
(AGRESTE moyenne 91-92 à 93-94)
    |

fert4=rende4*TN4
    ~ kg
    ~ fertilisation / ha - fertilisants N
(AGRESTE moyenne 91-92 à 93-94)
    |

TN4=DELAY3(TN44,DN4)
    ~
    ~     |

DN4=10
    ~
    ~     |

TN44=4.1305+STEP(N4-4.1305,2000)
    ~
    ~     |

N4=4.1305
    ~
    ~     |

fertfourrage=fert5*surface5*FCROPOUT
    ~
    ~     |

fert5=rende5*TN5
    ~
    ~     |
```

TN5=DELAY3(TN55,DN5)
~
~ |

DN5=10
~
~ |

TN55=1.3964+STEP(N5-1.3964,2000)
~
~ |

N5=1.3964
~
~ |

fertcolza=fert6*surface6*FCROPOUT
~
~ |

fert6=rende6*TN6
~
~ fertilisation / ha
|

TN6=DELAY3(TN66,DN6)
~
~ |

DN6=10
~
~ |

TN66=8+STEP(N6-8,2000)
~
~ |

N6=8
~
~ |

Ffertilisants=fertilisants / nfertilisants
~
~ |

nfertilisants=INITIAL(fertilisants)
~
~ |

§.5 LES ENGRAIS PHOSPHATES ET POTASSIQUES

(sur la base de 34kg / ha et 56 kg / ha (AGRESTE))

PHOSPH1=fp1*surface1*FCROPOUT
~ kg
~ engrais phosphatés
|

fp1=rende1*TP1
~
~ |

TP1=if then else(Time<2000,0.524,P1)
~
~ |

P1=0.524
~
~ |

PHOSPH2=fp2*surface2*FCROPOUT
~ kg
~ engrais phosphatés
|

fp2=rende2*TP2
~
~ |

TP2=if then else(Time<2000,0.486,P2)
~
~ |

P2=0.486
~
~ |

PHOSPH3=pf3*surface3*FCROPOUT
~ kg
~ engrais phosphatés
|

pf3=rende3*TP3
~
~ |

TP3=if then else(Time<2000,0.97,P3)
~

```
    ~     |

P3=0.97
    ~
    ~     |

PHOSPH4=pf4*surface4*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais phosphatés
    |

pf4=rende4*TP4
    ~
    ~     |

TP4=if then else(Time<2000,0.74,P4)
    ~
    ~     |

P4=0.74
    ~
    ~     |

PHOSPH5=pf5*surface5*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais phosphatés
    |

pf5=rende5*TP5
    ~
    ~     |

TP5=if then else(Time<2000,0.307,P5)
    ~
    ~     |

P5=0.307
    ~
    ~     |

PHOSPH6=pf6*surface6*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais phosphatés
    |

pf6=rende6*TP6
    ~
    ~     |

TP6=if then else(Time<2000,1.308,P6)
    ~
    ~     |

P6=1.308
    ~
    ~     |

PHOSPH=PHOSPH1+PHOSPH2+PHOSPH3
+PHOSPH4+PHOSPH5+PHOSPH6
    ~ kg
    ~     |

POTASS1=kf1*surface1*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais potassiques
    |

kf1=rende1*TK1
    ~
    ~     |

TK1=if then else(Time<2000,0.862,K1)
    ~
    ~     |

K1=0.862
    ~
    ~     |

POTASS2=kf2*surface2*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais potassiques
    |

kf2=rende2*TK2
    ~
    ~     |

TK2=if then else(Time<2000,0.8,K2)
    ~
    ~     |

K2=0.8
    ~
    ~     |

POTASS3=kf3*surface3*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais potassiques
    |

kf3=rende3*TK3
    ~
    ~     |

TK3=if then else(Time<2000,0.99,K3)
    ~
    ~     |
```

```
K3=0.99
    ~
    ~     |

POTASS4=kf4*surface4*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais potassiques
    |

kf4=rende4*TK4
    ~
    ~     |

TK4=if then else(Time<2000,1.218,K4)
    ~
    ~     |

K4=1.218
    ~
    ~     |

POTASS5=kf5*surface5*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais potassiques
    |

kf5=rende5*TK5
    ~
    ~     |

TK5=if then else(Time<2000,0.505,K5)
    ~
    ~     |

K5=0.505
    ~
    ~     |

POTASS6=kf6*surface6*FCROPOUT
    ~ kg
    ~ engrais potassiques
    |

kf6=rende6*TK6
    ~
    ~     |

TK6=if then else(Time<2000,2.154,K6)
    ~
    ~     |

K6=2.154
    ~
    ~     |

POTASS=POTASS1+POTASS2+POTASS3+P
OTASS4+POTASS5+POTASS6
    ~ kg
    ~     |
```

§.6 LES PRODUCTIONS ANIMALES

```
bovins=densb*(1/fazob)*Nazoteb*FANIOUT
    ~ tête
    ~ total bovins (AGRESTE - moy.91/95)
    |

fazob=DELAY3(fazob1,Dzb)
    ~
    ~ kg azote d'origine bovine par ha (surface
épandable)
    |

Dzb=10
    ~
    ~     |

fazob1=66.23+STEP(fazo-66.23,2000)
    ~
    ~     |

fazo=66.23
    ~
    ~     |

Nazoteb=1.192e+008
    ~
    ~     |

densb=DELAY3(denb1,Db1)
    ~
    ~     |

Db1=10
    ~
    ~ années de transition
    |

denb1=1.3889+STEP(denb-1.3889,2000)
    ~
    ~     |

denb=1.3889
    ~
```

~ |

surfaceb=710000
~ ha
~ |

viandeb=pmnb*sbovin*pabab
~ tonnes
~ production de viande bovine
|

pmnb=327.6
~
~ poids moyen net (kg/animal) - AGRESTE moy 90
|

pabab=0.23908
~
~ proport gros bovins abattus
|

porcins=charcutiers+truies
~ tête
~ total porcins (AGRESTE - moy.91/95)
|

charcutiers=denspc*SAUEP*FANIOUT
~ tête
~ |

denspc=DELAY3(denpc1,Dpc1)
~
~ |

Dpc1=30
~
~ années de transition
|

denpc1=3.5715+STEP(denpc-3.5715,2000)
~
~ |

denpc=3.9
~
~ |

truies=denspt*SAUEP*FANIOUT
~ tête
~ |

denspt=DELAY3(denpt1,Dpt1)
~

~ |

Dpt1=30
~
~ années de transition
|

denpt1=1.1905+STEP(denpt-1.1905,2000)
~
~ |

denpt=1.1
~
~ |

viandep=viandepc+viandept
~
~ |

viandepc=pmnpc*charcutiers*pabapc
~
~ |

pmnpc=89.8
~
~ poids moyen net (kg/animal) - AGRESTE moy 90
|

pabapc=2.22756
~
~ proport animaux abattus (> à 1 car import pour abattage)
|

viandept=pmnpt*truies*pabapt
~
~ |

pmnpt=149.7
~
~ poids moyen net (kg/animal) - AGRESTE moy 90
|

pabapt=0.148
~
~ proport animaux abattus
|

volailles=densv*SAUEP*FANIOUT
~ tête
~ total volailles pondeuses+chair (AGRESTE - moy.91/95)

```
    |

densv=DELAY3(denv1,Dv1)
    ~
    ~     |

Dv1=30
    ~
    ~ années de transition
    |

denv1=68.254+STEP(denv-68.254,2000)
    ~
    ~     |

denv=35
    ~
    ~     |

viandev=pmnv*volailles*pabav
    ~
    ~     |

pmnv=1.25
    ~
    ~     |

pabav=0.0043
    ~
    ~ proport animaux abattus (coqs poules de réformes + poulets et poulettes de chair)
    |

ovins=200000
    ~ tête
    ~ total ovins+caprins (AGRESTE - moy.90)
    |

viandeo=pmno*ovins*pabao
    ~
    ~     |

pmno=14.05
    ~
    ~     |

pabao=0.96575
    ~
    ~ proport animaux abattus
    |

total viandes=viandeb+viandepc+viandept+viandev+viandeo
    ~
    ~     |

Ftotviande=total viandes / ntotal viandes
    ~
    ~     |

ntotal viandes=INITIAL(total viandes)
    ~
    ~     |

production totale=végétales+total viandes
    ~
    ~     |

Fproduction totale=production totale / nproduction totale
    ~
    ~     |

nproduction totale=INITIAL(production totale)
    ~
    ~     |
```

§.7 AZOTE TOTAL

```
azote=azoteb+azotepc+azotept+azotev+azoteo
    ~
    ~     |

azoteb=Nb1*sbovin
    ~ kg
    ~ azote total
    |

Nb1=DELAY3(Nb1s,DNb)
    ~
    ~     |

DNb=10
    ~
    ~ années de transition
    |

Nb1s=47.68+STEP(Nb-47.68,2000)
    ~
    ~     |

Nb=47.68
```

```
    ~
    ~     |

azotepc=Npc1*charcutiers
    ~ kg
    ~     |

Npc1=DELAY3(Npc1s,DNpc)
    ~
    ~     |

DNpc=10
    ~
    ~ années de transition
    |

Npc1s=10+STEP(Npc-10,2000)
    ~
    ~     |

Npc=10
    ~
    ~     |

sbovin=(1/Nb1)*sazob
    ~
    ~     |

sazob=norma-azotept-azotepc-azoteo-azotev
    ~
    ~     |

norma=DELAY3(norms,Dnor)
    ~
    ~     |

Dnor=10
    ~
    ~     |

norms=refazote+STEP(nor-refazote,2000)
    ~
    ~     |

nor=2.4e+008
    ~
    ~     |

norme=refazote+STEP(norma-refazote,2000)
    ~
    ~     |

refazote=Nrefazot*FANIOUT
    ~
    ~     |

Nrefazot=2.2e+008
    ~
    ~     |

rnorm=norma/SAUEP
    ~
    ~     |

azotept=Npt1*truies
    ~ kg
    ~     |

Npt1=DELAY3(Npt1s,DNpt)
    ~
    ~     |

DNpt=10
    ~
    ~ années de transition
    |

Npt1s=9.88+STEP(Npt-9.88,2000)
    ~
    ~     |

Npt=9.88
    ~
    ~     |

azotev=Nv1*volailles
    ~ kg
    ~     |

Nv1=DELAY3(Nv1s,DNv)
    ~
    ~     |

DNv=10
    ~
    ~ années de transition
    |

Nv1s=0.44+STEP(Nv-0.44,2000)
    ~
    ~     |

Nv=0.44
    ~
    ~     |

azoteo=No1*ovins
    ~ kg
```

~ |

No1=DELAY3(No1s,DNo)
~
~ |

DNo=10
~
~ années de transition
|

No1s=8+STEP(No-8,2000)
~
~ |

No=8
~
~ |

§.8 LE PHOSPHORE

phosphore=phosphoreb+phosphorepc+phosphorept+phosphorev+phosphoreo
~ kg
~ |

phosphoreb=fphob*bovins
~ kg
~ |

fphob=if then else(Time<2000,19.9,Pb)
~
~ concentration en phosphore norme CORPEN - Pochon
|

Pb=19.9
~
~ |

phosphorepc=fphopc*charcutiers
~ kg
~ |

fphopc=if then else(Time<2000,3,Ppc)
~
~ concentration en phosphore norme CORPEN - Pochon
|

Ppc=3
~
~ |

phosphorept=fphopt*truies
~ kg
~ |

fphopt=if then else(Time<2000,15,Ppt)
~
~ norme CORPEN
|

Ppt=15
~
~ |

phosphorev=fphov*volailles
~ kg
~ |

fphov=if then else(Time<2000,2.55,Pv)
~
~ concentration en phosphore (kg) norme CORPEN - Pochon
|

Pv=2.55
~
~ |

phosphoreo=fphoo*ovins
~ kg
~ |

fphoo=if then else(Time<2000,3.6,Po)
~
~ concentration en phosphore norme CORPEN - Pochon
|

Po=3.6
~
~ |

§.9 Le potasse

potasse=potasseb+potassepc+potassept+potassev+potasseo
~
~ |

potasseb=fpotab*bovins
~ kg
~ |

fpotab=if then else(Time<2000,50.25,Kb)
~
~ concentration en potasse norme CORPEN - Pochon
|

Kb=50.25
~
~ |

potassepc=fpotapc*charcutiers
~ kg
~ |

fpotapc=if then else(Time<2000,2.2,Kpc)
~
~ concentration en potasse norme CORPEN - Pochon
|

Kpc=2.2
~
~ |

potassept=fpotapt*truies
~
~ |

fpotapt=if then else(Time<2000,11,Kpt)
~
~ norme CORPEN
|

Kpt=11
~
~ |

potassev=fpotav*volailles
~ kg
~ |

fpotav=if then else(Time<2000,1.45,Kv)
~
~ concentration en potasse norme CORPEN - Pochon
|

Kv=1.45
~
~ |

potasseo=fpotao*ovins
~ kg
~ |

fpotao=if then else(Time<2000,9.6,Ko)
~
~ concentration en potasse norme CORPEN - Pochon
|

Ko=9.6
~
~ |

§.10 LES BILANS AGRICOLES

bilan azote=azote+fertilisants-1.9*blé-1.5*maïs-1.5*orge-1.9*avoine-3.5*colza-1.2*fourrage
~ kg
~ |

bilaton=bilan azote / 1000
~
~ |

bilan phosphore=phosphore+PHOSPH-0.9*blé-0.7*maïs-0.8*orge-0.8*avoine-1.4*colza-0.55*fourrage
~ kg
~ |

bilan potasse=potasse+POTASS-0.7*blé-0.5*maïs-0.7*orge-0.7*avoine-1*colza-1.2*fourrage
~ kg
~ |

Fbilan azote=bilan azote / nbilan azote
~
~ |

nbilan azote=INITIAL(bilan azote)
~
~ |

ANNEXE 2 :

L'INDICATEUR "PESTICIDES"

Afin de présenter le coeur de notre étude, nous rappelons brièvement ici l'historique de la construction de l'indicateur "Pesticides", souvent dénommé ici "**Ipest**".[1]

L'indicateur "Pesticides" fait partie d'un ensemble plus vaste d'indicateurs relatifs aux impacts des pratiques agricoles sur l'environnement : les Indicateurs Agro-Ecologiques. La démarche des indicateurs agro-écologiques vise à établir une matrice croisant les composantes du milieu (eau, air, sol, ressources renouvelables…) avec les techniques de culture susceptibles de les affecter (gestion des fertilisants, de l'eau, de la matière organique, des pesticides, des structures non-productives, du couvert hivernal…).

		GESTION DES FACTEURS DE PRODUCTION									
		Pesticides	Azote	Phosphore	Eau	Energie	Matière organique	Travail du sol	Assolement	Couverture du sol	Éléments non productifs
EAU SURFACE	QUAL.	*	-	(*)	(*)		-	(*)		*	*
EAU PROFOND	QUAL.	*	*	-	*						
AIR	QUALITÉ	*	*			(*)b					
SOL	Qté DE TERRE				(*)		-	(*)		*	*
SOL	STRUCTURE				(*)		*c	(*)			
SOL	QUALITÉS CHIMIQUES			*a			*c	-			
RESSOURCES NON RENOUVELABLES		-		*a		(*)b					
FAUNE / FLORE		(*)			*			(*)	*d	*	*
PAYSAGE									*d		*

( ) en cours d'élaboration
[-] impact mineur non pris en compte sous forme de module d'évaluation.
***a Les modules suivis de la même lettre sont confondus**

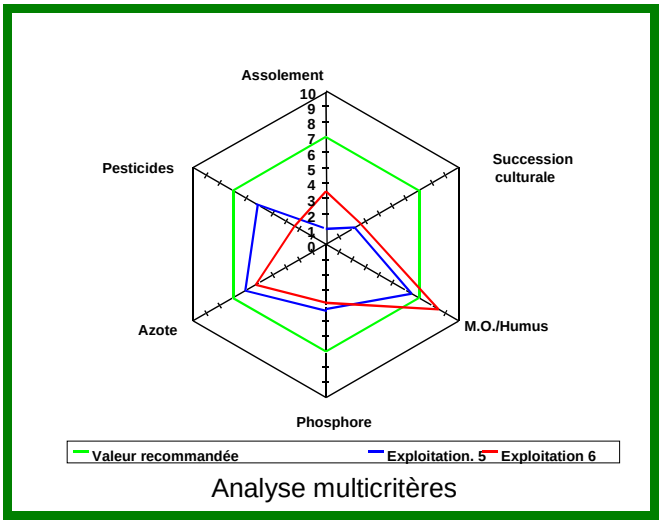
Les modules d'évaluation

Ce type de croisement permet d'obtenir des modules d'évaluation (voir graphique ci-dessus)**.** L'indicateur Pesticides est ainsi constitué de modules d'évaluation pour l'eau (qualité et quantité), l'air (qualité). Ces derniers peuvent être établis à partir d'une synthèse, de la connaissance scientifique disponible et des données recueillies au cours d'entretien avec des agriculteurs, à partir des carnets de bord de ces derniers.

Ces modules d'évaluation peuvent être agrégés, soit pour obtenir des indices synthétiques, soit pour trier des systèmes de cultures au moyen de méthodes multicritères (voir graphique ci-dessous). De nombreuses exploitations de ces informations sont désormais disponibles. Ainsi, les systèmes de culture à base de maïs ont été triés en 4 classes par la méthode Electre-tri en fonction de leurs impacts sur la qualité de l'eau en profondeur suite à un travail mené avec une Agence de L'eau. De même, des travaux similaires ont été menés avec, par exemple, la Fédération des Chasseurs à propos de l'estimation de l'impact des pratiques culturales sur la valeur cynégétique du milieu. Parallèlement à de tels

[1] Ce travail a été réalisé à l'INRA de Colmar par Hayo van der Werf et Christian Bockstaller (Association pour la Relance Agronomique en Alsace) dans le cadre du programme "indicateurs agro-écologiques" sous la direction de Philippe Girardin avec le soutien de l'Union Européenne, projet de recherche européen (contrat n° AIR3-BM- 0022), programmse Interreg 1 et 2 par l'intermédiaire d'un projet de l'ITADA financé par ailleurs principalement par la Région Alsace, le Bade-Wurtemberg et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, le ministère de la Recherche (Programme Agriculture Demain).

tris, des indicateurs agro-environnementaux sont obtenus par agrégation de tous les modules correspondant à l'impact potentiel d'une pratique culturale (par exemple, la gestion des pesticides) sur l'environnement. Ces indicateurs fournissent un tableau de bord pour l'exploitation agricole mettant en relief ses points forts et ses points faibles. Seize indicateurs sont aujourd'hui disponibles. Nous nous intéresserons plus particulièrement à l'indicateur "Pesticides".



Analyse multicritères

Mesurer directement la présence de produits phytosanitaires dans le milieu et leurs effets biologiques n'est évidemment pas possible au niveau de chaque exploitation agricole pour des raisons de coûts et de temps. Par ailleurs, il n'existe pas de modèle scientifique utilisable dans la pratique et permettant des prévisions exactes sur le devenir et effets des produits phytosanitaires. Ces considérations ont conduit au développement de l'indicateur "Pesticides" prenant en compte deux contraintes : la rigueur scientifique et la faisabilité qui interdit l'utilisation de données non accessibles et qui nécessitent de fournir une information compréhensible et utilisable par le non-spécialiste. Le développement de l'indicateur "Pesticides" s'inscrit donc dans ce contexte et repose sur une démarche pragmatique et sur la base du volontariat au niveau des agriculteurs.

L'objectif est de fournir un outil de raisonnement du choix des matières actives et des programmes de traitement qui permet l'évaluation les risques environnementaux de l'application de chaque matière active et de comparer des programmes de traitement. L'indicateur est destiné avant tout aux techniciens et agriculteurs, pour leur permettre d'établir un diagnostic sur les pratiques de l'année et d'effectuer des simulations en vue d'apporter des améliorations aux programmes prévus.

Afin de présenter **Ipest**, nous établirons dans un premier temps les types de risques pris en compte dans une telle démarche. Nous retracerons ensuite les étapes de la construction d'un tel indicateur.

Malgré les progrès de la technologie, entre 40 et 75 % du produit phytosanitaire appliqué ne touche pas sa cible et se propage dans l'environnement (sol, eaux, air etc.) où il peut passer d'un compartiment à l'autre (du sol vers la rivière par ruissellement ou érosion, de l'air vers l'eau via les pluies...). Les matières actives se révèlent plus ou moins toxiques pour divers organismes de ces

compartiments de l'environnement. Faute de connaissance précise sur tous les processus impliqués au niveau écologique, l'indicateur "Pesticides" se limite à quatre types de risque :[2]

- Un risque d'entraînement vers les ***eaux de profondeur*** par lessivage, qui est aggravé si la matière active est toxique pour l'homme (de manière chronique). Cette toxicité est évaluée par la DJA (Dose Journalière Admissible).
- Un risque d'entraînement vers les ***eaux de surface*** par ruissellement / érosion ou / et par dérive. Ce risque est aggravé si la matière active est toxique pour les organismes aquatiques (poisson, daphnies, algues). Dans une version ultérieure la toxicité humaine sera aussi prise en compte.
- Un risque de propagation vers l'***air*** par volatilisation qui est aggravé si la matière active est toxique pour l'homme (toxicité donnée par la DJA).
- Le dernier risque, appelé ***dose,*** est simplement lié à la quantité de matière active. Plus la dose est élevée, plus le risque pour l'environnement est élevé.

Le calcul peut se faire à différents niveaux en fonction du type d'information recherché, dans l'ordre suivant (Figure ci-dessous).

Nous distinguerons ici trois étapes dans la construction de **Ipest** : le calcul du risque par module et par matière active, le calcul de l'indicateur Iphyma, le calcul de l'indicateur global (Ipest).

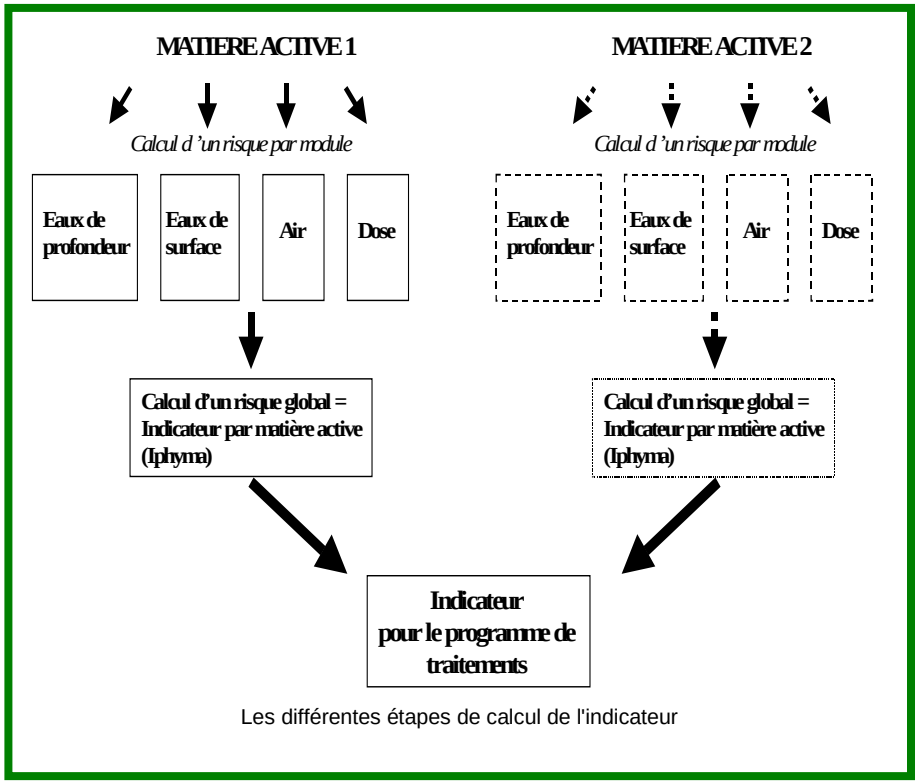
Etape 1 : Calcul d'un risque par module pour chaque application d'une matière active

Ce calcul porte sur les quatre modules, respectivement les compartiments de l'environnement (eaux de profondeurs et de surface, air et dose). Chacun de ces quatre risques est exprimé sur une échelle entre 0 (risque maximum) et 10 (risque nul).

On utilise pour cela les caractéristiques physico-chimiques de la molécule (persistance ou demi-vie), de toxicité (par exemple : DJA…), des informations sur le milieu (pente, taux de matière organique, éloignement à une rivière...) et le mode d'application (date, dose, produit incorporé ou de surface, traitement en plein ou sur le rang).

[2] Il est à noter que les trois premiers risques sont indépendants de la dose appliquée.

Les caractéristiques physico-chimiques de la molécule sont fixées dans une base de données construite à partir de la base de données françaises du Comité de Liaison servant à la méthode SIRIS (version 1998). Ces valeurs ont été amendées dans certains cas avec des valeurs issues de bases de données américaines (ARS sur internet, 1995), néerlandaise (RIVM, 1994) et le *Pesticide Manual* d'Angleterre (1997), qui ont servi aussi à compléter la base en cas de données manquantes.



Les différentes étapes de calcul de l'indicateur

Pour pouvoir estimer un risque avec des données peu précises et de nature différente (quantitatives pour certaines, qualitatives pour d'autres), deux problèmes se posent :

- L'agrégation : Comment agréger ou combiner " des choux et des carottes" ?
- Les limites brutales de classe (Ex : si la limite de deux classes "à risque" et "sans risque" est à 1000 g, des doses de 990 g et de 1010 g sont dans des classes différentes !)

Pour résoudre ces problèmes, une méthode originale a été utilisée : la logique floue, et plus précisément un système expert basé sur la logique floue.

La logique floue

La méthode de logique floue présente un grand intérêt pour traiter des variables de nature hétérogène et pouvant être de précision limitée comme cela a été évoqué ci-dessus. Dans le cas de l'indicateur **Ipest**, la logique floue est associée à un système expert qui repose comme tout système expert sur des règles de décision (Annexe 1). Celles-ci peuvent être résumées par un arbre décisionnel. Pour construire ces règles, il faut définir pour chaque variable *trois classes* :

- Les deux premières constituent les classes extrêmes qu'on peut appeler « *favorable* », « *défavorable* »,
- La troisième forme une classe de transition dans le cas fréquent où la variable prend une valeur intermédiaire ni totalement favorable, ni totalement défavorable. Cette classe est spécifique à logique floue.

Une fois ces classes définies, on bâtit les règles de décision dans les cas extrêmes où chaque variable prend une valeur soit totalement favorable soit totalement défavorable (Annexe 2).

La particularité de la logique floue vient de la définition de fonctions dite d'appartenance (pour cet indicateur, des fonctions sinusoïdales) qui permettent de calculer des « poids » (ou valeurs de vérité). Celles-ci sont utilisées pour pondérer chaque règle, dans le cas (qui est le plus probable) où les valeurs des variables se retrouvent dans la classe de transition.

Etape 2 : Calcul d'un indicateur (Iphyma) pour chaque application d'une matière active (voir aussi Annexe 3)

Les quatre risques sont combinés, à l'aide de la méthode utilisant la logique floue, pour obtenir un risque global noté 0 (risque maximum) et 10 (risque nul) en fonction de la dose de matière active :

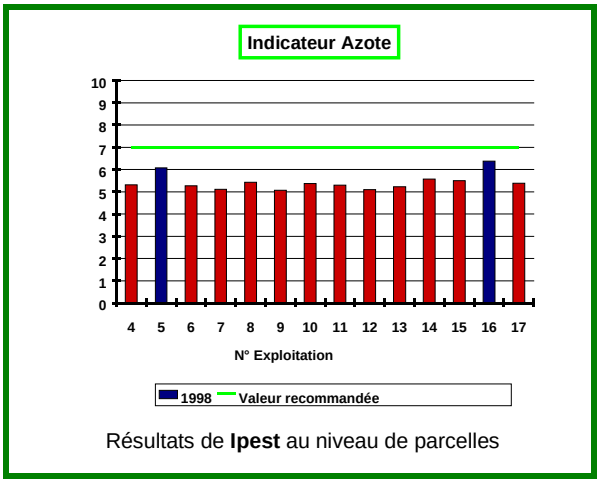
- Si la dose est < 10g et selon le risque pour chaque compartiment (eaux souterraines, eaux surface et air) qui sont mis sur le même plan on a pour le risque global : $5 \leq \text{Iphyma} \leq 10$.
- Si la dose est supérieure, le risque global va augmenter en fonction de la dose et du risque pour chaque compartiment. Ainsi si la dose est > 10000 g et si les trois compartiments présentent un risque maximum (= 1), on a Iphyma = 0.

Etape 3 : Calcul d'un indicateur global pour l'ensemble d'un programme de traitements appliqué sur une culture

Les indicateurs calculés pour chaque application de matière active sont sommés et transformés en un indicateur entre 0 (programme à haut risque environnemental) et 10 (absence de traitement phytosanitaire).

$$Ipest = 10 - k * \Sigma((1 - Iphyma_i) / 10)$$

Avec $Iphyma_i$: indicateur pour l'application de la matière active i et *k* est un facteur de calibrage choisi de sorte qu'une valeur de l'indicateur au-dessus de 7 corresponde à un programme avec un nombre d'applications faible et avec des matières actives à faible risque en grandes cultures (blé, maïs). En grandes cultures, le facteur « k » est égal à 3.

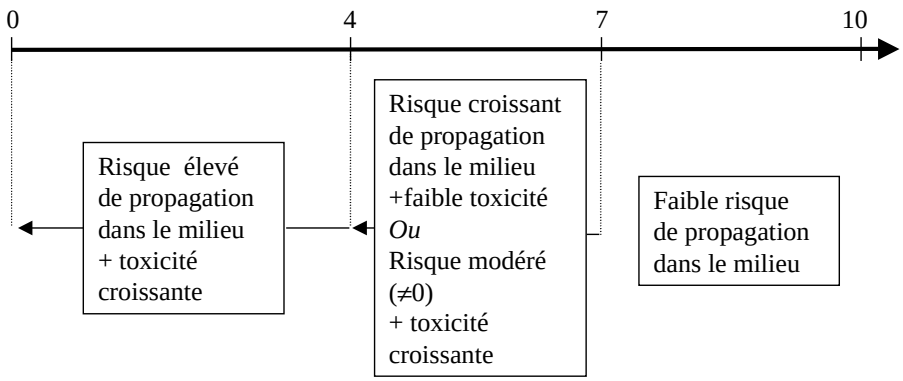


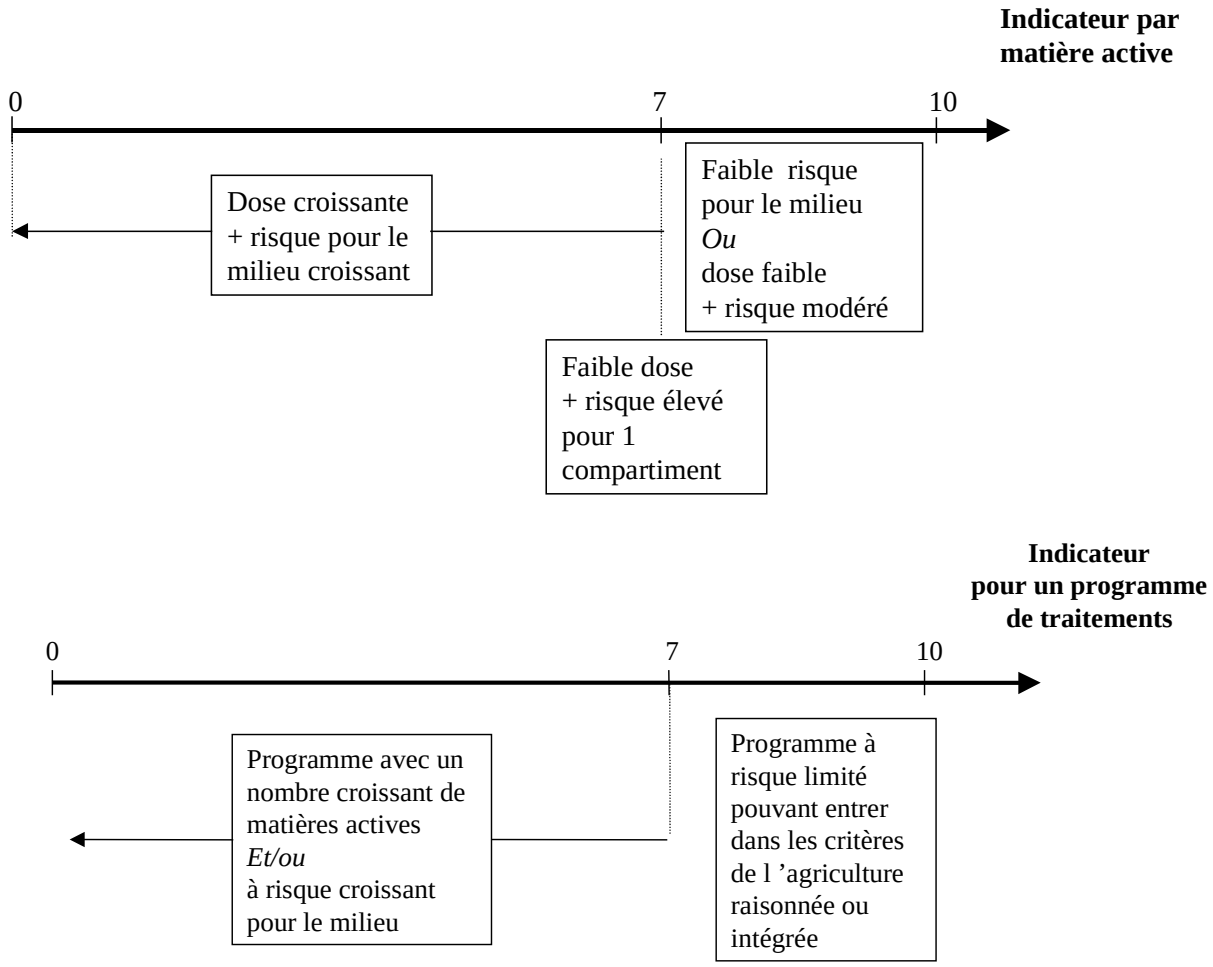
Résultats de **Ipest** au niveau de parcelles

Au niveau d'une exploitation, les résultats sont sous la forme d'un graphique représentant les indicateurs pour chaque parcelle (voir graphique ci-contre).

En reprenant l'ensemble des étapes, on obtient les informations suivantes. Elles ont des significations variées suivant les valeurs prises par (a) les modules de risques, (b) l'indicateur global pour un programme de traitements et (c) l'indicateur par application d'une matière active.

Module de risque (Eaux de profondeur, eaux de surface, air)





En définitive, l'indicateur permet d'estimer certains risques environnementaux et de comparer des programmes de traitement, mais aussi des matières actives en tenant compte du milieu et des conditions d'application et d'avoir une information sur la nature du risque. Il porte sur l'estimation des risques liés aux propriétés des matières actives, à leurs conditions d'application, et au milieu. Les effets dus à la formulation ainsi qu'aux produits de dégradation ne sont pas pris en compte, faute d'information suffisante. L'utilisation de **Ipest** offre un autre type d'information. L'outil informatique permet de simuler les variations des effets engendrés par les changements de produits...

ANNEXE 3 :

LE PHYT'AMIBE

L'**AMIBE** est un programme écrit sous VISUAL BASIC (EXCEL). L'interface avec l'utilisateur est intuitive et divertissante. C'est aussi un outil d'échange interactif d'information avec l'utilisateur.

Une présentation des deux prototypes développés dans le cadre des problèmes environnementaux liés à l'usage de pesticides : le prototype A (l'**Amibe**) et le prototype B (le **Phyt'Amibe** qui a été testé auprès des agriculteurs des Côtes d'Armor (du CEDAPA). Une présentation de ces deux prototypes permet de montrer l'évolution et les modifications qui peuvent intervenir dans la construction d'outils informatiques interactifs. Cette présentation reprend les travaux de Valérie Bourget [1998] et Redouane Larech [1998].

A. Le support informatique de l'Amibe et du Phyt'Amibe

Il est possible de décomposer la construction de l'**Amibe** en deux étapes. Le processus est le même pour le **Phyt'Amibe**.

§.1 La création du questionnaire

Le programme a été réalisé avec Visual Basic Editor sous EXCEL. Pour y accéder, il faut cliquer sur : **Outil**

Macro

Visual Basic Editor

Pour commencer la programmation, on a besoin d'afficher certaines informations à l'écran. Cliquer sur :

Afficher

Explorateur de projet

Fenêtre propriété

Barre d'outil standard

Ensuite, il faut créer les panneaux du questionnaire. Pour cela, on utilise…

Insertion

UserForm

… autant de fois que nécessaire selon le nombre de panneaux désiré. On pourra nommer tous les panneaux grâce à la fenêtre propriété ([**ECOLOGIE**], [**PESTICIDE**], [**ECONOMIE**]…).

On utilise alors l'icône **Boite à outil**. Dans cette boite, l'icône **Multipage** permet de créer des intercalaires (pente, distance, climat) ; l'icône **A** permet d'écrire les questions , l'icône ❒ permet de désigner les choix de réponse cumulatifs et l'icône ❍ permet de désigner les choix de réponse exclusifs.

A l'aide de l'icône Bouton de commande" on crée les boutons "Valider", "Tester" et "Fin". Ces derniers icônes créeent en fait des boutons qu'il est préférable de nommer immédiatement avec des mots courts et significatifs. De cette manière, on peut les utiliser sans problème dans le programme. Il faut absolument éviter de nommer deux boutons par le même nom tout au long du programme (on peut utiliser des chiffres, par ex : Valider1, Valider2).

Pour retrouver l'ensemble des indicateurs créés, il faut aller dans le menu de Excel, *Affichage*, *Explorateur de projet*.

Pour nommer l'indicateur, on va dans le menu de Excel, *Affichage*, *Fenêtre propriétés*. On se plaçant sur le feuillet *Alphabétique*, (*Name*) correspond au nom que l'on attribut à l'indicateur au niveau du programme informatique et *Caption* sera le nom qui s'affichera sur le feuillet servant de support à l'indicateur. D'autres options sont possibles (changement de couleurs, format…).

C'est derrière les boutons *Valider*, *Teste*r et *Fin* que se trouvent les programmes. Quand on clique deux fois sur ceux-ci, le programme apparaît. S'il est encore vierge, il indique :

```
Private Sub Command.Button1_Click()

End Sub
```

On peut alors créer le programme qui correspond aux choix de réponse. A la fin de chaque programme, on choisit d'inscrire la réponse dans une case du tableau EXCEL que l'on a d'abord créé sur la feuille 1. On peut désigner la case exactement à l'aide des chiffres et des lettres (ici, h7). On écrit alors la formule :

```
Worksheets(1).Range("h7").Value = ……
```

S'il s'agit de la dernière page de l'indicateur, il faut créer deux boutons : *Tester* et *Valider*. L'utilisateur doit avoir le choix de rester dans l'indicateur (il lui est alors aussi permis de revenir sur les autres pages) ou de passer à un indicateur suivant en validant.

Il s'agit du même programme pour les deux boutons à la différence près que le programme correspondant au bouton *Valider* contient l'ordre d'afficher le panneau suivant, par exemple :

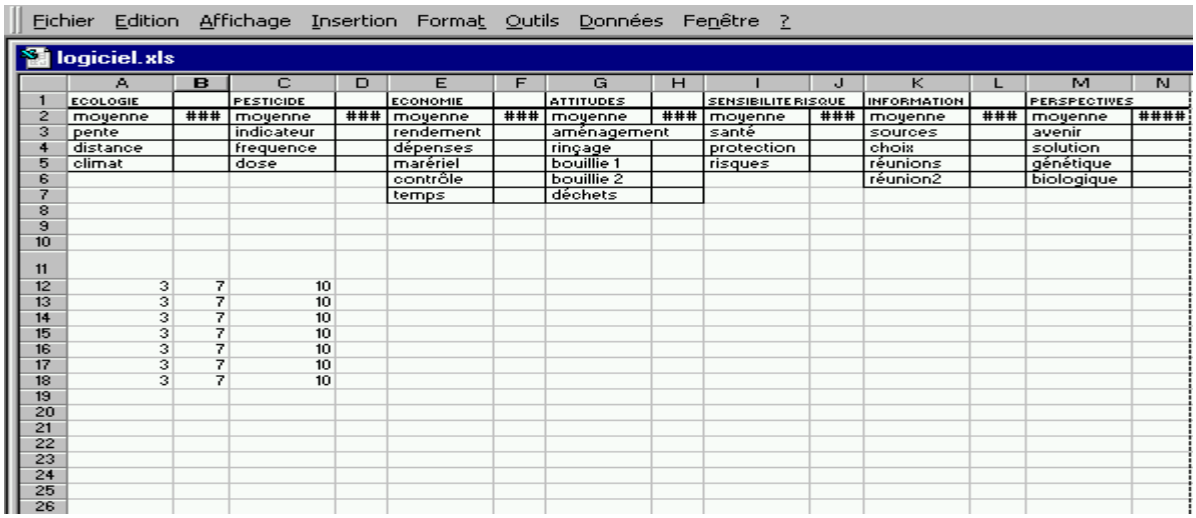
```
Ecologie.Hide        (cacher indicateur [ECOLOGIE])
Pesticide.Show       (montrer indicateur [PESTICIDE])
```

Pour le bouton *Fin*, le programme est différent car il commande de remettre toutes les données du graphique à 0. En appuyant sur ce bouton, on peut reprendre le questionnaire au début avec la première question et un graphique vierge.

§.2 La construction du graphique

Pour créer l'**Amibe**, nous avons utilisé le type de graphique Radar. Nous l'avons mis dans la feuille 2. Ce graphique est lié aux informations de la feuille 1 (voir ci-dessous) : c'est un tableau qui se remplit en même temps que le questionnaire.

Pour ce faire, il est nécessaire (1) de nommer chacun des indicateurs dans une des cases A, C, E, G, I, K, M. Pour chacune de ces colonnes, on a une ligne "moyenne" (qui représente le somme des points obtenus pendant le remplissage du questionnaire pour l'indicateur en question divisé par le nombre de menus) et une ligne par menus (par exemple ***Pente*** pour l'indicateur [**ECOLOGIE**]). A part, il est nécessaire de remplir 3 colonnes (qui correspondent au nombre de zones choisies)



	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
1	ECOLOGIE		PESTICIDE		ECONOMIE		ATTITUDES		SENSIBILITE RISQUE		INFORMATION		PERSPECTIVES	
2	moyenne	###	moyenne	###	moyenne	###	moyenne	###	moyenne	###	moyenne	###	moyenne	####
3	pente		indicateur		rendement		aménagement		santé		sources		avenir	
4	distance		frequence		dépenses		rinçage		protection		choix		solution	
5	climat		dose		marériel		bouillie 1		risques		réunions		génétique	
6					contrôle		bouillie 2				réunion2		biologique	
7					temps		déchets							
8														
9														
10														
11														
12	3	7	10											
13	3	7	10											
14	3	7	10											
15	3	7	10											
16	3	7	10											
17	3	7	10											
18	3	7	10											
19														
20														
21														
22														
23														
24														
25														
26														

sur 7 lignes (c'est-à-dire le nombre d'indicateurs). Cet artifice technique permet de définir les zones (de couleur rouge, orange et verte) sur le graphique.

B. L'AMIBE (Prototype A)

1. L'indicateur [**ECOLOGIE**]

Cet indicateur regroupe trois aspects importants : la pente de la parcelle, sa distance par rapport au cours d'eau et les conditions climatiques suivant lesquelles l'agriculteur évite de traiter.

La pente[1] de la parcelle

Plus la pente de la parcelle est forte, plus elle entraîne le ruissellement des pesticides vers les cours d'eau. L'absence de pente est un bon point. Si la pente est faible, la situation est moins bonne. Dans le cas d'une pente forte, le risque de pollution est plus élevé.

```
Private Sub valid1_Click()
If non.Value = True Then
   pente = 10
End If
If faible Then
   pente = 5
End If
If forte Then
   pente = 0
End If
Worksheets(1).Range("B3").Value = pente

End Sub
```

La distance par rapport au cours d'eau

La probabilité de contamination du cours d'eau est d'autant plus grande que la distance entre la parcelle et le cours d'eau est réduite. Quand la parcelle est à une distance de moins de 15 mètres du cours d'eau, la situation est très sensible, car même avec une pente très faible ou nulle, le danger de contamination est très important. Entre 15 et 30 mètres, le danger est atténué. Au-delà de 30 mètres, nous considérons que le danger est largement atténué.

```
Private Sub CommandButton1_Click()
If dist1 = True Then
   distance = 0
End If
If dist2 Then
   distance = 5
End If
If dist3 Then
   distance = 10
```

[1] ***Pente :*** écrit sous cette forme, pente correspond au nom du menu (ou de la question) qui compose l'indicateur.

```
End If
Worksheets(1).Range("B4").Value = distance
End Sub
```

Le climat

L'agriculteur a intérêt à éviter d'épandre sous certaines conditions climatiques. Soit parce que ces conditions augmentent le risque de contamination des cours d'eau (vent, pluie menaçante), soit parce qu'elles atténuent l'efficacité des pesticides utilisés (températures élevées ou basses, rosée, humidité relativement forte).

Considérant que l'aspect "environnement" est plus important que l'aspect "efficacité", nous accorderons plus d'importance aux réponses "vent" et "pluie". Toutes les réponses sont cumulatives, exceptée la réponse "aucune" qui est exclusive et dont la notation est faible. En effet, un agriculteur qui traite dans n'importe quelles conditions climatiques, peut entraîner une contamination des eaux de surface.

```
Private Sub CommandButton2_Click()
If tempé.Value = True Then
   climat = climat + 1
End If
If pluie Then
   climat = climat + 4
End If
If rosée Then
   climat = climat + 1
End If
If humidité Then
   climat = climat + 1
End If
If vent Then
   climat = climat + 3
End If
If aucune Then
   climat = 0
End If
Worksheets(1).Range("b5").Value = climat
ecologie.Hide
peste.Show
End Sub
```

2. L'Indicateur [**PESTICIDE**]

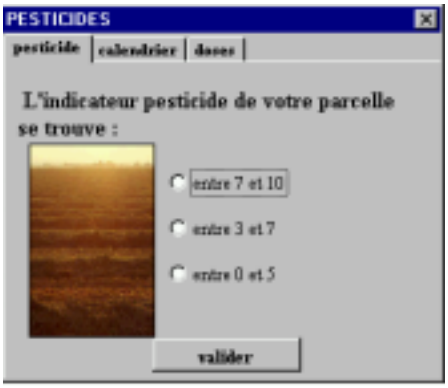
Il contient les informations sur les pesticides et la façon dont ils sont employés en terme de fréquence et de dose.

L'indicateur pesticide

L'indicateur pesticide est directement donné par les agriculteurs qui l'ont obtenu par les recherches de l'INRA. Il tient compte de plusieurs aspects : la toxicité des

pesticides (plus celle-ci est élevée, plus le risque pour l'environnement est grand), la mobilité des pesticides (les pesticides qui ont une mobilité très forte ont une probabilité plus élevée d'atteindre les cours d'eau) et la durée de vie des pesticides (plus cette durée de vie est longue, plus les cours d'eau sont menacés par la contamination).

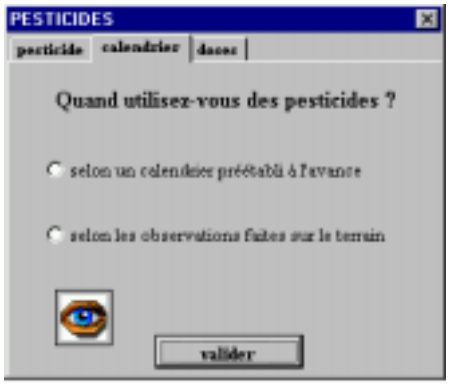
Si cet indicateur se trouve entre 7 et 10, il est plutôt bon. S'il se trouve entre 3 et 7, il est moyen. S'il est inférieur à 3, il est plutôt mauvais.




```
Private Sub valid1_Click()
If bon.Value = True Then
   pesticide = 10
End If
If moyen Then
   pesticide = 7
End If
If mauvais Then
   pesticide = 0
End If
Worksheets(1).Range("D3").Value = pesticide
End Sub
```

Le calendrier

On cherche à savoir si les pesticides sont employés dans des traitements systématiques, c'est-à-dire sans tenir compte de ce qui se passe sur le terrain ou à l'inverse, dans des traitements à vue. Bien sûr, les réponses sont exclusives. Pour l'environnement, l'utilisation de pesticides en fonction des observations faites sur le terrain est recommandée. Par contre, le traitement systématique est vivement déconseillé.




```
Private Sub CommandButton2_Click()
If prétabli.Value = True Then
   att = 0
End If
If observer Then
   att = 10
End If
Worksheets(1).Range("d4").Value = att
End Sub
```

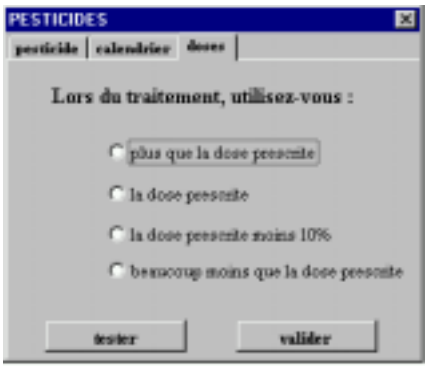
La dose employée

La dose de pesticides employés sur la parcelle peut constituer un danger pour le cours d'eau si elle est trop importante. Quatre cas de figure sont à examiner :

- l'agriculteur peut utiliser plus que la dose prescrite, ce cas est le plus grave ;
- il peut employer la dose prescrite mais ce n'est pas la meilleure solution car cela représente souvent plus que nécessaire ;

- il peut utiliser la dose prescrite après l'avoir diminuée de 10% comme c'est souvent l'usage et on se rapproche d'une situation acceptable ;
- il peut encore employer beaucoup moins que la dose prescrite et c'est le comportement le plus favorable qui obtient une notation forte.

```
Private Sub valider_Click()
If plus.Value = True Then
   pesticide = 0
End If
If dose Then
   pesticide = 3
End If
If dix Then
   pesticide = 7
End If
If moins Then
   pesticide = 10
End If
Worksheets(1).Range("D5").Value = pesticide
peste.Hide
eco.Show
End Sub
```



3. L'Indicateur [**ECONOMIE**]

L'indicateur économie est fonction du rendement par hectare des agriculteurs, de leurs dépenses pour l'achat de pesticides et pour le contrôle du matériel. Il prend également en compte le temps de travail des agriculteurs.

Le rendement

En ce qui concerne le rendement par hectare, on cherche à savoir s'il est bon, moyen ou faible. Du point de vue économique, il est important d'avoir un bon rendement.

```
Private Sub valid1_Click()
If bon.Value = True Then
   pesticide = 10
End If
If moyen Then
   pesticide = 5
End If
If faible Then
   pesticide = 0
End If
Worksheets(1).Range("F3").Value = pesticide

End Sub
```

Les dépenses

Pour les dépenses réservées à l'achat de pesticides, on envisage trois possibilités de réponse : moins de 100 francs par hectare, entre 100 et 300 francs et plus de 300 francs par hectare. L'intérêt est de ne pas dépenser trop dans l'achat de pesticides.

```
Private Sub CommandButton1_Click()
If moins.Value = True Then
   dep = 10
End If
If entre Then
   dep = 5
End If
If plus Then
   dep = 0
End If
Worksheets(1).Range("F4").Value = dep
End Sub
```

Les contrôles

On s'interroge sur la fréquence des contrôles du matériel de traitement : s'il a lieu tous les deux ans, c'est très bien ; si c'est tous les quatre ans, c'est encore satisfaisant, si c'est tous les six ans c'est moyen et si c'est plus que tous les six ans, c'est plutôt médiocre. Bien sûr, si l'agriculteur ne fait jamais contrôler son matériel de traitement, c'est encore pire.

```
Private Sub valider_Click()
If deux2.Value = True Then
   cont = 10
End If
If quatre2 Then
   cont = 8
End If
If six2 Then
   cont = 5
End If
If plus2 Then
   cont = 3
End If
If jamais2 Then
   cont = 0
End If
Worksheets(1).Range("F6").Value = cont
End Sub
```

Le temps de travail

Au niveau du temps de travail consacré au traitement de la parcelle par l'agriculteur, nous avons adopté le raisonnement suivant : plus l'agriculteur consacre de temps, mieux c'est, car cela signifie qu'il procède à des observations régulières et donc qu'il traite en fonction de l'état réel de sa parcelle et non de façon systématique.

```
Private Sub valid3_Click()
If jour3.Value = True Then
   temps = 0
End If
If jour5 Then
   temps = 3
End If
If jour10 Then
   temps = 5
End If
If plus10 Then
   temps = 10
End If
Worksheets(1).Range("F7").Value = temps
eco.Hide
attitude.Show
End Sub
```

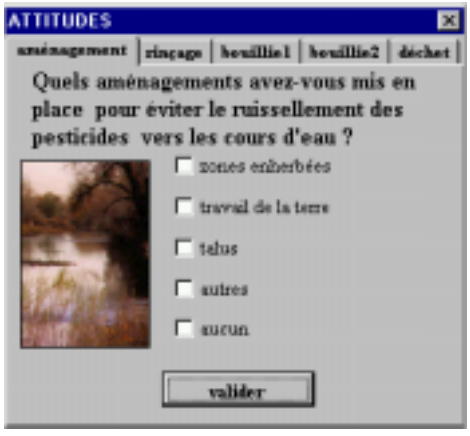
4. L'Indicateur [**ATTITUDES**]

Il regroupe les comportements que peut avoir l'agriculteur dans différentes situations. On s'intéresse aux aménagements de la parcelle mais aussi à la gestion du rinçage des fonds de cuve, des résidus de bouillie ou des déchets.

Les aménagements

L'agriculteur peut mettre en place des aménagements spéciaux pour limiter l'impact des produits phytosanitaires sur les eaux de surface. Ici, on adopte un système de points cumulatifs puisque les aménagements peuvent être nombreux. L'agriculteur peut choisir de travailler sa terre d'une certaine façon pour limiter le ruissellement, planter des talus, placer des zones enherbées ou adopter d'autres solutions. Bien sûr, s'il décide de ne rien faire, c'est plutôt négatif.

```
Private Sub CommandButton1_Click()
If herbe.Value = True Then
   att = att + 2
End If
If tampon Then
   att = att + 3
End If
If talus Then
   att = att + 3
End If
If autre5 Then
   att = att + 2
End If
```



```
If aucun5 Then
   att = 0
End If
Worksheets(1).Range("h3").Value = att
End Sub
```

Le rinçage

Le rinçage du pulvérisateur est un élément important. L'idéal est de l'effectuer après chaque traitement ou au moins à la fin de la campagne de traitement. Si le pulvérisateur n'est jamais rincé, c'est plutôt négatif.

```
Private Sub valid1_Click()
If aprés Then
   rinc = rinc + 10
End If
 If fin Then
   rinc = rinc + 5
 End If
If jamais Then
   rinc = rinc + 0
End If
Worksheets(1).Range("h4").Value = rinc
End Sub
```

La bouillie (1)

La gestion de la bouillie constitue aussi un aspect fondamental de l'attitude. S'il ne reste pas de bouillie en fin de traitement à l'agriculteur, c'est l'idéal mais c'est rarement le cas car il est difficile de prévoir avec précision la quantité nécessaire de pesticides.

```
Private Sub CommandButton4_Click()
If oui2.Value = True Then
   att2 = 5
End If
If non2 Then
   att2 = 10
End If
Worksheets(1).Range("h5").Value = att2
End Sub
```

La gestion de la bouillie (2)

Stocker cette bouillie restante en vue d'une prochaine utilisation ou la verser dans une zone de nettoyage sont encore les meilleures solutions de gestion, l'agriculteur peut aussi la mélanger à de l'eau et l'épandre immédiatement sur sa parcelle. Si celui-ci décide de la pulvériser hors de sa parcelle (sur la route du retour par exemple), c'est une mauvaise attitude car le ruissellement des pesticides est amplifié sur les routes goudronnées, entraînant les produits dans les fossés, puis dans les ruisseaux et les cours d'eau.

```
Private Sub CommandButton5_Click()
If stocker.Value = True Then
   att3 = 10
End If
If mélanger Then
   att3 = 5
End If
If pulvériser Then
   att3 = 0
End If
If zone Then
   att3 = 10
End If
Worksheets(1).Range("h6").Value = att3
End Sub
```

Les déchets

La gestion de l'élimination des emballages constitue le dernier élément de l'indicateur [**ATTITUDES**] mais non le moindre.

Les meilleures façons de se débarrasser de ces emballages vides sont de les faire collecter par la Coopérative ou le négoce ou de les acheminer vers une décharge de produits spéciaux. L'agriculteur peut envisager d'autres solutions mais s'il a l'habitude de jeter ses bidons vides dans des décharges ordinaires, c'est une mauvaise habitude d'un point de vue environnemental.

```
Private Sub CommandButton6_Click()
If collecte.Value = True Then
   att4 = 10
End If
If ordinaire Then
   att4 = 0
End If
If spéciaux Then
   att4 = 10
End If
If aut2 Then
   att4 = 5
End If
Worksheets(1).Range("h7").Value = att4
attitude.Hide
social.Show
End Sub
```

5. L'Indicateur [**SENSIBILITE AUX RISQUES**]

Cet indicateur permet de savoir si l'agriculteur a conscience des risques liés aux pesticides, notamment au niveau de sa santé. On va donc lui demander quels sont, d'après lui, les impacts des pesticides sur la santé, puis s'il utilise des protections spécifiques et enfin s'il a déjà rencontré des problèmes pendant la manipulation des pesticides.

La santé

On cherche à savoir si l'agriculteur est conscient des conséquences de l'utilisation des pesticides sur la santé. Au lieu de lui poser la question directement, nous énumérons une série de problèmes de santé plausibles tels que des problèmes respiratoires, des irritations des yeux ou de la peau, des allergies, des intoxications ou des cancers. Ces réponses sont cumulatives puisqu'elles peuvent être nombreuses. L'utilisateur peut considérer que les pesticides n'entraînent aucun risque et alors c'est plutôt négatif.

```
Private Sub valider_Click()
If respi.Value = True Then
   soc1 = soc1 + 2
End If
If irrita Then
   soc1 = soc1 + 2
End If
If allergie Then
   soc1 = soc1 + 2
End If
If intox Then
   soc1 = soc1 + 2
End If
If cancer Then
   soc1 = soc1 + 2
End If
If aucun8 Then
   soc1 = 0
End If
Worksheets(1).Range("j3").Value = soc1
End Sub
```

Les protections

L'agriculteur a intérêt à se protéger pendant la manipulation ou la pulvérisation des pesticides. Il peut le faire de différentes manières (gants, masque, combinaison…) et plus il se protège, mieux c'est, donc les réponses sont cumulatives. S'il n'utilise aucune protection, il met sa santé en danger.

```
Private Sub CommandButton1_Click()
If gant.Value = True Then
   soc2 = soc2 + 2
   End If
If masque Then
   soc2 = soc2 + 3
End If
If combi Then
   soc2 = soc2 + 3
End If
If autre3 Then
   soc2 = soc2 + 2
End If
If aucune1 Then
   soc2 = 0
```

```
End If
Worksheets(1).Range("j4").Value = soc2
End Sub
```

Les risques

Il est intéressant de se demander si l'utilisateur a déjà rencontré des problèmes pendant la manipulation des pesticides ou après leur utilisation. C'est un moyen supplémentaire de l'avertir sur la présence du danger lié aux pesticides. Même si les réponses ont peu de poids dans le calcul de l'indicateur "sensibilité risque".

```
Private Sub valider4_Click()
If oui5.Value = True Then
   soc3 = 5
End If
If non5 Then
   soc3 = 6
End If
Worksheets(1).Range("j5").Value = soc3
social.Hide
information.Show
End Sub
```

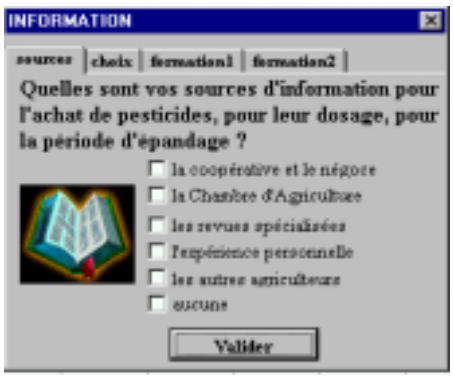
6. L'Indicateur [**INFORMATIONS**]

Il regroupe les questions sur les sources d'information, les critères de choix des pesticides et le sentiment des agriculteurs sur la formation.

Les sources

Il est important que l'agriculteur soit bien informé et pour cela il dispose de nombreuses sources d'information : la Coopérative ou le négoce, la Chambre d'Agriculture, les revues spécialisées, son expérience personnelle ou celle des autres agriculteurs. Les réponses sont cumulatives exceptées la réponse "aucune". Plus les sources utilisées sont nombreuses, mieux c'est puisque cela montre que l'agriculteur se tient informé de plusieurs façons et qu'il peut se forger sa propre opinion.

```
Private Sub valider6_Click()
If coop.Value = True Then
   info = info + 2
End If
If agru Then
    info = info + 2
End If
If revues Then
    info = info + 2
End If
If expérience Then
   info = info + 2
End If
If agri Then
    info = info + 2
```



```
End If
If aucune Then
    info = 0
End If
Worksheets(1).Range("l3").Value = info
End Sub
```

Le choix des pesticides

En ce qui concerne l'achat de pesticides, l'agriculteur peut avoir différents critères de choix. Les critères les plus intéressants du point de vue de l'environnement sont, bien sûr, l'environnement et la santé qui devraient avoir plus de poids, viennent ensuite le prix, l'efficacité et les produits recommandés (c.à.d. le fait d'avoir eu une recommandation spéciale pour certains produits).

```
Private Sub valider7_Click()
 If prix Then
   tot_choix = tot_choix + 5
   nbr_choix = nbr_choix + 1
 End If
If efficacité Then
   tot_choix = tot_choix + 5
   nbr_choix = nbr_choix + 1
 End If
 If santé Then
   tot_choix = tot_choix + 10
   nbr_choix = nbr_choix + 1
End If
 If environnement Then
   tot_choix = tot_choix + 10
   nbr_choix = nbr_choix + 1
End If
If recom Then
   tot_choix = tot_choix + 5
   nbr_choix = nbr_choix + 1
End If
Worksheets(1).Range("l4").Value = tot_choix / nbr_choix
End Sub
```

La formation (1)

Il s'agit ici de savoir si l'agriculteur est ouvert à l'idée de formation concernant les pesticides. S'il approuve, c'est plutôt positif car cela montre qu'il a envie d'en savoir plus sur le sujet.

```
Private Sub valider10_Click()
If pour2.Value = True Then
   form = 10
End If
If contre2 Then
   form = 0
End If
If sans2 Then
   form = 5
```

```
End If
Worksheets(1).Range("l5").Value = form
End Sub
```

La formation (2)

Il est important de savoir si l'agriculteur suit déjà des formations lui-même, sans pour autant le pénaliser trop s'il n'en suit pas encore.

```
Private Sub valid8_Click()
If oui8.Value = True Then
   info2 = 10
End If
If non8 Then
   info2 = 5
End If
Worksheets(1).Range("l6").Value = info2
information.Hide
perspective.Show
End Sub
```

7. L'Indicateur [**PERSPECTIVES**]

Cet indicateur correspond à l'idée que se font les agriculteurs sur l'avenir de l'utilisation des pesticides, sur les solutions qu'ils imaginent pour limiter l'impact des pesticides sur la santé et l'environnement. Il prend aussi en compte leur opinion sur les Organismes Génétiquement Modifiés (OGM) et sur l'agriculture biologique.

L'avenir des pesticides

L'utilisation des pesticides peut, à l'avenir, augmenter, diminuer ou rester stable et il est intéressant de savoir ce que l'agriculteur en pense car il est le mieux placé pour donner une opinion. L'avenir des pesticides est souvent lié aux contraintes économiques des agriculteurs.

```
Private Sub valider8_Click()
If diminuer.Value = True Then
   pers1 = 10
End If
If augmenter Then
   pers1 = 0
End If
If stable Then
   pers1 = 5
End If
Worksheets(1).Range("n3").Value = pers1
End Sub
```

Les solutions

L'agriculteur peut imaginer des solutions pour limiter l'impact des pesticides sur l'environnement : trouver des substituts moins toxiques, moins mobiles ou moins durables, développer les OGM ou l'agriculture biologique. Cette question sous-entend qu'il y a réellement des conséquences négatives engendrées par l'utilisation des pesticides, cela doit encore interpeller l'utilisateur sur cette réalité.

```
Private Sub CommandButton1_Click()
If toxiques Then
   tot_sol = tot_sol + 8
   nbr_sol = nbr_sol + 1
 End If
If mobiles Then
   tot_sol = tot_sol + 7
   nbr_sol = nbr_sol + 1
 End If
 If durables Then
   tot_sol = tot_sol + 8
   nbr_sol = nbr_sol + 1
End If
 If génétiques Then
   tot_sol = tot_sol + 0
   nbr_sol = nbr_sol + 1
End If
If biologique Then
   tot_sol = tot_sol + 10
   nbr_sol = nbr_sol + 1
End If
Worksheets(1).Range("n4").Value = tot_sol / nbr_sol
End Sub
```

La génétique

On cherche, ici, à connaître l'opinion de l'utilisateur sur les OGM. En demandant quels seraient les apports potentiels de ces organismes (meilleur rendement, moins de pesticides, gain de temps, meilleure qualité des produits, produits nouveaux, rien) on peut savoir si l'utilisateur approuve ou non le développement de tels produits.

```
Private Sub valider10_Click()
If rendement.Value = True Then
   pers2 = 0
End If
If pesti Then
    pers2 = pers2 + 3
End If
If temps Then
    pers2 = 0
End If
If quali Then
    pers2 = pers2 + 3
End If
If nouv Then
```

```
    pers2 = 0
End If
If rien Then
    pers2 = 10
End If
Worksheets(1).Range("n5").Value = pers2
End Sub
```

L'agriculture biologique

De la même manière que pour les OGM, on interroge l'utilisateur sur l'agriculture biologique. Nous évitons d'aborder l'aspect financier qui revient souvent dans les débats sur ce type d'agriculture.

L'agriculteur peut librement envisager les apports potentiels de l'agriculture biologique : une meilleure qualité des produits, un plus grand respect de l'environnement, moins de pesticides, plus d'emploi, rien.

```
Private Sub valider11_Click()
If qualité.Value = True Then
    pers3 = pers3 + 2.5
    End If
If respect Then
    pers3 = pers3 + 2.5
End If
If moins2 Then
    pers3 = pers3 + 2.5
End If
If emploi Then
    pers3 = pers3 + 2.5
End If
If rien2 Then
    pers3 = pers3 + 0
End If
Worksheets(1).Range("n6").Value = pers3
Sheets("feuil2").Select
End Sub
```

Bouton IMPRIMER

```
Private Sub imprim_Click()
ActiveSheet.PrintOut
End Sub
```

Bouton FIN :

```
Private Sub Quité_Click()
Worksheets(1).Range("n3", "n6").Value = pers3
Worksheets(1).Range("b3", "b5").Value = pers3
Worksheets(1).Range("d3", "d5").Value = pers3
Worksheets(1).Range("f3", "f7").Value = pers3
Worksheets(1).Range("h3", "h7").Value = pers3
Worksheets(1).Range("j3", "j5").Value = pers3
Worksheets(1).Range("l3", "l6").Value = pers3
perspective.Hide
ecologie.Show
End Sub
```

B. Le prototype B : Le Phyt'Amibe

Dans cette annexe, nous retraçons les modifications qui ont eu lieu entre l'AMIBE (appelé ici Prototype A) développé par V. Bourget [1999] et R. Lahrech [1999] et le Phyt'Amibe adapté par J.-M. Douguet (nommé ici Prototype B).

(a) Le nombre d'indicateurs

Première différence, l'AMIBE, Prototype A, contient 7 indicateurs alors que le Phyt'Amibe, Prototype B n'en compte que 6. L'indicateur [ECONOMIE] du Prototype A n'est pas repris.

(b) La différence de classement au niveau des indicateurs

Le classement des indicateurs dans le Prototype A :

- Ecologie : questions (par ordre) sur ***Pente***, ***Distance***, ***Climat*** ;
- Pesticides : questions sur ***Ipest***, ***Calendrier***, ***Doses*** ;
- Economie : questions sur ***rendement***, ***dépenses***, ***contrôle***, ***temps*** ;
- Attitudes : questions sur ***aménagement***, ***rincage***, ***boullie 1 et 2***, ***déchets*** ;
- Sensibilité risque : questions sur ***santé***, ***Protection***, ***Risques*** ;
- Information : questions sur ***source***, ***choix***, ***formation 1 et 2*** ;
- Perspectives : questions sur ***avenir***, ***solution***, ***génétique***, ***biologique***.

Le classement des indicateurs dans le Prototype B :

- Contexte : questions sur ***Type d'agriculture*** (nouveau), ***parcelles*** (= 'Pente dans le Prototype A), ***climat*** (= Prototype A), ***aménagement*** (= Prototype A) ;
- Choix : questions sur ***critère*** (Choix chez Valérie), ***Information*** (Source chez Valérie), ***Dosage*** (=doses dans le Prototype A), ***traitement*** (nouveau), ***réglage*** (= contrôle dans le Prototype A) ;
- Pesticide : questions sur ***Ipest*** (= Prototype A) ;
- Attitudes : questions sur ***Bouillie 1 et 2*** (=Prototype A), ***rinçage*** (=Prototype A), ***lavage*** (nouveau), ***déchets*** (=Prototype A) ;
- Risques : questions sur ***pollution*** (nouveau), ***effets*** (= risques dans le Prototype A), ***protections*** (= Prototype A), ***Santé 1*** (= Prototype A), ***Santé 2*** (nouveau) ;
- Perspectives : questions sur ***parcelle*** (nouveau), ***exploitation*** (nouveau), ***national*** (nouveau), ***situation*** (nouveau).

(c) Présentation du Prototype B et Comparaison avec les indicateurs du Prototypes A

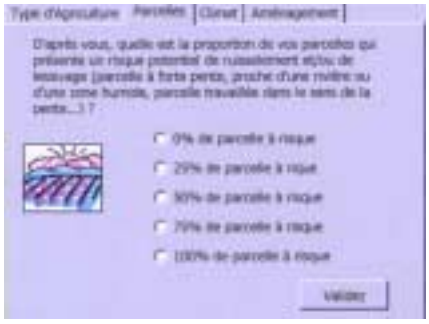
Il s'agit ici de décrire le prototype B, en indiquant les variations qui sont intervenues par rapport au Prototype A.

▫ Indicateur 1 : Titre [CONTEXTE] (selon Prototype B), [ECOLOGIE] (selon Prototype A)

Le Prototype B reprend la même structure que celle du Prototype A : ***Pente***, ***Distance***, ***Clima***t. Cependant, la question sur la ***Pente*** est renommé ***Parcelles*** et une question sur le type d'agriculture pratiqué par les agriculteurs (***'Type d'agriculture***). L'ordre des questions dans le Prototype B est alors : ***Type d'agriculture***, ***parcelles***, ***climat***, ***aménagement*** (qui est identique à celle du Prototype A, Indicateur [**ATTITUDES**]).

Cette nouvelle question concerne la type d'agriculture dont l'agriculteur se sent le plus proche.
A la variable "agri", on attribue une valeur différente suivante la réponse exclusive fournie. La programmation informatique est ci-contre.

```
Private Sub valid1_Click()
If intensif.Value = True Then
   agri = 2
End If
If raisonné Then
   agri = 5
End If
If durable Then
   agri = 7.5
End If
If biologique Then
   agri = 9
End If
Worksheets(1).Range("B3").Value =
agri
End Sub
```



Ce menu s'inspire de celui, dénommé ***Pente,*** du Prototype A. Cependant, quelques modifications ont été apportées, comme le montre la programmation informatique de la variable. Il se nomme ***Parcelle.*** Moins le risque est important, plus le chiffre attribué est proche de 10.

```
Private Sub valid005_Click()
If pour0.Value = True Then
  sol = 10
End If
If pour25 Then
   sol = 7.5
End If
If pour50 Then
   sol = 5
End If
If pour75 Then
   sol = 2.5
End If
If pour100 Then
   sol = 0
End If
Worksheets(1).Range("B4").Value =
sol
End Sub
```

Ce questionnaire correspond à celui du Prototype A.

Cette question a été ajoutée à l'indicateur [**CONTEXTE**]. La variable "parcelle" peut avoir une valeur entre 0 et 6. Une note proche de 0 correspond à une action faible pour limiter les risques de ruissellement… Au niveau du programme, ceci se traduit de la manière ci-contre :

```
End SubPrivate Sub valid38_Click()
If dosage1.Value = True Then
   parcelle = 5
End If
If amenag Then
   parcelle = 5
End If
If matos Then
   parcelle = 3
End If
If autre5 Then
   parcelle = 4
End If
If pas5 Then
   parcelle = 0
End If
If parcelle1 Then
   parcelle = 6
End If
Worksheets(1).Range("L3").Value = parcelle
End Sub
```

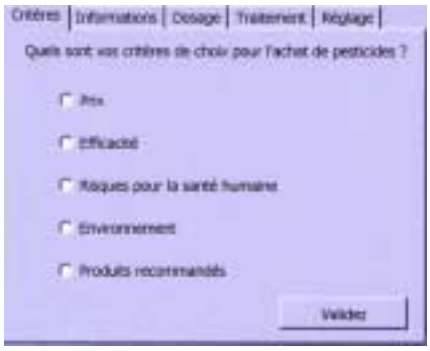
❑ Questionnaire 2 : Titre [PESTICIDES] (Prototype B et Prototype A)

Pour l'indicateur [**PESTICIDE**], seule la question concernant le résultat de l'Ipest est conservée dans le Prototype B. La question concernant le ***Calendrier*** (Prototype A) et celle sur la ***dose*** (Prototype A) sont reprises dans l'indicateur [**CHOIX**] (Prototype B).

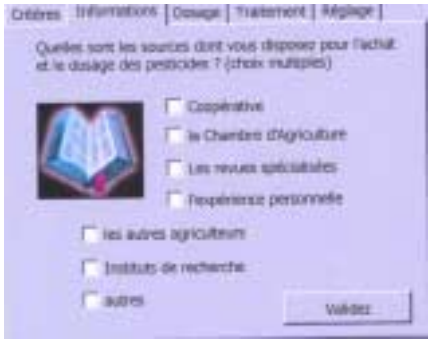
Cette question concernant l'indicateur "Ipest" est similaire à celle posée dans le Prototype A.

❑ Questionnaire 3 : Titre [Choix] (Prototype B) et [Information] (Prototype A)

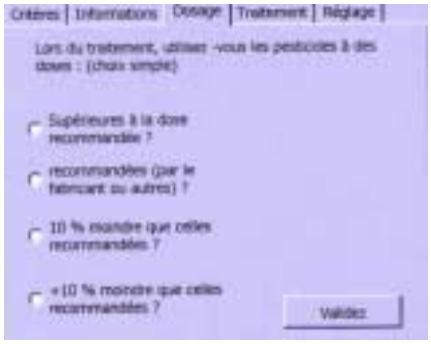
Cet indicateur est le résultat d'un mélange de questions venant d'indicateurs divers du Prototype A et de nouvelles questions.



Issue de l'indicateur [**INFORMATION**], ce menu est celui proposé sous le nom ***choix*** dans le Prototype A. Il est repris ici sous l'appellation ***critères.***



Cette question provient également de l'indicateur [**INFORMATION**]. Elle s'appelait ***sources***. Le nom retenu ici est ***information***.



Cette question est directement reprise de l'indicateur [**PESTICIDE**] du Prototype A. Elle se dénommait alors ***doses***, ici on parle de ***dosage***.

Cette question a pour base celle développée dans [**PESTICIDE**], sous le nom ***calendrier***. Des modifications ont été apportées, ce qui se traduit d'un point de vue informatique pour la variable "traitement" par un échelonnement des points attribués selon que la traitement se fait à vue (9 points) ou non (voir ci-contre).

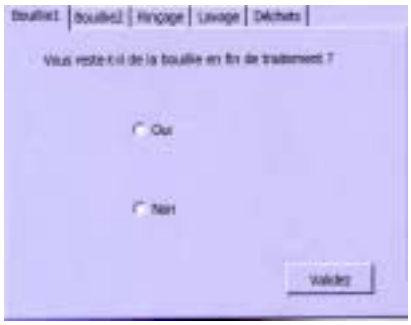
```
Private Sub valid7_Click()
If systématique.Value = True Then
   traitement = 0
End If
If systématique3 Then
    traitement = 3
End If
If systématique2 Then
    traitement = 5
End If
If avue3 Then
    traitement = 7
End If
If avue Then
    traitement = 9
End If
Worksheets(1).Range("d6").Value =
traitement
End Sub
```

Ce questionnaire reprend celui du prototype A, avec une réponse, dans le menu, de moins (*tous les deux ans*). La variable "réglage" peut prendre une valeur entre 0 et 9, pour des réponses à choix exclusif. Cela se traduit informatiquement de la manière ci-contre :

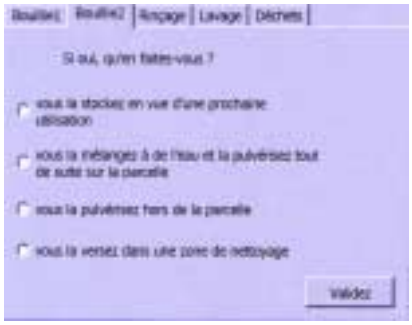
```
Private Sub Test2_Click()
If ans1.Value = True Then
   réglage = 9
End If
If ans5 Then
    réglage = 6
End If
If ans10 Then
    réglage = 4
End If
If jamais Then
    réglage = 0
End If
Worksheets(1).Range("d7").Va
lue = réglage
End Sub
```

❑ Question 4 : Titre [ATTITUDES] (Prototype B et Prototype A)

La question concernant les ***aménagements*** (Prototype A) a été reprise dans l'indicateur [**CONTEXTE]** (Prototype B). Les questions ***bouillie 1 et 2***, ***déchets*** et ***rinçage*** (Prototype A) sont reprises ici dans l'indicateur [**ATTITUDES**] (Prototype B).

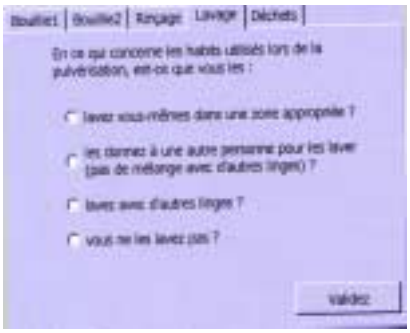


Cette question est similaire à celle proposée dans l'indicateur [**ATTITUDES**], Prototype A.



Cette question est la même que celle proposée dans l'indicateur [**ATTITUDES**], Prototype A.

Cette question est la même que celle proposée dans l'indicateur [**ATTITUDES**], Prototype A.



Cette question a été ajoutée à l'indicateur [**ATTITUDES**]. La réponse est au choix exclusif. La variable "lavage" peut prendre une valeur de 2 à 10. L'idée est de mettre en évidence les problèmes liés au lavage des vêtements de traitement. Plus la protection est grande autour du lavage, plus le nombre de points est important. La programmation informatique se présente comme ci-contre :

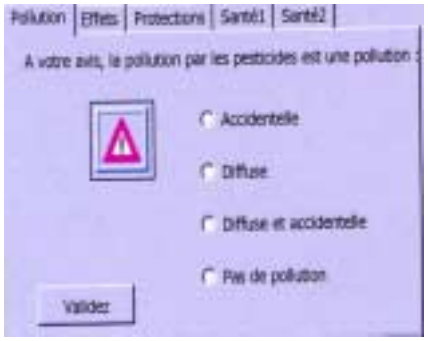
```
Private Sub valid11_Click()
If lav1.Value = True Then
   lavage = 10
End If
If lav2 Then
    lavage = 7
End If
If lav3 Then
    lavage = 3
End If
If lav4 Then
    lavage = 2
End If
Worksheets(1).Range("f6").Value =
lavage
End Sub
```

Cette question relative aux déchets est similaire à celle portant le même nom dans l'indicateur [**ATTITUDES**].

❑ Question 5 : Titre Sensibilité Risque (Prototype A) et Risque (Prototype B)

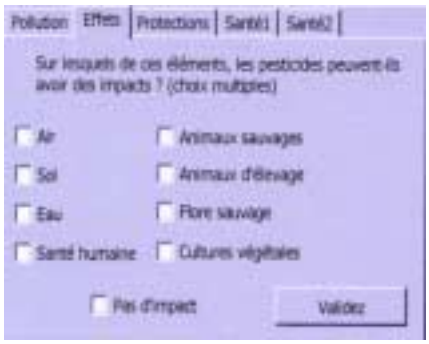
Les trois questions proposées par Prototype A sont reprises (***santé 1***, ***protection*** et ***risques***). Deux autres questions sont rajoutées.

En cherchant à préciser le type de pollution engendré par l'utilisation de pesticides, c'est la connaissance de la propagation de cette pollution au niveau de l'agriculteur que nous essayons de mettre en évidence.



Cette question est nouvelle par rapport au Prototype A. Elle a trait à la connaissance qu'ont les agriculteurs des mécanismes de pollution (diffuse et / ou accidentelle). Cela se traduit en langage informatique par le recours à une variable "pollution" prenant une valeur élevée pour une réponse donnant les éléments diffus et accidentels de la pollution (voir ci-contre).

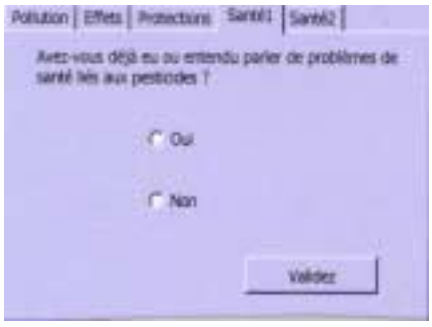
```
Private Sub valid19_Click()
If accidentelle.Value = True Then
   pollution = 3
End If
If diffuse1 Then
   pollution = 5
End If
If diffuse2 Then
   pollution = 7.5
End If
If pas Then
   pollution = 0
End If
Worksheets(1).Range("j3").Value
= pollution
End Sub
```



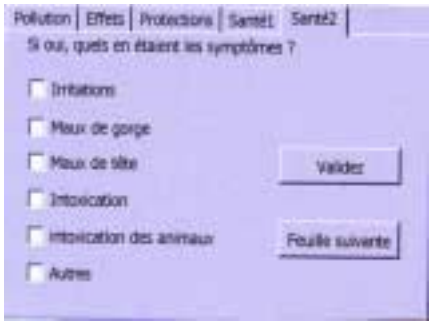
Ce questionnaire est également nouveau par rapport au Prototype A. Ici, on cherche à tester la connaissance des agriculteurs en matière d'impacts des pesticides sur les éléments de l'environnement. On ajoute 1,1 point à la variable "effet", à chaque possibilité retenue (Voir ci-contre la programmation informatique).

```
Private Sub valid20_Click()
If air1.Value = True Then
   effet = effet + 1.1
End If
If sol11 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If eau1 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If santé11 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If animaux1 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If animaux2 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If culture1 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If culture2 Then
   effet = effet + 1.1
End If
If impact11 Then
   effet = 0
End If
Worksheets(1).Range("j4").Value = effet
End Sub
```

Cette question est la réplique exacte de celle qui se trouve dans l'indicateur [**SENSIBILITE AUX RISQUES**].



Cette question est similaire à celle posée dans l'indicateur [**SENSIBILITE AUX RISQUES**].



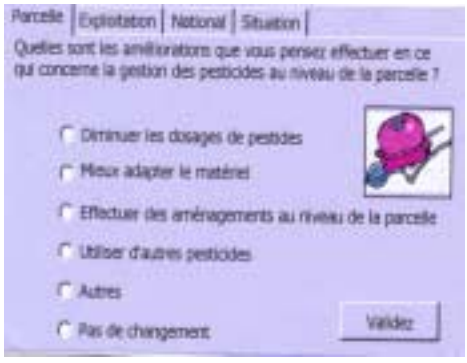
C'est la dernière nouveauté de cet indicateur. Cette question concerne les impacts des pesticides sur la santé. Il s'agit d'aborder les problèmes de santé liés à l'utilisation de pesticides. Cette démarche se veut indirecte au sens on l'on ne cherche pas à savoir si ces agriculteurs ont des problèmes de santé, mais nous abordons ce thème sous l'angle de la connaissance et de l'information quant à ses risques. A la variable "santé 2", 1 (ou 1,2) point peut être ajouté à chaque réponse retenue. Sous forme de programmation informatique, on écrit cette question de la manière ci-contre.

```
Private Sub valid24_Click()
If intox1.Value = True Then
   santé2 = santé2 + 1.2
End If
If intox2 Then
   santé2 = santé2 + 1.2
End If
If intox3 Then
   santé2 = santé2 + 1.2
End If
If intox4 Then
   santé2 = santé2 + 1.5
End If
If intox5 Then
   santé2 = santé2 + 1
End If
If intox6 Then
   santé2 = santé2 + 1
End If
Worksheets(1).Range("j7").Value =
santé2
End Sub
```

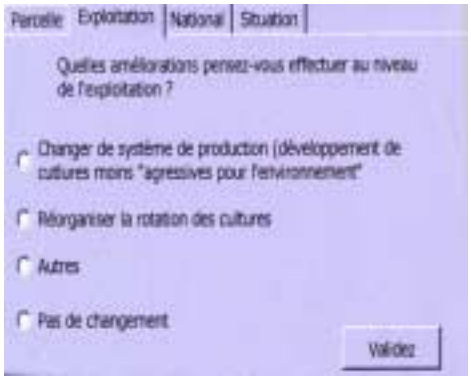
Questionnaire 6 : Titre [Perspective] (Prototype A et Prototype B)

Les questions pour constituer l'indicateur [**PERSPECTIVE**] sont différentes de celles développées dans le Prototype A. Dans le Prototype B, l'objectif est d'ouvrir la discussion à partir de ces questions. Les thèmes concernent les niveaux de la parcelle, de l'exploitation, de la nation. La dernière question de cet indicateur est relative au jugement de l'agriculteur face à sa propre situation. Il s'agit de placer l'agriculteur dans des situations diverses et de voir de quelle manière il envisage les solutions.

Au niveau de la parcelle : la variable "parcelle" ne peut prendre qu'une valeur selon la réponse exclusive donnée. La différence dans les valeurs attribuées n'est pas très forte. En effet, il ne s'agit pas ici de juger des perspectives envisagées. Nous voulions seulement que ces thèmes soit abordés et discutés. La programmation informatique est la suivante :




```
Private Sub valid38_Click()
If dosage1.Value = True Then
   parcelle = 5
End If
If amenag Then
   parcelle = 5
End If
If matos Then
   parcelle = 3
End If
If autre5 Then
   parcelle = 4
End If
If pas5 Then
   parcelle = 0
End If
If parcelle1 Then
   parcelle = 6
End If
Worksheets(1).Range("L3").Value = parcelle
End Sub
```

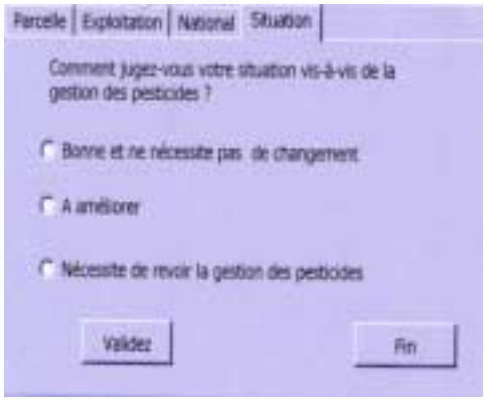


La logique précédemment exposée s'applique également au niveau de l'exploitation. La variable "exploitation1" peut prendre des valeurs différentes selon les réponses fournies (voir ci-contre).

```
Private Sub valid37_Click()
If direction.Value = True Then
   exploitation1 = 5
End If
If rotation Then
   exploitation1 = 4
End If
If pas6 Then
   exploitation1 = 0
End If
If autre6 Then
   exploitation1 = 4
End If
Worksheets(1).Range("L4").Value
= exploitation1
End Sub
```

Au niveau national : la variable "nationale" ne peut prendre qu'une seule valeur, la réponse étant exclusive. Sous forme informatique, cela s'écrit comme suit :

```
Private Sub valid40_Click()
If évolution2.Value = True Then
   national = 5
End If
If évolution3 Then
   national = 5
End If
If évolution4 Then
   national = 3
End If
If autre7 Then
   national = 5
End If
If évolution1 Then
   national = 2
End If
Worksheets(1).Range("L5").Value =
national
End Sub
```



Enfin, cette dernière question vise à d'une part, de permettre à l'agriculteur d'apporter un jugement par rapport à sa manière de pratiquer (tout comme la première question du Phyt'Amibe) et d'autre part, de faire un lien avec le graphique qui sera par la suite interprété. La variable "situation 1" prend la valeur 5 quelle que soit la réponse. La traduction informatique est la suivante :

```
Private Sub Valid35_Click()
If bonne.Value = True Then
   situation1 = 5
End If
If améliorer Then
   situation1 = 5
End If
If changement Then
   situation1 = 5
End If
Worksheets(1).Range("L6").Value = situation1
End Sub
Private Sub valid36_Click()
If bonne.Value = True Then
   situation1 = 5
End If
If améliorer Then
   situation1 = 5
End If
If changement Then
   situation1 = 5
End If
Worksheets(1).Range("L6").Value = situation1
perspective.Hide
Contexte.Show
```