



HAL
open science

Qualité de l'eau et agricultures durables : Une approche structurelle de l'évaluation des politiques publiques d'environnement appliquée à la région Bretagne

Jean-Marc Douguet, Patrick Schembri

► To cite this version:

Jean-Marc Douguet, Patrick Schembri. Qualité de l'eau et agricultures durables : Une approche structurelle de l'évaluation des politiques publiques d'environnement appliquée à la région Bretagne. 2000. hal-00305406

HAL Id: hal-00305406

<https://hal.science/hal-00305406>

Preprint submitted on 24 Jul 2008

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.



Cahiers du C3ED ■■■

Cahier n°00-07

Juin 2000

Qualité de l'eau et agricultures durables.

Une approche structurelle de l'évaluation des
politiques publiques d'environnement
appliquée à la région Bretagne

Jean-Marc Douguet & Patrick Schembri

Sous la direction scientifique de Martin O'Connor



C3ED : Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement

UMR n°063 (IRD-UVSQ)



UNIVERSITE DE VERSAILLES
SAINT-QUENTIN-EN-YVELINES



Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines
47 bd Vauban, 78047 GUYANCOURT Cedex France

Tél : +33 1 39 25 53 75 Fax : +33 1 39 25 53 00

Email : Publications.c3ed@c3ed.uvsq.fr

Internet : <http://www.c3ed.uvsq.fr>

Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement
47, boulevard Vauban, 78047 Guyancourt cedex, France
Tel : 01.39.25.53, Fax : 01.39.25.00.
Email : secretariat@c3ed.uvsq.fr

QUALITÉ DE L'EAU ET AGRICULTURES DURABLES

**Une approche structurelle de l'évaluation des politiques publiques
d'environnement appliquée à la région Bretagne**

**Document préparé par
Jean-Marc Douguet et Patrick Schembri (C3ED)**

**Sous la direction scientifique de
Martin O'Connor (C3ED)**

Juin 2000

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'un projet de recherche financé par l'Union Européenne, *Making sustainability operational : Critical Natural Capital and the implication of a strong sustainability criterion* (n°PL9702076). Ce projet de recherche est coordonné par P. Ekins (Keele University, UK) en collaboration avec Fondazione Eni Enrico Mattei (responsable scientifique D. Pettenella, Agripolis, Italie), Université de Stockholms (responsable scientifique C. Folke, Suède), Université d'Agriculture de Wageningen (responsable scientifique R. de Groot, Pays-Bas), Institut Wuppertal (responsable scientifique R. Loske, Allemagne) et le C3ED - Université Versailles – Saint-Quentin en Yvelines (responsable scientifique M. O'Connor, France).

Cette recherche est menée en parallèle avec celle entreprise dans le projet *Quantification et modélisation du Capital Naturel Critique pour la mise en œuvre d'une politique de développement durable en France* (n°97085) sous la direction scientifique de Martin O'Connor (C3ED) pour le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, et celle intitulée *Validation socio-économique des indicateurs agro-écologiques* (n°97/C/62) réalisée dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche "Environnement, Vie et Société" (1997 – 1999) du CNRS sous la direction scientifique de Martin O'Connor (C3ED) et Philippe Girardin (INRA).

SOMMAIRE

0. INTRODUCTION	6
1. LE CAPITAL NATUREL CRITIQUE EN BRETAGNE : DE LA THÉORIE À LA PRATIQUE	8
1.1 SOUTENABILITÉ FORTE ET CAPITAL NATUREL CRITIQUE.....	8
1.1.1 <i>L'optique de la Soutenabilité Forte</i>	8
1.1.2 <i>De la notion de soutenabilité forte à celle de Capital Naturel Critique</i>	8
1.1.3 <i>La structure théorique d'identification du capital naturel critique.....</i>	11
1.1.4 <i>Rendre opérationnelle la notion de capital naturel critique et la détermination de politique de soutenabilité forte.....</i>	13
1.2 L'IDENTIFICATION DES FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES.....	14
1.2.1 <i>La fonction environnementale source.....</i>	15
1.2.2 <i>La fonction environnementale puits.....</i>	16
1.2.3 <i>La fonction environnementale support de vie des écosystèmes</i>	17
1.2.4 <i>La contribution de l'eau à la santé et au bien-être humains.....</i>	18
1.3 L'IMPORTANCE DU RÔLE DE L'EAU AU SEIN DE LA BRETAGNE	18
1.3.1 <i>La qualité durable de l'eau.....</i>	19
1.3.2 <i>Les conflits d'objectifs.....</i>	20
1.3.3 <i>Proposition pour une analyse des scénarios par l'analyse coût-efficacité.....</i>	24
2. UNE MODÉLISATION STRUCTURELLE POUR L'ANALYSE DES SCÉNARIOS RÉGIONAUX. 26	
2.1 LA MÉTHODOLOGIE "COÛTS DE LA SOUTENABILITÉ".....	26
2.1.1 <i>L'identification des modes d'ajustement</i>	26
2.1.2 <i>Les coûts de soutenabilité et l'optique de la soutenabilité forte</i>	28
2.1.3 <i>L'exemple du M3ED.....</i>	29
2.2 L'AGRICULTURE EN BRETAGNE	33
2.3 CLASSIFICATION DES PRATIQUES AGRICOLES	34
2.3.1 <i>L'agriculture intensive-productiviste.....</i>	34
2.3.2 <i>L'agriculture raisonnée.....</i>	35
2.3.3 <i>L'agriculture "économe"</i>	35
2.3.4 <i>L'agriculture biologique.....</i>	36
2.3.5 <i>Les idées clés de ces quatre formes d'agriculture.....</i>	37
2.4 DÉFINITION DES INDICATEURS DE PRESSION ENVIRONNEMENTALE	38
3. LA MODÉLISATION DES SCÉNARIOS	41
3.1 LE MODÈLE RÉGIONAL AGRI.....	41
3.1.1 <i>La structure du M3ED-AGRI</i>	41
3.1.2 <i>La production agricole.....</i>	46
3.1.3 <i>La traduction des scénarios dans le M3ED-AGRI</i>	50
3.2 LES OUTILS DE L'ANALYSE COÛT-EFFICACITÉ	54
3.3 LES RÉSULTATS DES SCÉNARIOS.....	60
3.3.1 <i>Evolution de la production agricole et des émissions d'azote</i>	60

3.3.2 <i>Les coûts économiques et la performance écologique des scénarios d'agriculture durable</i>	62
3.3.3 <i>Les charges d'adaptation pour répondre à la directive européenne "nitrates"</i>	62
3.4 DISCUSSION AUTOUR DES SCÉNARIOS	63
3.4.1 <i>La soutenabilité à travers le scénario raisonné</i>	63
3.4.2 <i>La soutenabilité à travers le scénario économe</i>	64
3.4.3 <i>La soutenabilité à travers le scénario biologique</i>	65
3.4.4 <i>Tableau récapitulatif des optiques des agricultures durables</i>	66
4. CONCLUSION	67
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	68

0. Introduction

Nul ne saurait discuter que la pollution azotée des eaux est en grande partie imputable à l'agriculture. Les inquiétudes quant à la pollution des sols et des eaux liées aux pratiques agricoles modernes prennent en effet une ampleur que l'on ne peut plus occulter. Les dommages ponctuels peuvent correspondre aux rejets directs dans l'eau des installations de stockage des déjections animales ou à l'emploi de pesticides près des ruisseaux. Les pollutions diffuses issues des pratiques culturales sont plus difficiles à appréhender. Elles sont généralement liées à un apport excessif en éléments fertilisants et à l'usage des pesticides. La capacité de charge du milieu naturel, laquelle est en partie assurée par la propriété de fixation des sols et de la végétation, semble être aujourd'hui bien dépassée. Si bien que ces éléments atteignent les eaux de surface par ruissellement et les eaux souterraines par infiltration. On note généralement que ces formes de pollution découlent des modes même de production, lesquels révèlent un usage souvent inefficace et excessif de certains intrants.

Dans le cadre de cette recherche, notre champ d'application n'est autre que le secteur agricole et ses incidences sur la qualité des eaux en Bretagne. Nous notons que nos recherches ont principalement porté sur la construction d'outils synthétiques de mesure de la performance environnementale et du coût économique d'adaptation. Ces outils concernent les seules données physique et technique du produit agricole, mettant de côté pour le moment celles relatives au marché, à la contrainte de débouchés. Ils apparaissent, par ailleurs, sous la forme d'un nombre, lequel traduit la confrontation des critères de performance et de coût, ainsi que le positionnement dynamique des sentiers de croissance du produit agricole au regard des scénarios proposés.

En raison de l'interdépendance écologique et de la proximité sociale, les dégradations des ressources en eau sont également rattachées à la nécessité de préserver certaines catégories de capital naturel, telles que l'espace rural, les forêts, les ressources en poisson et gibier ou d'autres catégories associées aux loisirs. Plus précisément, on entend par capital naturel, "*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*" Daly (1994, p 30) .

Afin de mettre en évidence de telles liaisons, nous nous attacherons à appliquer la structure développée par Ekins & Simon (1999) concernant l'identification du *capital naturel critique*, à travers la notion de *fonctions environnementales*. Ces dernières sont définies comme la capacité des processus et composantes naturelles à fournir des biens et services qui satisfont les besoins humains (directement et/ou indirectement) (de Groot, 1992).

Face à la multiplicité des rôles joués par l'eau et des implications tant économiques, écologiques que sociales de sa dégradation, l'eau et en particulier sa qualité, constitue un capital naturel critique pour la Bretagne. Le capital naturel critique est alors considéré, "*à une échelle géographique donnée, (comme fournissant) 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). Cette démarche présente 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.

Dans ce cas, la criticité évoque non pas la seule existence de seuils ou de normes environnementales pour les composants du capital naturel mais également les contingences socio-économiques et l'acceptabilité sociale qui sont nécessaires à la mise en place d'un développement durable.

Dans ce contexte, la question qui se pose revient à évaluer les alternatives qu'il est possible de mettre en œuvre pour améliorer la gestion de la ressource eau dans une optique de développement durable. Aussi, toute mesure du potentiel de réduction des pollutions doit tenir compte des coûts d'application des différentes mesures techniques. On doit notamment souligner la manière dont on calcule ces coûts. Celle-ci prend appui sur une approche de type coût-efficacité. A cet égard, nous rappelons que l'analyse coût-efficacité impose que l'on définisse clairement le problème écologique en jeu, en termes d'indicateurs de pression écologique. Elle implique également que l'on localise les activités économiques qui s'avèrent importantes et bien adaptées à l'analyse coût-efficacité. Dans le cadre du modèle qui est proposé, cette analyse est évoquée à travers la comparaison des tendances à long terme des principaux agrégats économiques et indices de pression écologique. Nous tenons à souligner que cette approche est fondamentalement originale :

- Puisque son domaine d'application est purement macro-économique, prenant appui sur la région bretonne, et non micro-économique, au plan d'une seule exploitation, comme cela est généralement le cas.
- Nous ajoutons, de surcroît, que cette analyse permet de prendre en compte à la fois les incertitudes sur la variabilité des indices de pression écologique et les potentiels de réalisation des sentiers de croissance économique écologiquement ajustés.

La recherche s'organise en trois étapes majeures. Dans un premier temps, nous identifions les principales fonctions environnementales de l'eau en Bretagne, lesquelles soulignent le rôle essentiel de cette ressource tant au niveau écologique qu'économique. Dans un deuxième temps, nous présentons le cadre analytique sollicité pour la présente recherche. Dans un troisième temps, nous évoquons la méthode sollicitée en tant que support à une analyse coût-efficacité. Deux dimensions seront alors considérées, lesquelles interviennent directement dans la mesure de la performance environnementale de toute politique d'environnement. La première concerne la fiabilité restreinte des données relatives à la pollution des eaux et des sols par les pratiques agricoles. La seconde vise à ordonner, selon des ordres de priorité préalablement définis, les divers scénarios de politique agricole qui seront élaborés. De la sorte, les trois étapes amènent à l'identification du problème, à sa (re)construction afin d'en envisager des solutions alternatives.

1. Le capital naturel critique en Bretagne : de la théorie à la pratique

L'objet de cette première section vise à l'identification du rôle joué par l'eau au sein de la société bretonne. Pour ce faire, notre analyse repose sur deux thèmes : la fonction environnementale et le capital naturel critique. L'idée est, premièrement, de présenter le cadre théorique de la soutenabilité forte dans lequel s'insère ces thèmes (section 1.1), puis d'identifier les fonctions environnementales remplies par l'eau en Bretagne (section 1.2). Enfin, de par de l'importance et la mise en danger de l'eau, il s'agira d'organiser les informations disponibles afin de (re)construire de ce problème environnemental et plus spécifiquement, du fait de l'activité agricole en Bretagne (section 1.3).

1.1 Soutenabilité Forte et Capital Naturel Critique

Cette sous-section vise à présenter le cadre d'analyse de la soutenabilité forte, des fonctions environnementales et de la notion de capital naturel critique. Nous expliciterons, dans un premier temps, la notion de soutenabilité forte (sous-section 1.1.) et de capital naturel critique (sous-section 1.1.2). Dans un second temps, nous présenterons la structure d'identification du capital naturel critique développée par Ekins & Simon (1999).¹

1.1.1 L'optique de la Soutenabilité Forte

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, 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 ex : 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 du capital naturel de la région ou de la nation dans laquelle elle s'insère.

1.1.2 De la notion de soutenabilité forte à celle de Capital Naturel Critique

Une fois ces précisions apportées autour de la notion de soutenabilité forte, il convient de traduire sa gestion en termes d'orientation de politiques environnementales. Deux perspectives peuvent être

¹ Ce cadre d'analyse a été proposé dans le cadre du projet européen CRITINC, n°PL 9702076, financé par la DG XII, dans le cadre de EU Environment and Climate RTD Programme – Theme 4: Human Dimensions of Environmental Change.

distinguées : l'une plutôt substantive que nous appelons approche conservationniste, et l'autre plutôt procédurale que nous nommons l'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 que :

$$\frac{dK_n(t)}{dt} \geq 0$$

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 mais insiste sur une dimension irréductiblement sociale de l'analyse. 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 & Daly (1992) ou du modèle de Barbier & Markandya (1990), les objectifs de soutenabilité s'expriment à travers les trois grandes catégories de contraintes écologiques suivantes s'imposant 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).

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 notamment par 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 :

$$\hat{K}_n^c \geq \Omega ,$$

où \hat{K}_n^c désigne 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 :

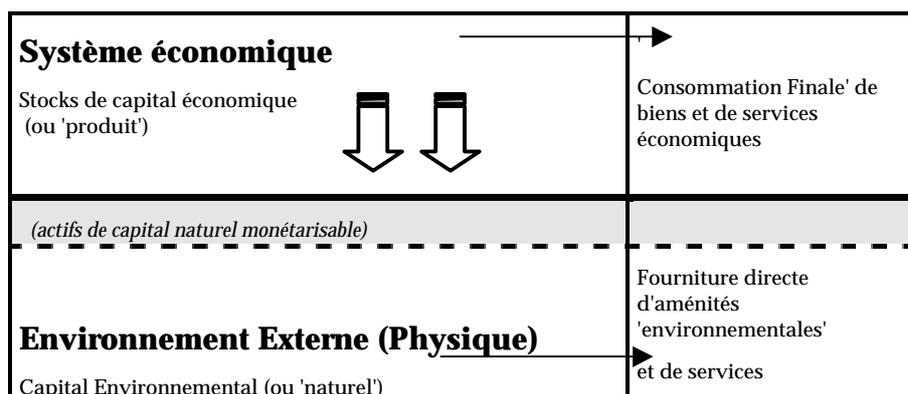
- *La question de la définition et de la mesure des catégories du capital naturel critique (sur quelle échelle géographique ? Quelles unités d'évaluation ? Quelles perspectives d'agrégation ? etc...) ;*
- *L'adéquation (ou non) d'une détermination scientifique (ou d'autre) des normes s'imposant aux composants 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'accent 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.

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 1, on voit que la gestion de la ressource économique doit remplir les deux fonctions complémentaires suivantes (Faucheux & O'Connor (eds.) 1998, 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 1 : La (re)production jointe des biens et des services économiques et écologiques (adapté de Brouwer, O'Connor & Radermacher, 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 dont les propriétés d'interdépendance sont en perpétuelle évolution. Dans son interprétation systémique, le capital naturel constitue le support direct, tant pour le bien-être humain que pour toute activité économique durable.

1.1.3 La structure théorique d'identification du capital naturel critique

Afin de prendre en compte ces difficultés d'identification du capital naturel critique, nous nous sommes appuyés sur la notion de fonction environnementale du capital naturel. Cette démarche s'appuie sur deux points principaux : l'identification des fonctions environnementales du capital naturel et la caractérisation de l'aspect critique des fonctions environnementales du capital naturel.

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 distingués : 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.

1.1.4 Rendre opérationnelle la notion de capital naturel critique et la détermination de politique de soutenabilité 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) dans le cadre du projet CRITINC.² 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			
	<i>L'environnement comme fournisseur de matières premières</i>	<i>La capacité de l'environnement à réduire les pollutions</i>	<i>L'environnement comme un support de vie</i>	<i>La contribution de l'environnement à la santé et au bien-être humains</i>
	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 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. Ce sont les caractéristiques du

² CRITINC, est un projet de recherche financé par l'Union Européenne, *Making sustainability operational : Critical Natural Capital and the implication of a strong sustainability criterion* (n°PL9702076) et coordonné par P. Ekins (Keele University, UK).

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 de 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. Huetting (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. Ce point est l'objet de la section 1.3. Il convient, néanmoins, d'identifier dans un premier temps les fonctions environnementales de l'eau en Bretagne.

1.2 L'identification des fonctions environnementales

En reprenant la distinction formulée par Ekins & Simon (1999), nous présenterons le rôle de l'eau dans la région Bretagne à partir d'une typologie soulignant quatre types de fonctions environnementales : *source* (sous-section 1.2.1), *puits* (sous-section 1.2.2), *support de vie des écosystèmes* (sous-section 1.2.3), *la contribution de l'environnement à la santé et au bien-être humain* (sous-section 1.2.4).

1.2.1 La fonction environnementale source

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.³

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

Les industries consomment quant à elles 80 millions de m³ (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.

**Tableau 2 : Répartition de la demande en eau potable en 1995
(DIREN & Région Bretagne 1998)**

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%

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 m³ qui sont consommés. Les prélèvements dans les eaux de surface représentent 82% des volumes annuels consommés et l'usage d'alimentation en eau potable 86,5% de ces prélèvements (voir Tableau 2). Cependant, du fait de la dégradation de cette ressource par des polluants chimiques, les dernières années ont été marquées par le recours de la population locale, des restaurants

³ Les étiages sont les eaux les plus basses dans les rivières.

des collectivités (écoles...) à consommer de l'eau en bouteille, les teneurs en nitrates des eaux du robinet étant élevées. Ce dernier point se révèle donc être un enjeu essentiel pour la région Bretagne.

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. Ce qui fait que la gestion de l'eau doit être appréhendée tant au niveau de la quantité que de celle de la qualité.

1.2.2 La fonction environnementale puits

La dégradation de la qualité de l'eau est liée à la présence d'activités humaines qui souillent l'eau utilisée ou déversent dans le milieu naturel des substances polluantes entraînées par les eaux de pluie. Les pollutions les plus importantes identifiées sont d'origine domestique, industrielle et agricole.

Les pollutions domestiques sont caractérisées par la présence de bactéries pathogènes, de matières en suspension, de matières organiques, d'azote et de phosphore. La pression sur le milieu naturel est d'autant plus sensible que la densité de la population est plus élevée et que les habitations sont groupées.

En ce qui concerne les rejets industriels, les industries agro-alimentaires (au nombre de 189 selon Région Bretagne 1999) sont une des principales sources de rejets dans les eaux. Plus de 65% du volume d'effluents sont produits par trois secteurs d'activité : les abattoirs, les laiteries et les conserveries de légumes. Une forte contribution est alors réalisée aux flux de matières oxydables, matières azotées et matières phosphorées. Les industries chimiques et/ou de traitement de surface engendrent également des sous-produits. Leur pollution est évaluée en fonction de leur toxicité. Le risque potentiel pour le milieu est très localisé sur la région. Six des trente usines concernées représentent 80% de la pollution et cinq sites concentrent 83% des effluents : Fougères, Lannion, Saint-Brieuc, Redon et Rennes.

Enfin, les études scientifiques menées ces dernières années ont permis de montrer que l'évolution des teneurs en nitrates des rivières ne pouvait s'expliquer par l'influence des pollutions organiques d'origine urbaine ou industrielle. L'apport de nitrates dans les eaux par les activités agricoles est devenu la principale cause de cette dégradation. Aussi, nous nous intéresserons plus particulièrement à cette activité dans la suite de l'étude. La situation qui s'était fortement dégradée de 1987 à 1992, semble se stabiliser depuis lors. Globalement, sur la région Bretagne, 24% des prises d'eau ont dépassé au moins une fois le seuil des 50 mg/l pour les analyses réalisées en 1997 et 28 % des prises d'eau ont connu pour cette même année des teneurs maximales entre 40 et 50 mg/l (Région Bretagne 1999). C'est dans le département des Côtes d'Armor que la situation est plus préoccupante, avec des eaux présentant des teneurs moyennes en nitrates élevées et des dépassements du seuil de 50mg/l pour une prise sur trois. Il en est de même dans la zone légumière du Finistère.

Les produits phytosanitaires (ou pesticides) constituent également une source de pollution des eaux. La contamination principale des eaux superficielles résulte de l'emploi d'herbicides qui sont employés sur des cultures de maïs et en usage non agricole. Dans le cas des usages agricoles, les pourcentages de perte mesurés à l'exutoire sont faibles (inférieurs à 1%) par rapport aux quantités appliquées globalement sur un bassin versant. Pour les usages non-agricoles, l'emploi d'herbicides sur des surfaces imperméables conduit au moment des précipitations à leur entraînement direct vers les eaux

superficielles par les réseaux d'eau pluviales. Les pertes dans ce cas sont très élevées par rapport aux quantités appliquées.

1.2.3 La fonction environnementale *support de vie des écosystèmes*

La fonction environnementale '*support de vie des écosystèmes*' pourrait être étudié de manière très approfondis. Néanmoins, nous abordons ce point 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 existent 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 gêne 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.

1.2.4 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 ce quatrième point, 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 la 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 1/4 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).

La place de l'eau est donc 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.

1.3 L'importance du rôle de l'eau au sein de la Bretagne

L'étape précédente nous a permis de mettre en évidence la multifonctionnalité de l'eau et en particulier de sa qualité au sein de la région Bretagne. L'objet de cette section est de (re)construire la problématique de la dégradation de la ressource eau. Pour ce faire, il nous semble important dans un premier temps, de cerner les raisons pour lesquelles la situation est jugée critique (sous-section 1.3.1). Nous mettrons en évidence l'existence de conflits sociaux autour des thèmes de la gestion de l'eau et de l'orientation de l'agriculture (sous-section 1.3.2). Nous fournirons en dernier lieu le cadre analytique permettant d'intégrer de telles informations et d'envisager des alternatives (sous-section 1.3.3).

1.3.1 La qualité durable de l'eau

L'eau, telle que nous l'avons présentée jusqu'à présent, joue des rôles divers (*source, puit, support des écosystèmes, contribution de l'environnement à la santé et au bien-être humain*). En d'autres termes, l'eau joue un rôle important au niveau des fonctions environnementales internes aux systèmes de capitaux naturels ainsi qu'à celui des fonctions environnementales fournies afin de satisfaire les besoins humains.

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 effet, non seulement des activités telles que l'aquaculture, les industries agro-alimentaires, le tourisme... peuvent être touchées directement par la dégradation de la qualité de l'eau (augmentation des coûts de traitement pour avoir une eau de qualité, dégradation de l'image de marque) mais également l'agriculture, une des sources de pollution, est remise en cause. Ceci revient à dire que la criticité ne se situe pas au seul niveau écologique – qui se traduit par des phénomènes de marées vertes par exemple - mais également au niveau économique – du fait de l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau sur l'économie régionale (augmentation des coûts de production liés au traitement de l'eau ou à la dégradation de l'image de marque) – et enfin, au niveau social, au sens où la pollution de l'eau est au cœur des conflits quant aux choix d'orientation du développement de la région Bretagne.

Plus précisément, nous distinguons trois thèmes principaux de désaccord au sein de la société bretonne :

- *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).*
- *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).*
- *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...).*

Nous convenons que ces trois thèmes sont 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 engendré le remembrement des territoires, la modification des paysages, la diminution des emplois et l'extension des exploitations... d'où une forte dépendance au marché, aux banques. Pareille tendance a contribué, pour une part, à la pollution du fait des concentrations accrues, aux crises de surproduction et à 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.

Ceci se traduit de la manière suivante. 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 eaux destinées à la consommation humaine.¹ 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 incombent*". 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 pourvues en azote.

Ainsi, 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.¹

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 divergence de points de vue souligne la dualité du système de production agricole breton, l'un est productiviste et l'autre moins agressif pour l'environnement. 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. De surcroît, nous recensons une multitude d'acteurs (politique, agriculteurs, consommateurs, citoyens), d'intérêts (préservation de l'environnement, développement rural) et d'impacts (environnement, santé humaine, aménagement du territoire).

En d'autres termes, 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.

1.3.2 Les conflits d'objectifs

Bien que les outils économiques envisagent 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 des orientations structurelles de l'activité agricole. Le problème se traduit par exemple, à travers la confrontation de deux optiques quant au devenir de cette région : celle du lobby agri-agro-alimentaire et celle du lobby citoyen.

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...).

1.3.2.1 Le lobby agricole

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.

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 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...).

1.3.2.2 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 élargi le champ de leurs actions et de leurs revendications.⁴ Aujourd'hui, ce mouvement revendicatif constitue un réel contrepoids face au lobby de 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.

⁴ 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.

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)...).

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.

Que ce soit au niveau de la sensibilisation des populations locales ou aux niveaux juridique et politique (voir Tableau 3), ces acteurs agissent de manières variées.

ACTEURS	OBJECTIFS	MOYEN D'ACTION	Année
<i>180 consommateurs de la ville de Guingamp</i>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Action contre la Lyonnaise des Eaux car non-respect des normes de potabilité ➤ Le retournement "concerté" de la Lyonnaise des Eaux contre l'Etat, car non-respect de la Directive "Nitrates" ➤ Dénoncer les investissements pour traiter l'eau comme outils qui ne sont pas durables 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Action judiciaire au niveau national ➤ Action judiciaire au niveau européen ➤ 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
<i>200 foyers de St Brieuc</i>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Dénoncer l'attitude des pouvoirs publics face à une véritable politique de l'eau ➤ Inadéquation entre la hausse des prix et la baisse de qualité ➤ Faiblesses des aides accordées à l'agriculture respectueuse de l'environnement ➤ L'utilisation des redevances pour financer les PMPOA ➤ Refus du cycle pollution / dépollution ➤ Pour le principe de précaution en ce qui concerne les impacts de la dégradation de l'eau sur la santé 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Non-paiement des montants correspondant à la redevance dans la facture d'eau 	1996
<i>Association de défense des consommateurs et de protection de l'environnement "Eaux et Rivières de Bretagne"</i>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Prise de conscience au niveau de la population ➤ Eau potable et protection du milieu ➤ Techniques pour traiter l'eau ➤ Gestion du territoire (PMPOA) ➤ Hausse des factures d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Au 1^{er} 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
<i>Collectif Eau Pure, regroupant de nombreuses associations de défenseurs de la nature, d'agriculteurs, de consommateurs...</i>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'eau apparaît comme le liant autour d'une cause commune ➤ Eau potable et protection du milieu ➤ Techniques pour traiter l'eau ➤ Gestion du territoire (PMPOA) ➤ Hausse des factures d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 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
<i>Collectif Cohérence, regroupant de nombreuses associations de défenseurs de la nature, d'agriculteurs, de consommateurs...</i>	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Prise de conscience de la dérive agricole et incidence sur la politique de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Manifestations (à Pontivy en juin 1999) 	1999

Tableau 3 : Vision synthétique des 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... Prise entre le pouvoir politique et le lobby agricole, cette troisième composante que constitue 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.

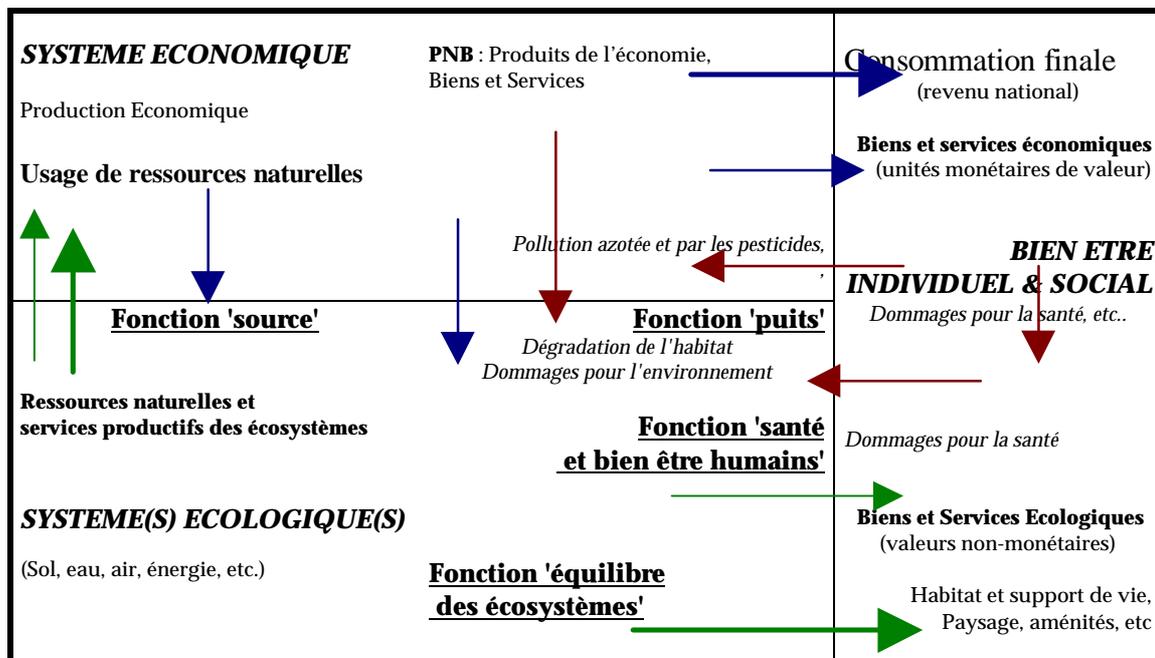
Cette opposition entre différents groupes sociaux fait émerger des systèmes de valeur différents qui conduisent à des orientations différentes en ce qui concerne le développement de l'agriculture et de la région.

1.3.3 Proposition pour une analyse des scénarios par l'analyse coût-efficacité

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. Nous avons effectué une distinction entre différentes fonctions environnementales jouées par l'eau : les fonctions environnementales *source*, les fonctions environnementales *puits*, les fonctions environnementales *équilibre des écosystèmes* et enfin, celles liées à la *contribution à la santé et au bien-être humains*.

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 les différentes liaisons faisant apparaître les fonctions environnementales (voir Graphique 2) :

- (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 2 : 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).

Cette représentation graphique permet de représenter la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne en l'insérant dans un contexte plus large que celui des systèmes écologiques. En particulier, on fait apparaître les impacts sur les domaines économiques et sociaux. Notre démarche vise à souligner l'impact d'une eau de mauvaise qualité sur les activités humaines et sur les milieux naturels mais également à mettre en évidence les activités polluantes. Ceci nous amène à envisager la question des "modes de régulation" capables d'assurer une exploitation "durable" de la ressource en eau.

2. Une modélisation structurelle pour l'analyse des scénarios régionaux

Le point précédent nous a permis d'offrir un cadre d'analyse de la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne. La difficulté résulte alors de l'évaluation des coûts associés à la mise en œuvre de stratégies de développement durable. Une méthodologie des « coûts de la soutenabilité » sera proposée dans la section 2.1. A la recherche des modes d'ajustement associés à la régulation de l'économie, nous nous focaliserons sur l'activité agricole qui constitue une des principales sources de pollution des eaux (section 2.2). Nous chercherons en particulier à distinguer différentes pratiques agricoles mettant en évidence des logiques sous-jacentes différentes (section 2.3). Enfin, dans l'optique d'appréhender les impacts environnementaux des modes de production agricoles, les indicateurs de pression environnementale qui semblent les plus pertinents pour refléter la situation seront recherchés (section 2.4).

2.1 La méthodologie "coûts de la soutenabilité"

Une fois le problème de la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne (re)construit, il convient, dans le cadre de l'analyse des coûts associés à la recherche d'un développement soutenable, de présenter la méthodologie. Pour ce faire, trois étapes seront franchies : (1) l'identification des modes d'ajustement (sous-section 2.1.1), (2) les "coûts de la soutenabilité" et l'optique de la soutenabilité forte (sous-section 2.1.2) et (3) la présentation de l'exemple de la modélisation M3ED (sous-section 2.1.3).

2.1.1 L'identification des modes d'ajustement

L'analyse structurelle, laquelle relie les changements technologiques, les modes de vie et l'environnement, a pour ambition d'intégrer des informations sur l'état de l'environnement et sur les interactions (c'est-à-dire les pressions) entre l'économie et l'environnement. Ces informations peuvent revêtir un caractère monétaire ou non. Il est alors important de définir clairement le rôle respectif des mesures monétaires et non-monétaires des différentes catégories d'informations. En économie, il est habituel de se demander si la valeur des bénéfices obtenus ou la perte évitée, est plus mauvaise que l'investissement en biens économiques et en travail nécessaire pour leur obtention ? En fait, la demande pour la qualité environnementale, qui devrait inclure une provision pour les générations futures et la demande pour la protection contre les dommages environnementaux, ne saurait être réduite à une valeur monétaire. Néanmoins, dans le cas où une estimation pourrait être effectuée, les grandeurs obtenues sont très largement sensibles aux hypothèses sous-jacentes aux paramètres concernant les élasticités de substitution, les dotations et la distribution des revenus, les perspectives en matières de progrès techniques, la résilience des systèmes écologiques... Se sont là les défis auxquels sont confrontées les notions de qualité et d'utilité des indicateurs.

Une première étape dans la typologie des modes d'ajustement, laquelle vise à définir des indicateurs macro-économiques « écologiquement ajustés », nous nous référerons au graphique 2 (section 1.3.3) pour définir deux types d'ajustement, qui sont complémentaires plutôt qu'exclusifs.

- Le premier type d'ajustement est le changement des frontières des systèmes, en élargissant le domaine de l'évaluation pour y intégrer des catégories spécifiques du capital naturel. Dans le

graphique 2, cette idée peut être conçue comme l'élargissement de la frontière (le trait épais horizontal) divisant l'économie de l'environnement extérieur. Ce déplacement intègre des composantes du capital naturel (tels que les minéraux, la forêt...) dans le champs de la comptabilité économique signalé par les pointillés gras.

- Le second type d'ajustement est celui de l'économie elle-même. Une « économie ajustée » se caractérise par de nouveaux modes de production, par divers niveaux de production et de consommation, par des technologies nouvelles... qui respectent certaines normes de performance environnementale. Dans le graphique 2, nous attirons l'attention sur l'interface entre le système économique et son environnement en faisant apparaître des indicateurs de pression environnementale tels que les intrants constitués par les ressources naturelles et les émissions de polluants. L'acuité de ces pressions environnementales peut être régulée à travers des ajustements économiques. Ces derniers peuvent être de nature technique ou structurelle.

De la sorte, il est possible de considérer comment chacun de ces ajustements peut être à l'origine d'une représentation d'un revenu national « écologiquement ajusté ». Le tableau 4 souligne quatre types de combinaisons d'ajustement logiquement possibles et identifie chaque combinaison qui établit des mesures et des concepts ayant trait à la littérature sur la « comptabilité verte ».

		Frontières des systèmes (stocks de capital inclut dans la mesure du changement des actifs environnementaux)	
		Ensemble traditionnel d'actifs économiques produits	Élargissement à tous les actifs produits plus des actifs environnementaux spécifiques
Référence économique pour l'estimation	Statistiques de l'économie réelle	Le PIB traditionnel ou 'non ajusté' et Produit National Net	L'indicateur de 'préservation' de la Banque Mondiale : Un indicateur 'environnementalement ajusté' permettant un élargissement à un ensemble d'actifs nationaux
	'Agréats implicites' pour un modèle d'économie respectant les normes de performance environnementale	L'approche GREENSTAMP : Les mesures en volume du PIB et du PNN pour une économie 'environnementalement ajustée'	—

Tableau 4 — Typologie des agrégats écologiquement ajustés

- Le quadrant en haut à gauche se réfère aux indicateurs macro-économiques 'traditionnels' fondés sur des conventions de comptabilité nationale 'standard' pour l'estimation du PIB et du Produit National Net.
- Le quadrant en haut à droite désigne l'expression générique de 'revenu national net écologiquement ajusté' pour une économie donnée. Cette dernière repose sur une conception élargie de la notion d'actif. Cette conception permet de mesurer la dotation en actif pour une économie nationale, son éventuelle variation d'une année sur l'autre. Le 'revenu national environnementalement ajusté' ou PNN vert est alors défini comme la variation nette des actifs moins la consommation nationale. Que ce soit la variation des actifs ou la consommation, l'évaluation est réalisée sous forme de prix (ou

dans le cas de certains actifs environnementaux pour lesquels il n'existe pas de prix réels, il est possible d'utiliser des prix implicites servant de référence pour une comparaison avec d'autres biens ou coûts pour une période donnée). Nous parlerons dans ce cas de *PNN 'vert' ou environnementalement ajusté pour une économie non ajustée*.

- Le quadrant en bas à gauche représente un *PIB* et un *PNN non ajusté pour une 'économie environnementalement ajustée'*. Ce sont des représentations obtenues pour une structure économique hypothétique, utilisant des techniques statistiques et analytiques appropriées répondant à la question : *Quelle doit être la performance macro-économique faisable si l'objectif, pour une économie donnée, est de respecter les normes de performances environnementales spécifiques ?* Nous nous référons alors à des grandeurs telles que le PIB d'une *économie verte* (ou le PNN). Ces grandeurs peuvent être obtenues de différentes manières : analyses à partir de modélisation de statique comparative et dynamique de scénarios. Cette approche a été développée dans le cadre d'un projet européen, nommé GREENSTAMP de 1994-96.

Les quadrants en haut à droite et en bas à gauche reposent sur une seule des deux formes 'd'ajustement' pour les procédures d'estimation. Celle en bas à droite fournit des mesures d'indicateurs qui combine ensemble les deux types d'ajustement, mais cette option n'est pas nécessaire pour notre travail.

L'approche de la soutenabilité forte est basée sur la proposition que le maintien dans le long terme des niveaux de bien-être nécessite la durabilité, dans une symbiose fonctionnelle, du capital économique et naturel. L'environnement physique est considéré comme un système complexe. Le recours aux notions (1) de 'fonctionnement' des systèmes naturels – la régulation interne, les cycles de renouvellement, l'évolution et la transformation par lesquels l'activité de la biosphère est maintenue et (2) les rôles et services spécifiques fournis par les systèmes naturels comme support à l'activité économique et au bien-être humain – c'est-à-dire que ce sont les fonctions environnementales "pour" ou fournies à l'économie humaine.

2.1.2 Les coûts de soutenabilité et l'optique de la soutenabilité forte

Dans une optique forte de soutenabilité, il est postulé qu'en général, il n'est pas possible de trouver des substituts pour l'ensemble des fonctions remplies par un actif environnemental. De même, il n'est pas possible de considérer que le progrès technique peut être appliqué de manière uniforme à ces fonctions. Ceci nous amène à la structure suivante afin de développer les critères et les règles de soutenabilité :

- L'identification des catégories de capital naturel critique dont le stock devrait être maintenu à ou autour de niveaux minimums particuliers ;
- Les problèmes de la gestion de la ressource pour le maintien des fonctions environnementales essentielles et désirées sont abordés en termes d'analyse coût-efficacité (Baumol et Oates 1971) ;
- Une séparation est maintenue entre les objectifs de soutenabilité écologique et la question des exigences pour les atteindre.

En vue de donner une spécification opérationnelle à cette structure générale, des informations supplémentaires et des propositions analytiques doivent être faites. Cela inclut :

- Une justification des échelles spatiales et temporelles auxquels les critères de soutenabilité seront appliqués ;
- Des explications scientifiques concernant les niveaux limites ou les « normes » qui sont proposés ;
- Des explications de la structure analytique qui sera appliquée pour quantifier les coûts économiques d'opportunité associés au respect des normes spécifiées, incluant le fait que le respect total est une nécessité immédiate ou non, ou via un sentier de transition nécessitant de nombreuses années.

Cette approche explore la question suivante : *A quoi doit ressembler une économie 'verte' ou 'environnementalement ajustée' respectant des normes de soutenabilité spécifiques ?* Il s'agit également d'une approche en termes de scénarios, ce qui est foncièrement différent d'une analyse en termes de définition ex-post du PIB environnementalement ajusté pour une économie donnée. La signification politique de ce type d'analyse est également différent. La question étant relative à la manière d'ajuster l'économie, une attention toute particulière doit être portée aux difficultés concernant (en termes de coûts économiques et de processus d'ajustement social) la satisfaction simultanée d'un grand nombre de normes de soutenabilité sur la base des connaissances scientifiques disponibles. Ceci peut aider à structurer les débats politiques.

Dans cette approche, des indicateurs, lesquels permettent la mesure des *coûts d'atteinte de la soutenabilité*, sont développés. En effet, une grandeur monétaire peut être conçue comme un coût minimal qui doit être supporté, à travers les mesures de préservation, de prévention, de protection et de restauration afin de respecter les normes de soutenabilité. Il s'agit en d'autres termes d'une quantification des coûts d'opportunité d'atteinte de la soutenabilité. Si les ressources économiques rares doivent être engagées pour atteindre les objectifs environnementaux (telles que les activités de restauration, la réduction de la pollution ou de l'augmentation du capital naturel à des coûts de production plus élevés), ce coût d'opportunité peut, en principe, être exprimé en termes monétaires comme le montant de consommation qui devrait être fourni par la société pour atteindre ou maintenir des niveaux spécifiques de fonction environnementale. De la sorte, l'analyse a pour objectif une quantification des enjeux politiques entre : (i) la dégradation/diminution des fonctions environnementales (capitaux naturels critiques) en n'effectuant pas les ajustements nécessaires à la satisfaction des normes ; et (ii) la consommation passée et/ou de capital économique dans le cas où l'engagement de ressources serait nécessité pour l'atteinte des normes.

Des rapports et des articles récents de membres du C3ED ont présenté des travaux empiriques mettant en lumière la perspective coût-efficacité fondée sur la recherche du respect de la norme à partir d'une modélisation de simulation multisectorielle dynamique pour une économie nationale (voir O'Connor & Ryan 1999, Schembri 1999a, 1999b).

2.1.3 L'exemple du M3ED

Les travaux réalisés au sein du C3ED sont proches des perspectives développées dans le projet de recherche "Methodological Problems In The Calculation Of Environmentally Adjusted National Income Figures" (1994-1996) réalisés pour la Direction Générale XII de la Commission européenne, contrat n°EV5V-CT94-0363. Connu sous le nom du projet GREENSTAMP (GREENed National Statistical and Modelling Procedures), ce travail s'est focalisé sur le développement de méthodes empiriques et théoriques robustes pour la quantification des coûts d'opportunité économiques associés à l'atteinte de

normes de soutenabilité spécifique aux niveaux sectoriels et macroéconomiques (Brouwer & O'Connor 1997a, 1997b, Brouwer, O'Connor & Radermacher 1999). En particulier, GREENSTAMP s'attache à la prospection de procédures d'estimation statistique et de modélisation pour la quantification des performances à long terme potentielles en se fondant sur le critère coût-efficacité relatif à la satisfaction dans une perspective de scénario. Le concept de PIB 'vert' était que performance potentielle, c'est-à-dire :

Une estimation du niveau de production (ou de consommation ou de revenu national... dépendant de l'exacte mesure proposée) qu'une économie nationale pourrait avoir été ou serait, dans le futur, capable d'atteindre tout en respectant des exigences de qualité environnementale spécifique et de gestion de la ressource"

La valeur des actifs et des services environnementaux n'est pas estimée directement en termes monétaires. Il s'agit d'une approche modulaire. Premièrement, l'information est organisée dans des comptes satellites environnementaux qui décrivent l'état de l'environnement selon les catégories et les mesures choisies (largement non monétaires) et qui établissent les liens entre l'activité des secteurs économiques et les changements environnementaux en termes de pression agissant sur chacune des catégories environnementales. Deuxièmement, le coût de l'information est obtenu à différentes échelles d'analyse (firmes, ménages, secteurs et agrégats macro-économiques) concernant des exigences de ressources économiques – telles que les investissements ou la consommation passée – qu'il serait nécessaire de mobiliser afin de réduire les pressions environnementales spécifiques. Ainsi, estimer les coûts de l'évaluation de la performance environnementale peut être considéré en relation avec des jugements scientifiques, politiques et économiques à propos de l'importance des fonctions environnementales, des services et actifs en question.

Dans la présente analyse, on considère l'exemple de l'économie française considérée comme toile de fond et à un niveau plus désagrégé, le secteur de l'agriculture au niveau de la région Bretagne. L'économie nationale est appréhendée à travers la modélisation M3ED (Modèle Economie, Energie, Environnement et Développement) qui a été conçu au sein du C3ED (Schembri 1999a, 1999b pour une présentation des spécifications mathématiques). La structure modulaire du M3ED est la suivante :

- *Un module Population* (ou sous-modèle) qui simule la population nationale composée de trois groupes d'âge différents : en dessous de 35 ans, 35-60 ans, plus de 60 ans ;
- *Un module Ménage* qui utilise les données du modèle Population et des hypothèses à propos de la structure des ménages pour calculer le nombre de foyers de différents types ;
- *Un module Consommation finale* qui spécifie la demande pour chacun des différents types de biens (la version actuelle utilise une désagrégation comprenant 16 catégories de consommation finale). Le nombre de foyers de chaque type affectera les demandes pour chaque type de biens et de services. Des hypothèses peuvent être faites concernant les changements à travers le temps d'un ensemble de demandes pour les biens provenant de chaque type de ménages ;
- *Un module Production* relatif à la demande pour différents types de biens utilisés par différents secteurs de production de l'économie. Une représentation input-output d'une économie multisectorielle est alors réalisée. Six secteurs principaux sont distingués et un processus de désagrégation modulaire peut être appliqué. Une matrice décrivant les proportions dans lesquelles les catégories de biens peuvent découler des secteurs de production.

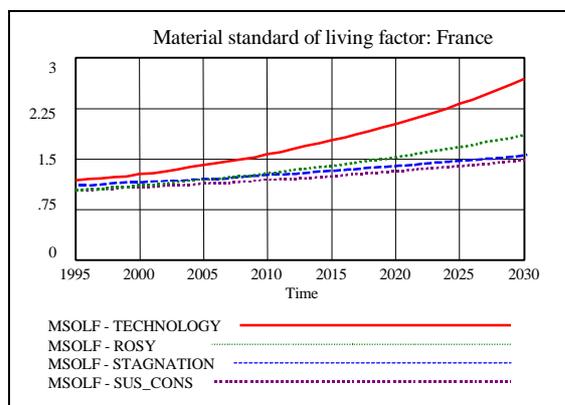
- Pour boucler le modèle, aux secteurs de production domestique sont associés les importations et les exportations ; et à la consommation (finale) des ménages sont associés les dépenses publiques ;
- Pour la quantification des pressions environnementales, la spécification des secteurs de production et de la consommation finale est caractérisée par des coefficients spécifiant les besoins en ressources naturelles et/ou les émissions de polluants pour chacun des secteurs.

Dans une étude réalisée de 1994-1996, des scénarios simples ont été développés pour le M3ED afin d'analyser les relations quantitatives entre la consommation des ménages et les émissions atmosphériques en France et aux Pays-Bas. Dans cette analyse, des scénarios ont été développés pour les émissions atmosphériques en liaison avec la consommation d'énergie (notamment CO₂, NO_x, COV, SO₂). Les quatre scénarios étaient les suivants :

- La 'stagnation' (scénario tendanciel *morne*) ;
- Business As Usual (scénario *rose*) ;
- La soutenabilité à travers des changements technologiques (scénario *technologique*)
- La soutenabilité à travers une consommation raisonnée (scénario de *sous-consommation*)

Dans le scénario de la *sous-consommation*, la soutenabilité est réalisée en renonçant à la croissance économique en tant qu'objectif politique prioritaire ; dans le scénario *technologique*, le progrès technique engendré par une augmentation de la production et une certaine qualité environnementale.

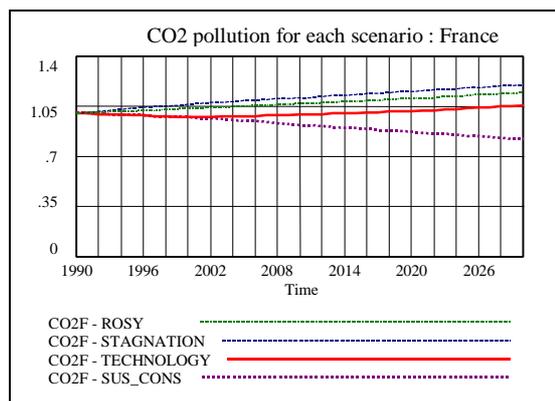
Beaucoup de données empiriques sont nécessaires à la spécification de cette modélisation. Elles sont



fondées sur des statistiques nationales sur les flux intersectoriels (table entrée-sortie) et sur des hypothèses à propos des perspectives de changements technologiques concernant l'efficience et les usages mixtes d'énergies primaires et raffinées. Le dernier scénario illustre le sens selon laquelle une approche 'forte' tente de caractériser les potentiels écologiques et économiques en termes physiques et techniques, non en reliant la démarche à des prix comme

signal putatif d'un coût d'opportunité. Les résultats du modèle de simulation pour la production économique et les émissions de dioxyde de carbone en France à un horizon de 40 ans sont présentés ci-dessous :

Les scénarios M3ED relatifs aux *changements technologiques* et *la consommation raisonnée* fournissent la consommation finale faisable pour des biens et des services dans une économie où les innovations techniques et/ou les mesures de changements de consommation prennent place, en vue de réduire les pressions environnementales. Un PIB 'd'une économie verte' a été définie comme la consommation finale nationale qui peut être fournie



en respect à des normes environnementales spécifiques à l'horizon-temps. La mesure du PIB d'une 'économie verte' est alors perçue comme un indicateur de performance future possible intégrant la production économique et les normes environnementales comme un critère complémentaire de performance. La définition ainsi fournit pour la construction des séries de représentation du PIB de 'l'économie verte' (période par période) qui pourrait, par exemple, correspondre à un scénario de transition à travers lequel la performance environnementale est jugée comme soutenable à long terme.

Les mesures de l'agrégat d'économie 'verte' ou 'ajustée' avec différents niveaux de poids des contraintes environnementales, ont une pertinence politique. En faisant la distinction ci dessus, un aide est fournit quant à savoir ce qui constitue réellement la soutenabilité. Dans le cas des émissions de gaz à effet de serre Post-Kyoto, l'économie française se voit obligée d'atteindre des normes politiquement décidées. Cela peut représenter une goutte d'eau au regard des exigences de stabilisation du climat. Cependant, l'idée de mesurer le coût de l'ajustement macro-économique associé au maintien des normes environnementales est clairement illustré.

A titre d'illustration, dans le scénario *rose* (Business As Usual) en France, la consommation agrégée des ménages augmente de 80% de 1995 à 2030, et les émissions de CO₂ progressent régulièrement pour atteindre environ 20% (en 2030) de plus que le niveau de 1990 (voir graphiques ci-dessus). La norme environnementale de 0% d'augmentation en France pourrait être atteinte de la manière suivante :

La mesure des variations de la consommation ou du style de vie qui réduisent la consommation des biens matériels, peut être en faveur d'une meilleure appréciation des aménités environnementales ;

La mesure des innovations technologiques qui diminuent l'usage du capital naturel par unité de pression environnementale associée à la production économique et/ou la consommation finale.

- Les coûts d'ajustement pour la soutenabilité sont mesurés comme un lien dynamique entre la consommation et la réduction des pressions environnementales, c'est-à-dire :
- Le coût en termes de la consommation mesuré par la différence entre les deux courbes dans le graphique ci-dessus, représentant le scénario *rose* et un sentier pour la transition vers la soutenabilité ; et
- Le bénéfice de l'atteinte du sentier de réduction des pressions environnementales mesuré par la différence entre le scénario *rose* et les courbes de scénario de soutenabilité.

En comparant les courbes des scénarios *rose* et *technologique*, il apparaît que, pour les deux ou trois dernières décennies, une stratégie *win-win* ou de type *double dividende* peut être réalisable, alors qu'une forte proportion d'innovations technologiques propres peut permettre d'améliorer les perspectives de consommation finale tout en améliorant la performance environnementale afin de respecter les normes de soutenabilité. En comparant les scénarios *rose* et *raisonné*, il apparaît qu'une amélioration substantielle de la performance environnementale peut intervenir tout en conservant une croissance modeste de la consommation.

Par contre, si l'on s'était intéressé à un scénario plus pessimiste tel que celui de la *stagnation*, il est alors possible de suggérer que les changements dans les attitudes sociales et dans le domaine technologique pourraient améliorer de manière significative la performance environnementale sans agir aucunement sur les performances de la production au niveau macro-économique.

Une approche similaire peut être adaptée à l'analyse de l'économie régionale, au niveau d'un secteur. L'exemple choisi est celui de la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne liée à l'activité agricole.

2.2 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.

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 5) :

AGRICULTURE BRETONNE		1970	1996
<i>Poids de l'agriculture</i>	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
<i>Les structures agricoles</i>	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
<i>Les revenus agricoles</i>	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
<i>Activités liées à l'agriculture</i>	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 5 : 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 6).

Les productions agricoles bretonnes	1966	1996
Viandes bovines (tonnes)	148 997	275 651
Viande porcine (tonnes)	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)	1 165 615	1 129 250
Dont maïs fourrage (ha)	76 774	353 000
Blé (tonnes)	513 000	2 108 800
Maïs grain (tonnes)	30 000	664 600

Tableau 6 : 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".

2.3 Classification des pratiques agricoles

A partir des observations effectuées en Bretagne, nous avons distingué une forme d'agriculture tendancielle et trois grandes formes d'agriculture alternatives possibles : l'agriculture raisonnée, l'agriculture économe et l'agriculture biologique.

2.3.1 L'agriculture intensive-productiviste

L'agriculture intensive-productiviste est une forme d'agriculture qui ne tient pas compte des contraintes écologiques. La limitation de l'impact de l'agriculture sur le milieu naturel, et plus spécifiquement sur l'eau, ne sera envisageable qu'à travers des méthodes curatives (usines de dénitrification ou de purification de l'eau). L'agriculture intensive-productiviste est la forme d'agriculture que nous rencontrons majoritairement en France et en Bretagne. Elle a réussi, en s'affranchissant quelque peu des

contraintes physiques, à permettre l'autosuffisance alimentaire du pays. Mais cette réussite a des effets indésirables sur l'environnement naturel.

2.3.2 L'agriculture raisonnée

Un scénario d'agriculture intensive-productiviste raisonnée qui, à travers une approche globale, prendrait en compte les environnements physique, social et économique. Des itinéraires et des techniques de production sont alors proposés, lesquels demeurent adaptés aux particularités des parcelles et de chacune des pratiques agricoles. 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 de précision. Pour élaborer ce scénario, nous nous sommes largement inspirés de l'action menée au sein de l'association nationale FARRE⁵. Cette association considère que "l'agriculture raisonnée constitue un retour des principes de l'agronomie et des pratiques d'observation de l'agriculture traditionnelle, mais appliqués avec des méthodes de gestion rationnelle introduites par l'agriculture systématique" (C. Besnault, 1998). Une charte codifie les droits et devoirs des agriculteurs au sein de ce réseau.

L'agriculture raisonnée a pour but d'adapter les apports de fertilisants aux besoins réels des cultures en tenant compte des éléments présents dans le sol et du potentiel de production de la plante. Elle conduit à une spécialisation des systèmes agraires et à un surcroît d'efficacité des techniques de production. Elle suscite en cela des analyses pédologiques pour connaître les incidences des éléments fertilisants et des méthodes de calcul pour évaluer les besoins de la plante. Au niveau de la protection des végétaux, les méthodes raisonnées rejettent le traitement systématique. Elles passent par l'observation et la détermination des seuils de 'nocivité' à partir desquels il serait indispensable de traiter. L'agriculture raisonnée concerne également l'élevage, au niveau de l'alimentation, des bâtiments d'élevage et de la gestion des effluents.

En d'autres termes, l'agriculture raisonnée "*fixe des objectifs de production équilibrés, modulés par l'analyse objective des risques pour l'environnement et la fragilité des milieux, mais capables de procurer des résultats économiques optimisés par l'exploitant*" (J. Thiault, 1995, p.12).

2.3.3 L'agriculture "économe"

Une forme d'agriculture "économe" qui vise à substituer l'extension des surfaces utilisées au seul objectif du rendement, ne revêt pas pour autant les propriétés d'une agriculture extensive. Au contraire, l'agriculture économe, tout en préservant une certaine contrainte économique de résultat, tente de respecter les principes agronomiques d'équilibre sol-plantes-animaux. C'est une agriculture « intensive-productive » (Pochon, 1997) qui repose sur une approche économe et autonome des pratiques agricoles (moins de gaspillages énergétiques, moins de financements européens). Cette forme d'agriculture est largement inspirée des travaux du CEDAPA (Centre d'Etude pour une Agriculture Plus Autonome).⁶ L'efficacité économique s'inscrit dans le cadre d'une approche dite "économe" des pratiques culturales et d'élevage, lesquelles doivent être indissociables des choix "techniques et des méthodes de production,

⁵ FARRE signifie Forum de l'Agriculture Raisonnée Respectueuse de l'Environnement. Dans ce scénario, nous avons retenu les aspects raisonnements des pratiques agricoles. Cependant, les chiffres avancés ne correspondent pas à des données fournies par cette association (FARRE, 1 rue Gambetta, 92100 BOULOGNE).

⁶ CEDAPA, 2 av du Chalutier sans Pitié - Bât. Groupama - B.P. 332 - 22 193 PLERIN CEDEX

de leur cohérence avec la gestion générale de l'unité de production" (A. Pochon, 1997, p.176)⁷. Le CEDAPA a résumé cette démarche en six points clés (voir encadré ci-contre).

2.3.4 L'agriculture biologique

La forme d'agriculture biologique, qui comme l'alternative précédente, remet en cause le système intensif-productiviste. Cette forme d'agriculture est soucieuse de la qualité des produits et de la santé humaine. Qualifiée aussi d'agriculture durable par ses aspects techniques (préservation de l'environnement), sociaux et économiques, elle est fondée sur

une connaissance précise du cycle bio-géo-chimique de la plante, en aucun cas, sur un raisonnement ayant trait aux seuls apports nutritionnels et à la protection systématique des cultures. L'agriculture "durable" invite à raisonner en cohérence avec l'écosystème et la biosphère (recyclage des matières organiques, gestion des sols et des parcelles, lutte biologique contre les parasites et les maladies des

cultures). Les acteurs de l'agriculture biologique et en particulier les agriculteurs, on recourt à des pratiques respectueuses des équilibres écologiques, de la fertilité des sols, de l'environnement et du bien-être des animaux (rotation des cultures, choix des variétés adaptées au terrain et au climat, interdiction de l'élevage en claustration, etc.). Les données retenues dans le cadre de cette étude nous ont été fournies par le Groupement des Agriculteurs Biologiques des Côtes d'Armor⁸ ou ont été recueillies dans les cahiers des charges de l'agriculture

Les principes de l'agriculture économe

1. Equilibre sol-plantes-animaux : l'idée repose sur l'adéquation entre ce qui est produit par le sol et ce que consomment les animaux. Ces derniers fourniront sous forme de déjections, à ce même sol, les éléments fertilisants afin d'entretenir la fertilité de base et l'humus.
2. L'équilibre entre l'élevage et les cultures permet des assolements variés et une bonne rotation des cultures. Les années de prairies reconstituent le stock d'humus, les vers de terre prolifèrent, la structure du sol deviendra plus souple et facile à travailler. Les cultures qui s'en suivront bénéficieront de la minéralisation de l'azote.
3. Une culture des plantes adaptée au sol et au climat
4. Pratiques d'élevage dans des bâtiments paillés et non sur du béton en permanence.
5. Les ruminants, bovins et ovins, doivent être nourris le plus longtemps possible à l'herbe. Cette production d'herbe peut être obtenue en abondance, à faible coût, en particulier sans apport d'azote si la prairie est bien exploitée, avec des légumineuses telles que le trèfle blanc.
6. Un bon investissement est un investissement raisonné. La productivité agricole dépendant pour beaucoup de la fertilité de base des sols, l'entretien de cette dernière en restituant les éléments exportés par les plantes lors de la récolte, constitue un véritable investissement productif.

Des principes de l'agriculture biologique

1. Produire en quantité suffisante des denrées agricoles de haute qualité nutritive ;
2. Travailler en accord avec les écosystèmes naturels plutôt que chercher à les dominer ;
3. Promouvoir et diversifier les cycles biologiques au sein des systèmes agraires en respectant les micro-organismes, la flore et la faune des sols, les cultures et les animaux d'élevage ;
4. Maintenir et améliorer la fertilité des sols à long terme ;
5. Utiliser autant que faire se peut des ressources naturelles renouvelables à l'échelon local ;
6. Mettre en place des systèmes agricoles aussi autosuffisants que possible en ce qui concerne la matière organique et les éléments nutritifs ;
7. Donner à tous les animaux d'élevage des conditions de vie leur permettant d'extérioriser leur comportement spécifique ;
8. Eviter toute forme de pollution pouvant résulter d'une pratique agricole ;
9. Maintenir la diversité génétique des systèmes agraires, de leur environnement, y compris la protection des plantes et des animaux sauvages ;
10. Permettre aux agriculteurs une juste rémunération en contrepartie de leur travail et leur donner un environnement de travail sûr et sain ;
11. Tenir compte de l'impact des techniques culturales sur l'environnement et le tissu social.

Voir aussi les ouvrages de A. Pochon, *Du champs à la source, retrouver l'eau pure*, CEDAPA, 1991 et *Les champs du possible, plaidoyer pour une agriculture durable*, Syros et Alternatives Economiques, 1998

⁸ GAB, 2 av du Chalutier sans Pitié - Bât. Groupama - B.P. 332 - 22 193 PLERIN CEDEX

biologique (Ministère de l'Agriculture)⁹.

La Fédération Internationale des Mouvements d'Agriculture Biologique (IFOAM) a précisé dans un cahier des charges cadre les principaux objectifs de l'agriculture biologique (voir encadré ci-contre).

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 la rotation des cultures et au maintien d'un taux de matière organique élevé. Les produits autorisés pour la fertilisation, la lutte contre les insectes et les maladies sont dûment répertoriés. Les engrais chimiques, les herbicides, les insecticides, les fongicides de synthèse sont interdits. L'agriculture biologique utilise, de préférence, la fumure organique (fumier issu des élevages, guano, algues marines, débris végétaux). Les matières organiques fraîches doivent être compostées avant emploi, c'est-à-dire soumises à un processus particulier de fermentation à l'air libre. L'apport en azote ne doit pas dépasser 170 kg/ha, sauf pour ce qui concerne le lisier de porcs dont la limite est fixée à 140 unités.

2.3.5 Les idées clés de ces quatre formes d'agriculture

Les formes d'agriculture présentées ci dessus reflètent 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 7).

VALEURS SOCIALES/ SCENARIO	<i>Rentabilité économique</i>	<i>Préservation de l'environnement et qualité des produits</i>	<i>Impacts territoriaux</i>
<i>Agriculture intensive-productiviste</i>	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	Ne constitue qu'un élément nécessaire à la production (facteur de production)	Le développement territorial est nécessaire pour faciliter les échanges commerciaux (autoroutes, aéroports...)
<i>Agriculture raisonnée</i>	① Recherche d'un coût minimum et d'un excédent brut d'exploitation maximum, importance des coûts intermédiaires et poids du marché	Argument de vente de produits agricoles ou dans la gestion des exploitations (normes ISO), importance de l'image de marque, meilleure utilisation des intrants	Souci du maintien d'une activité agricole en Bretagne, forts liens avec les industries agro-alimentaires
<i>Agriculture économe</i>	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	Pour une agriculture dynamique, créatrice d'emplois
<i>Agriculture biologique</i>	Recherche d'une valeur ajoutée forte	① L'agriculture coévolve avec la nature	Pour le bien-être des hommes et des animaux, et pour la création d'emplois

Tableau 7 : Hiérarchisation des priorités dans chacun des quatre formes d'agriculture

⁹ Arrêté du 21/12/92 portant sur l'homologation des cahiers de charges concernant le mode de production biologique des animaux et produits animaux ainsi que la Loi n°80-502 du 4 juillet 1980 d'orientation agricole modifiée par la loi n°1202 du 30/12/88 (JO 31/12/88).

Cette typologie permet de faire apparaître les idées clés de chaque forme d'agriculture. Une comparaison de la hiérarchie des priorités est possible. Thème récurrent, la rentabilité économique se traduit par la recherche de la production de masse à un coût faible dans les deux premières formes d'agriculture ; et par la poursuite d'une valeur ajoutée forte pour les deux derniers. Autre thème majeur, la préservation de l'environnement et la qualité des produits agricoles se déclinent comme argument commercial pour les deux premières formes mais également comme partie intégrante du processus de production pour les agricultures économe et biologique. Enfin, les impacts territoriaux sont appréhendés comme mode de développement (aménagement du territoire, infrastructure, emplois...).

Si les dimensions économiques peuvent être abordées à partir d'indicateurs telles que la production agricole, le rendement, la rentabilité... (voir section 2.2), les aspects environnementaux posent le problème du choix des indicateurs de pression. C'est l'objet de la section suivante (voir section 2.4).

2.4 Définition des indicateurs de pression environnementale

L'idée de cette quatrième section est d'identifier les indicateurs qui pourraient servir pour refléter les pressions environnementales exercées par l'agriculture. 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.

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 Structuraux (ZES), c'est-à-dire des zones sur lesquelles plus de 170 kg d'azote d'origine animale sont apportés par hectare.¹⁰

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

¹⁰ 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.

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.

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.

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.¹¹ 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 actives¹², 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) 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).¹³

¹¹ 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.

¹² 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.

¹³ Depuis le 1^{er} septembre 1998, des arrêtés préfectoraux réglementent l'emploi d'atrazine et de diuron sur les quatre départements bretons.

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 8).

Nature	Matières actives	Nombre de recherches	Nombre de détections	% de détections	Quantité épanchée (kg)	% 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 8 : 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 épanchées 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 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 Départementale de l'Équipement...).

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. Par la suite, c'est plus particulièrement au problème des nitrates que nous nous intéresserons du fait d'une plus grande facilité pour les intégrer dans la modélisation M3ED-AGRI (voir section 3). Le cas des pesticides sera étudié ultérieurement.

3. La modélisation des scénarios

Jusqu'à présent notre démarche a consisté (i) en l'identification d'un problème environnementale, celui de la dégradation de la qualité de l'eau en Bretagne et (ii) en la présentation du cadre d'analyse et la recherche des variables qui nous semblent les plus pertinentes pour traiter des mesures alternatives qu'il est possible de développer afin de limiter l'impact de l'agriculture sur l'environnement.

Dans cette troisième section, il s'agit de développer une modélisation, le M3ED-AGRI, afin, premièrement d'envisager une prolongation des tendances suivies par les quatre formes d'agriculture préalablement repérées. Deuxièmement, le M3ED-AGRI servira de support à une analyse coût-efficacité mêlant des dimensions économiques et environnementales.

Pour ce faire, quatre étapes seront franchies : la présentation du M3ED-AGRI (section 3.1), les outils de l'analyse coût-efficacité (section 3.2), les résultats des scénarios (section 3.3) et la discussion des résultats (section 3.4).

3.1 Le modèle régional AGRI

Le modèle AGRI est un modèle d'offre agricole multi-produits appliqué à la seule région bretonne. Nous présenterons tout d'abord la structure du M3ED-AGRI (sous-section 3.3.1). Nous détaillerons par la suite la production agricole (sous-section 3.3.2) et les indicateurs de pression environnementale (sous-section 3.3.3).

3.1.1 La structure du M3ED-AGRI

Le modèle M3ED-AGRI est un module, présentant l'activité agricole dans la seule région bretonne. Le lien entre le M3ED et le M3ED-AGRI réside dans le taux de croissance de l'économie nationale – et plus particulièrement du secteur agricole – fourni au M3ED-AGRI par le M3ED (voir Douguet & Schembri 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'à 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 Tableau 9.

TABLEAU D'ENTREE		PRODUCTION				
	Production animale		Production animale	Production végétale	Surface	Produ tota
Emissions organiques	Ai	Engrais organiques	-	Bi	Si	
		Engrais chimiques	-			
		Pesticides	-	Pi	Sp	
		Eau	Oa	Ov		
		Surface	Sa	Sv	St	
		Production totale	Xa	Xv		X
		Part en France				X
		Part en Europe				Xi
		Exportation				Ex

Tableau 9 : 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 hectare ; *Pi*, le taux d'utilisation de pesticides par culture ; *Oa*, la consommation d'eau par le bétail ; *Ov*, la consommation animale ; *Sv* le rendement à l'hectare ; *Xa* et *Xv*, respectivement les productions animale et végétale ; *Si*, la concentration d'utilisation de pesticides par hectare ; *St*, la surface agricole utilisable totale ; *Xt*, la production agricole totale ; *Xf*, la production agricole bretonne en France, *Xe*, la part de la production agricole française en Europe , *Ext*, la part de la production agricole française dans celle au niveau français, *Exi*, le niveau d'exportation d'azote, de phosphore et de potasse par les cultures végétales.

3.1.2 La production agricole

La modélisation de l'offre agricole intègre la diversité des conditions structurelles des exploitations bretonnes, ainsi que le potentiel de substitution entre les différentes pratiques culturales et d'élevage¹⁴. Le modèle permet en cela d'appréhender, à l'échelle régionale, les coûts d'adaptation de l'offre des exploitants en réponse à l'application de dispositifs réglementaires visant à préserver la qualité de l'eau. La production régionale, laquelle comprend les composantes végétale et animale, apparaît comme suit :¹⁵

$$Q_{AGR}(t) = a_v(t).Q_{AGR}(t) + a_a(t).Q_{AGR}(t)$$

$$a_v(t) = \frac{\sum Q_n(t)}{Q_{AGR}(t)} ; n \in N$$

$$a_a(t) = \frac{\sum Q_b(t)}{Q_{AGR}(t)} ; b \in A$$

3.1.2.1 Les productions végétales

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 agricoles¹⁶ :

$$Q_n(t) = \begin{cases} r_n(t).S_n(t).v_v(t) & \text{pour tout } t < \bar{t} \\ r(\Phi(e_n, t), \bar{r}_n).S_n.v_v(t) & \text{pour tout } t \geq \bar{t} \end{cases}$$

$$v_v(t) = \frac{Q_v(t)}{Q_v(0)}$$

$$r_n = \frac{Q_n(0)}{S_n(0)}$$

ρ désigne le rendement à l'hectare pour la culture n , S la superficie et ω le facteur de croissance ; $\Phi(e_n, t)$ est une fonction de distribution d'un délai et e l'opérateur de délai associé au temps de réalisation d'un objectif de rendement. C'est alors en fonction des objectifs de rendement préalablement posés que nous mesurons les incidences des formes d'agriculture sur les usages de pesticides et les émissions nettes d'azote.

¹⁴ Les données sollicitées pour la modélisation proviennent des nomenclatures proposées par l'IFEN, EUROSTAT et l'AGRESTE. Dans le cadre du modèle intégré AGRI, l'output agricole est évalué en volume (année initiale 1990).

¹⁵ Pour une présentation détaillée du modèle structurel de simulation M3ED voir Schembri (1999).

¹⁶ Dans l'écriture qui suit, \bar{t} n'est autre que la date à laquelle les formes alternatives d'agriculture commenceraient à être mises en application, l'année 2000 dans le cadre de nos simulation. Par ailleurs, tout paramètre \bar{x} intervient en tant que paramètre de contrôle dans l'élaboration des scénarios testés.

Tableau 10 : 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
Production						
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	0.037	0.037	0.037	0.037	
<i>nombre moyen de traitements***</i>						
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

* normes CORPEN ** AGRESTE (1991) *** Bonny et Carles (1993)

3.1.2.2 Les productions animales

Le niveau de production animale doit satisfaire aux exigences liées à la dynamique de population et à la nutrition du troupeau. Toute production animale dépend du chargement, de la superficie sollicitée et d'un facteur de croissance associé à la demande en produits d'élevage :

$$Q_b(t) = \mathbf{k}_b \cdot N_b(t) \cdot \mathbf{a}_b$$

$$N_b(t) = \begin{cases} \left(\mathbf{j}_f^b\right)^{-1} \cdot \mathbf{s}_b \cdot \mathbf{v}_a(t) & \text{pour tout } t < \bar{t} \\ \mathbf{j} \left(\Phi \left(\mathbf{e}_{b,t}, \left(\mathbf{j}_f^b\right)^{-1} \right) \right) \mathbf{s}_b \cdot F_f^b(t) & \text{pour tout } t \geq \bar{t} ; \end{cases}$$

$$\mathbf{k}_b = \frac{Q_b(0)}{\mathbf{a}_b \cdot N_b(0)}$$

$$\mathbf{s}_b = \frac{N_b(0)}{S_{ep}(0)}$$

$$\mathbf{j}_f^b = \frac{F_f^b(0)}{S_{ep}(0)}$$

Q_b définit ici la quantité de viande effectivement produite et N le nombre de têtes ; k_b désigne le poids net moyen et S_b le nombre d'animaux par unité de surface épandable ; S_{ep} la surface agricole dite épandable¹⁷ ; j_f^b désigne la quantité de fertilisant f d'origine animale b par unité de surface épandable ; a_b n'est autre que la part du cheptel effectivement abattue à l'issue de l'année initiale ; enfin v_a le facteur de croissance rattachée à la demande en produits agricoles d'origine animale.

Tableau 11 : Configuration paramétrique pour les productions animales

	porcins				
	bovins	charcutiers	truies	volailles	ovins et caprins
kg d'azote par tête*	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
proportion animaux abattus**	0,239	2,22	0,148	0,0043	0,96
chargement par ha***	1,389	3,9	1,1	35	

*normes CORPEN ** AGRESTE (1991) *** effectifs (AGRESTE 91) rapportés à la S.A. épandable

3.1.3 Les indices de pression écologique

Pour ce qui est des émissions polluantes, le modèle dispose de charges variables ventilée par type de culture. Nous calculons les quantités moyennes de produits phytosanitaires sollicitées en tenant compte des fréquences annuelles d'épandage. Il vient alors que toute production végétale peut nécessiter l'usage de produits phytosanitaires afin de satisfaire les objectifs de rendement :

$$P_p^n(t) = \begin{cases} P_p^n \cdot r_n(t) \cdot n_p^n \cdot S_{ep}^n(t) \cdot t_p^n \cdot v_v(t) & \text{pour tout } t < \bar{t} \\ \bar{P}_p^n \cdot (r(\Phi(e_n, t), \bar{r}_n) \cdot n_p^n \cdot S_{ep}^n) \cdot \bar{t}_p^n \cdot v_v(t) & \text{pour tout } t \geq \bar{t} ; \end{cases}$$

$$P_p^n = \frac{P_p^n(0)}{Q_n(0)} \text{ avec } p \in P$$

$$n_p^n = \frac{Q_n(0)}{S_{ep}^n(0)}$$

P_p^n exprime la quantité de produit phytosanitaire de type p utilisée afin d'obtenir un quintal de culture de type n ; t_p^n désigne le nombre moyen de traitements à l'année ; n_p^n n'est autre que 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.

¹⁷ Laquelle est supposée représenter près de 70% de la surface agricole utile.

Quant aux fertilisants chimiques, nous calculons les quantités moyennes d'engrais épandues à l'hectare, auxquelles les taux d'apport en azote, phosphore et potasse sont appliqués. Si bien que toute production végétale peut conduire à une consommation d'engrais, laquelle s'écrit :

$$F_f^n(t) = \begin{cases} \mathbf{f}_f^n \cdot \mathbf{r}_n(t) \cdot S_n^f(t) \cdot \mathbf{v}_v(t) & \text{pour tout } t < \bar{t} \\ \bar{\mathbf{f}}_f^n \cdot \mathbf{r}(\Phi(\mathbf{e}_n, t), \bar{\mathbf{r}}_n) \cdot S_n^f(t) \cdot \mathbf{v}_v(t) & \text{pour tout } t \geq \bar{t}; \end{cases}$$

$$\mathbf{f}_f^n = \frac{F_f^n(0)}{Q_n(0)} \text{ avec } f \in \Phi$$

\mathbf{f}_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 surcroît, nous notons que toute production animale est caractérisée des apports en azote, phosphore et potasse :

$$F_f^b(t) = \begin{cases} \mathbf{h}_f^b \cdot N_b(t) & \text{pour tout } t < \bar{t} \\ \mathbf{h}(\Phi(\mathbf{e}_f^b, t) \bar{\mathbf{h}}_f^b) \cdot N_b(t) & \text{pour tout } t \geq \bar{t}; \end{cases}$$

$$\mathbf{h}_f^b = \frac{F_f^b(0)}{N_b(0)}$$

\mathbf{h}_f^b exprime les apports moyens en azote, phosphore et potasse pour chaque animal sur l'année¹⁸. Les déjections animales représentent une source importante d'azote. Le développement des élevages intensifs conduit à une progression accrue des effluents. De surcroît, la concentration géographique de ces pratiques engendre une saturation des surfaces d'épandage. Pareilles pratiques se traduisent par des apports azotés qui excèdent la capacité d'épuration des sols et des cultures, et donc à des problèmes écologiques importants.

Du fait de la difficulté d'intégrer les aspects liés aux pesticides, nos principaux indices de pression écologique sont synthétisés dans l'approximation des bilans azoté, phosphoré et potassique pour la région Bretagne :

$$B_f(t) = \sum_b F_f^b(t) + \sum_n F_f^n(t) - \sum_n \mathbf{y}_f^n \cdot Q_n(t)$$

$$\mathbf{y}_f^n = \frac{f_n}{Q_n}$$

B_f exprime le bilan des diverses catégories de polluants associées aux activités agricoles. Pareille 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 ($\mathbf{y}_f^n \cdot Q_n$). Le bilan est ainsi calculé pour l'azote, le phosphore et la potasse. Pareille approche constitue notre support analytique pour mesurer la performance environnementale des activités agricoles au plan régional.

¹⁸ L'azote organique 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).

Nous admettons qu'en raison des contraintes de lisibilité qu'une lecture rigoureuse du modèle impose, les possibilités de désagrégation demeurent limitées et les pertes d'information inéluctables. Cela étant, la présente recherche consiste à rappeler que ces pertes témoignent également d'un certain nombre d'incertitudes quant à l'information disponible, quant à sa qualité et quant aux pratiques agricoles et autres conditions pédo-climatiques qui sont en jeu. En effet, toute compréhension exhaustive de l'enchaînement causal associant l'agriculture et la qualité des eaux semble veine, voire même impossible dans l'état actuel de nos connaissances. De sorte que l'incertitude devient partie prenante dans la décision de mettre en place telle ou telle politique de gestion de l'eau. Souhaitant dépasser le débat quant au calcul d'une mesure précise de la qualité des eaux, le travail de modélisation engagé vise plutôt à définir quelques indicateurs de pression environnementale, calibrés au plan d'une région et en dynamique, lesquels nourriront les termes d'une analyse coût-efficacité.

Nous proposons que l'évaluation des politiques de contrôle de la qualité des eaux suscite une approche prospective. Pour chaque spécification particulière des indices de pression écologique sollicités, nous rattachons un scénario propre. Dans ce cadre, l'évaluation consiste à mesurer l'écart entre les diverses tendances simulées. Cet écart constitue une valeur approchée du coût d'adaptation du système, lequel résulte du passage, de la transition entre deux tendances. Par référence à l'analyse coût - efficacité, il s'agit alors de comparer les sentiers d'évolution des principaux agrégats économiques et des indices de pression écologique. C'est alors la différence fondamentalement dynamique entre l'évolution tendancielle d'un agrégat économique et celle que ce même agrégat suivrait s'il demeurait écologiquement ajusté, qui représente une rationalisation du coût économique du contrôle. Par ailleurs, c'est l'écart entre l'évolution tendancielle d'un indice de pression écologique et celle adoptée lorsqu'une norme environnementale est appliquée qui rationalise la performance écologique du contrôle.

3.1.3 La traduction des scénarios dans le M3ED-AGRI

Quatre scénarios, représentant la poursuite des tendances préalablement établies, ont été distingués :

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.¹⁹

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

¹⁹ Voir le site Internet : <http://www.farre.org/>

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 raisonnée*.

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. Cette démarche globale vise à préserver 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.

La caractérisation des scénarios dans le M3ED-AGRI passe donc par le changement des coefficients techniques.

		Laisser – Faire		Raisonné		Économe
		<i>Production végétale</i>	<i>Surface</i>	<i>Production végétale</i>	<i>Surface</i>	<i>Production végétale</i>
Engrais organiques	Blé	<i>Voir les coefficients techniques (Chapitre IV.2.2)</i>	Pas de limite	<i>Même coefficients que scénario Laissez – Faire</i>	Max. 170 kg d'azote/ha	<i>Même coefficients que scénario Laissez – Faire</i>
	Maïs Fourrage		Pas de limite		Pas de limite	
Engrais chimiques						
Pesticides	Blé	0,037	-	<i>Même coefficients que scénario Laissez - Faire</i>	-	<i>Même coefficients que scénario Laissez - Faire</i>
	Maïs	0,087				
	Fourrage	0,037				
Surface	Maïs – fourrage	111 (qx/ha)	Densité animale : Bovin : 1,33 Porc char-cutier: 2,7 Truie : 0,87 Volaille : 35	111 (qx/ha)	<i>Même coefficients que scénario Laissez - Faire</i>	111 (max 33% SAU)
	Maïs – grain	90 (qx/ha)		90 (qx/ha)		90 (qx/ha)
	Autres céréales	85 (qx/ha)		85 (qx/ha)		70 (qx/ha)
	Fourrage	-		-		7-8 T (max 55% SAU)

Tableau 12 : Présentation des coefficients techniques pour chaque scénario

En ce qui concerne la production agricole, les rendements de la production végétale, la densité de la production principaux facteurs limitants. Les émissions d'azote dépendent ici des rendements de la production végétale, de la de l'apport par hectare. Si dans le cas du scénario *Laissez-Faire*, il n'existe aucune limite, les scénarios *raisonné* et respect de la directive "nitrates" tandis que le scénario *économe* va bien en deçà de ce seuil. Enfin, dans la forme actuelle de pesticides restent les mêmes pour les trois premiers scénarios. L'agriculture *biologique* n'a pas recours à ce genre

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.

3.2 Les outils de l'analyse Coût-Efficacité

La modélisation sollicitée propose une mesure dynamique de la performance environnementale et des coûts d'adaptation associés à la mise en œuvre de politiques visant à contrôler la qualité des eaux. Il vient alors que l'étude du coût économique d'adaptation 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'. A cet égard, nous tenons à rappeler que l'évaluation revêt un contenu fondamentalement dynamique, lequel se résume à la comparaison des tendances simulées, en aucun cas à la comparaison des grandeurs produites à un instant donné. Dans cet ordre d'idées, l'étude de la performance environnementale conduit à observer les évolutions tendancielle et 'écologiquement ajustée' de certains indices de pression écologique, tels que les émissions de produits phytosanitaires, les émissions d'azote et le bilan azoté.

Si l'on écrit $Q_{agr}^{ref}(t)$ le produit agricole tendanciel, lequel ne serait pas soumis à la contrainte du contrôle environnemental, et $Q_{agr}^i(t)$ le produit agricole 'écologiquement ajusté'. Une mesure du coût économique d'adaptation consisterait alors à déduire du produit tendanciel la part 'détruite' par le respect de l'exigence écologique :

$$C_i(t) = Q_{agr}^{ref}(t) - Q_{agr}^i(t).$$

Il vient alors que la perte de croissance économique issue de la contrainte écologique prend forme dans l'expression du coût d'opportunité rapporté au produit tendanciel :

$$X_i(t) = \frac{C_i(t)}{Q_{agr}^{ref}(t)}.$$

Pareille mesure constitue également une rationalisation du coût économique total de la transition vers des pratiques agricoles 'écologiquement ajustées'. Nous proposons en cela une interprétation dynamique de la perte de croissance, puisque le modèle utilisé trace l'évolution de la charge économique sur tout l'horizon temporel considéré, en plus de celle présente à l'instant où l'exigence écologique se fait jour.

Nous sollicitons la même approche pour définir la performance environnementale. L'indice de pression écologique retenu n'est autre que le bilan azoté engendré par chacune des formes alternatives d'agriculture testées. Il vient alors que le calcul de la performance environnementale prend forme dans 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 sorte que la part d'amélioration de la qualité environnementale s'écrit :

$$\Pi_i(t) = \frac{\Delta P_i(t)}{B_f^{ref}}$$

Il nous reste désormais à définir un critère approprié de classification de chacune des formes d'agriculture proposées. Il est clair que pareille définition soulève des questions théoriques fondamentales, lesquelles s'inscrivent notamment dans l'exercice même de modélisation des pratiques agricoles. Cela étant, par souci de clarté, nous proposons de conceptualiser toute pratique agricole comme suit :

Proposition 1 : *une pratique agricole i désigne une action 'écologiquement ajustée' qui accroît la probabilité d'améliorer la qualité de l'eau, par une baisse des émissions nettes d'azote, à un coût économique total donné, en termes de perte additionnelle de croissance qui serait nécessaire pour rendre pareille probabilité réalisable.*

Procédant de la sorte, notre critère de classification revêt un caractère multidimensionnel, insérant sous une même expression le coût et la performance pour chacune des pratiques agricoles considérées :

$$R_i(t) = \frac{X_i(t)}{\Pi_i(t)}.$$

Le critère de classification des pratiques agricoles mesure précisément le pourcentage de perte de croissance par pourcentage d'accroissement de la performance environnementale. Cette forme d'élasticité n'est autre que l'expression du coût économique marginal étroitement associé au mode d'ajustement des pratiques agricoles adopté. 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, mais non d'une grandeur aussi importante que celle de la performance. Enfin, l'éventualité d'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 une mesure de la faisabilité économique d'objectifs environnementaux. A cet égard, nous ne saurions discuter le fait que pareil critère révèle une dimension hautement heuristique, évoquant le caractère nécessairement multidimensionnel de l'évaluation des politiques d'environnement. Nous convenons également que ce critère souligne l'importance des changements structurels auxquels le secteur agricole devra se soumettre s'il suit tel ou tel mode d'ajustement. On ne doute pas enfin que l'opinion des agriculteurs, leur volonté d'adhérer à tel ou tel mode devient un facteur fondamental, lequel peut être aussi à l'origine d'une certaine inertie dans les comportements de production et de consommation. Si bien que 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 :

Proposition 2 : *la mise en œuvre de toute pratique agricole i implique une charge d'adaptation, laquelle est mesurée en termes de perte additionnelle de croissance nette du surcroît de performance réalisé.*

Nous notons que 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 bien connu des économistes souligne la difficulté de gérer le décalage temporel entre le sacrifice consécutif à une mesure de contrôle des pollutions qui a trait au court terme, et les effets bénéfiques sur l'environnement qui n'apparaissent qu'à long terme qui lui sont associés. Inscrit dans cet ordre d'idée, le

second critère de classification est calculé en différence, déduisant du rythme de progression de la perte de croissance, celui rattaché à la performance environnementale pour chacun des scénarios proposés :

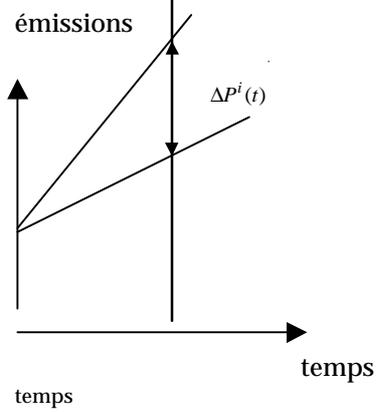
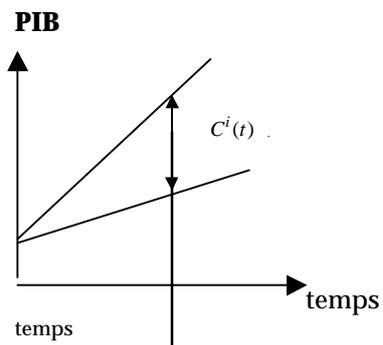
$$G_i(t) = \frac{\Delta R_i(t)}{R_i(t)} = \frac{\Delta X_i(t)}{X_i(t)} - \frac{\Delta \Pi_i(t)}{\Pi_i(t)}$$

Ce critère fondamentalement dynamique permet de mettre en lumière l'importance des délais de mise en application des modes d'ajustement choisis, de même que le coût économique qui leur est associé. 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 résumé l'ensemble de la démarche d'évaluation peut se résumer dans les graphiques suivants. Trois séries d'indicateurs sont distingués (voir séries de graphiques, pages suivantes) :

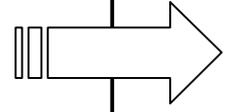
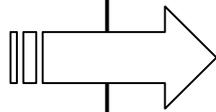
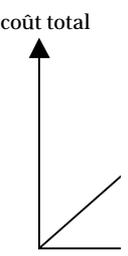
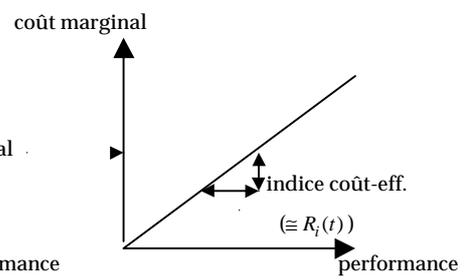
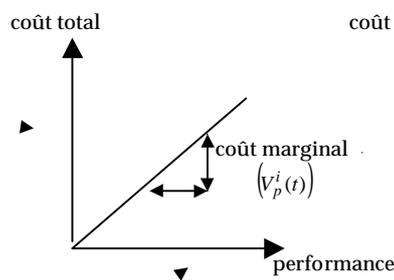
- La simulation des scénarios d'adaptation. Il s'agit de calculer, pour l'indicateur économique (ici le PIB) et l'indicateur d'émissions de polluant, la différence entre le scénario tendanciel et le scénario écologiquement ajusté. On obtient de la sorte, le coût d'adaptation et la performance environnementale liés au passage du scénario tendanciel à un scénario écologiquement ajusté.
- La construction des courbes de coûts. Ap partir de la première série de résultats, il est possible de les rassembler dans un seul graphique. En abscisse, on place la performance et en ordonnée le coût total. Il est alors aisé d'effectuer la même opération pour le coût marginal. Cette démarche s'inscrit dans le cadre d'une évaluation en statique comparative. Cette étape permet également le calcul de l'indice de classification (appelé précédemment $R_i(t) = \frac{X_i(t)}{\Pi_i(t)}$).
- Troisième et dernière étape, l'évaluation des charges qui s'inscrit dans l'optique d'une évaluation en dynamique. En particulier, ce second critère de classification met en lumière l'importance des délais de mise ne place des modes d'ajustement.

SIMULATION DES SCENARIOS D'ADAPTATION



CONSTRUCTION DES COURBES DE COUT

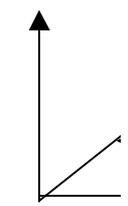
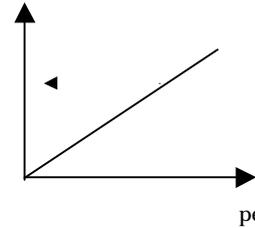
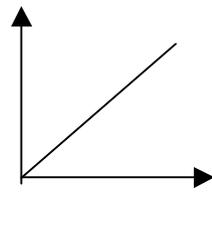
DE REDUCTION
(évaluation en statique comparative)



indice coût-eff

taux de variation de l'indice

$$\frac{\Delta R_i(t)}{\Delta t}$$

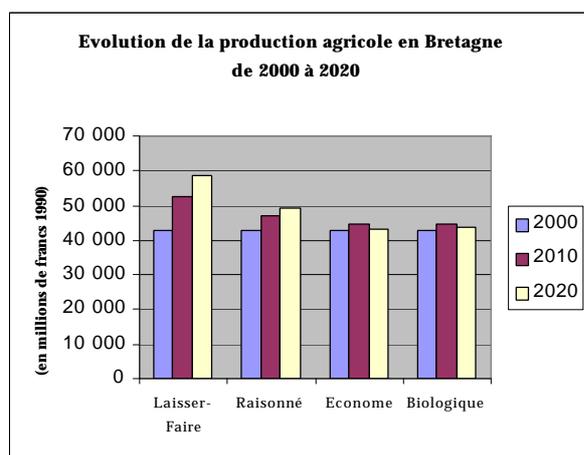


3.3 Les résultats des scénarios

Les simulations ont été effectuées à partir de la modélisation M3ED-AGRI sur une période de 20 ans (2000-2020).²⁰ 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 (section 3.3.1). Dans un cadre analogue, les coûts économiques et la performance de la réduction des émissions d'azote sont établies pour chacun des scénarios (section 3.3.2). Enfin, dans un troisième point, nous verrons les charges d'adaptation liées au respect de la directive "nitrates" (section 3.3.3).

3.3.1 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.



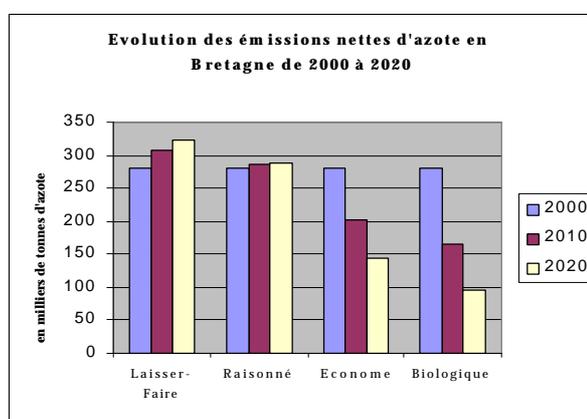
Les scénarios *économe* et *biologique* se caractérisent par une stabilisation, de la production à long terme. Néanmoins, cette situation comparable ne reflète pas une évolution similaire puisque dans le scénario *économe*, c'est la production animale qui connaît la plus forte baisse. Dans le scénario *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 apportées par l'agriculteur et celles consommées par les productions végétales, apparaît comme croissante dans les 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

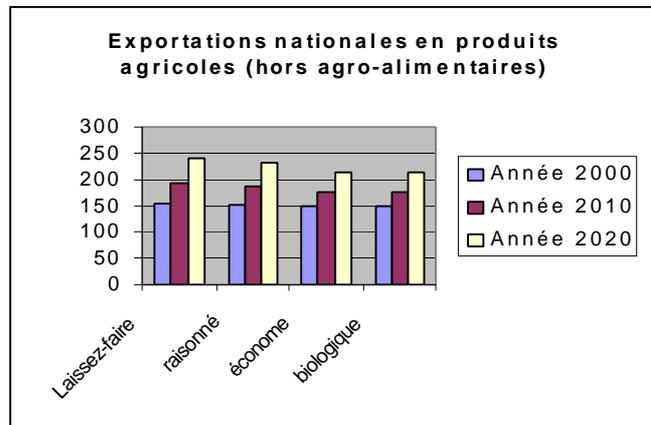


²⁰ Les simulations ont été réalisées à partir du logiciel Vensim™.

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.

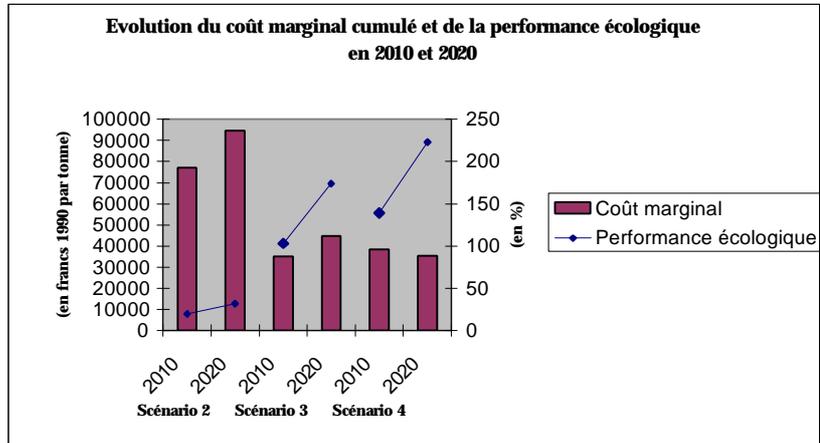
En intégrant la dimension internationale de la production agricole bretonne, à travers les exportations nationales, on fait apparaître des résultats issus de la modélisation M3ED. Deux tendances sont soulignées dans le graphique ci-contre. Le scénario *Laissez-faire* et *raisonné* engendre un niveau d'exportations substantiellement plus élevé que celui des autres scénarios, à savoir *économe* et *biologique*.



3.3.2 Les coûts économiques et la performance écologique des scénarios d'agriculture durable

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-contre, le scénario 2 (agriculture raisonnée) se caractérise par un coût marginal de dépollution élevé pour une performance environnementale relativement faible.

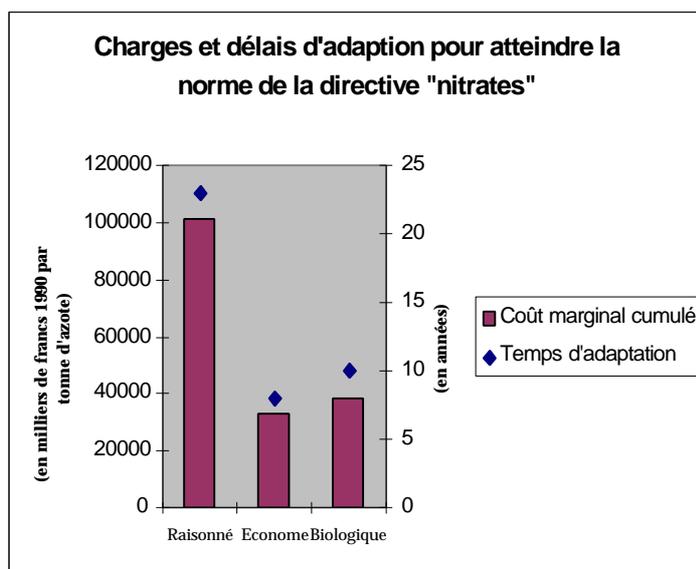


Pour ce qui est des scénarios "économe" (scénario 3) et "biologique" (scénario 4), la variation des coûts économique de limitation du potentiel de pollution est moindre que celle de la performance écologique.

3.3.3 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 près 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 *économe* 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.

Les résultats obtenus soulignent l'ampleur du coût économique d'adaptation du secteur agricole s'il fallait adhérer à l'option *économe* 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 somme toute significatif. Le différentiel de coût observé entre la forme d'agriculture *biologique* et celle *économe* résulte d'une contingence plus ténue sur la pollution azotée d'origine organique pour la seconde forme d'agriculture. Sachant l'importance de la production d'origine animale dans produit agricole breton, cette contingence n'est pas compensée par le surcroît de rendement qu'autorise cette forme d'agriculture comparée à celle *biologique* au plan végétal. Nous rappelons toutefois que l'analyse demeure purement physique. De sorte que les données relatives au marché des produits biologiques tendraient à avilir quelque peu la force de ces résultats. Il n'en demeure pas moins vrai que pareille option fournit vraisemblablement les résultats les plus contrastés autant au plan structurel qu'au plan de la performance environnementale.

3.4 Discussion autour des scénarios

Ce dernier point vise à développer une discussion autour de la mise en œuvre des scénarios préalablement établis : le scénario *raisonné* (sous-section 3.4.1), le scénario *économe* (sous-section 3.4.2) et le scénario *biologique* (sous-section 3.4.3). Il s'agit plus particulièrement de mettre en évidence la signification des différents indicateurs suivant le scénario retenu et de leurs implications. Un tableau récapitulatif sera proposé dans un dernier point (sous-section 3.4.4).

Il est à noter que pour chacun des scénarios, la forme de modélisation adoptée suppose une évolution constante de la demande finale à un taux de croissance annuel moyen de 1.6%. De surcroît, la part des exportations en produits agricoles est également supposée constante au cours du temps, quelque soit le scénario adopté.

3.4.1 La soutenabilité à travers le scénario *raisonné*

La croissance du produit agricole régional est de 1.1% par an sur 20 ans, soit une progression de 20.2% en 2010 par rapport à 1990. Deux activités caractérisent ce scénario : la production agricole et le financement de programmes d'amélioration des pratiques agricoles et de traitement des déchets (traitement de lisier par exemple) qui, comme nous l'avons souligné dans le graphique *Les charges d'adaptation pour répondre à la directive "Nitrates"* (voir sous-section 3.3.3), constitue un investissement important.

L'amélioration des performances écologiques est essentiellement liée à la limitation des apports en fertilisants azotés d'origine animale. Néanmoins, et comme le souligne le graphique *Evolution des émissions nettes d'azote* (voir sous-section 3.3.1), une stagnation de l'indicateur de pression est envisagée à long terme. La recherche du respect de la Directive "Nitrates" telle qu'elle est proposée par le scénario *raisonné* n'engendre pas de réelle amélioration de la situation environnementale.

Ce scénario souligne que l'agriculture bretonne maintient sa position exportatrice, de sorte qu'elle dépend fortement des marchés mondiaux.

Enfin, à terme, l'évolution du climat social ne tendrait pas, durant cette période, vers un apaisement. En effet, bien que ce scénario s'insère dans l'optique du respect de la directive "Nitrates", les demandes sociales ne sont pas réellement prises en compte. Tout d'abord, le coût associé à la mise en œuvre de ce scénario reste des plus élevés. Or, nous l'avons souligné à maintes reprises, le lobby des citoyens dénonce ce point. De plus, la logique intensive-productiviste n'est pas pour autant bannie, ce qui constitue une autre de leurs revendications.

Ceci nous amène à souligner que le scénario *raisonné* met en scène une agriculture dont l'évolution repose sur des technologies et sur le respect de normes sociales, mettant en avant l'importance des relations entre les activités humaines et l'environnement physique. En d'autres termes, ce scénario privilégie les fonctions environnementales destinées aux activités humaines au détriment des fonctions internes aux systèmes du capital naturel. A notre sens, l'idée de substituabilité des fonctions environnementales est sous-jacente à ce scénario.

3.4.2 La soutenabilité à travers le scénario *économe*

Le scénario *économe* suppose une croissance du produit agricole régional de 0.8% par an sur 20 ans, soit une progression de 16% entre 1990 et 2010. Une croissance modérée de la production, à terme, semble caractériser le scénario *économe*. Cependant, le montant des financements, tel que nous l'avons envisagé (voir graphique intitulé *Charges et délais d'adaptation pour atteindre la norme de la directive "Nitrates"* dans sous-section 3.3.3), est supposé largement plus faible que ceux nécessaires pour le scénario *raisonné*. La part des financements des actions d'amélioration des pratiques agricoles et celles associées au traitement des déchets est moindre que dans le scénario précédent.

Une autre caractéristique de ce scénario est que les niveaux des prix des produits agricoles sont indifférenciés entre les alternatives dans cette étude. Or, nous avons précédemment souligné que l'agriculture *économe*, tout comme d'ailleurs l'agriculture *biologique*, se caractérise par une valeur ajoutée importante. Cet aspect n'est nullement souligné ici. Dans ce scénario, tout comme dans le scénario qui suit, l'accent est plutôt mis sur la qualité que la quantité du produit agricole. A cet égard, l'effet "volume" sous-jacent à la croissance de la production agricole dans le scénario *raisonné* n'apparaît pas dans les deux autres alternatives (voir graphique intitulé *Evolution de la production agricole en Bretagne* dans sous-section 3.3.1).

Au niveau des indicateurs de performance écologique (voir graphique intitulé *Evolution des émissions nettes d'azote en Bretagne* dans sous-section 3.3.1), il est à souligner que l'amélioration est surtout liée à une évolution des modes de production, limitant fortement les quantités d'éléments fertilisants d'origine animale épandues. Ceci est largement le fait de l'optique de cette alternative qui repose non pas sur le respect de la Directive "Nitrates" comme objectif ultime de la démarche, mais sur des niveaux d'épandage d'azote d'origine animale plus faibles. Cette démarche revêt un caractère agronomique.

Telle que nous l'avons présenté, le scénario *économe* prône la recherche de la satisfaction des besoins nationaux avant toute idée d'exportation.

Il est à souligner, tout comme dans le cas du scénario *biologique*, un apaisement des conflits sociaux du fait d'une plus large prise en compte de la demande sociale, tant du point de vue des financements des

activités – subventions d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement et non pour faire évoluer une agriculture ayant de forts impacts sur le milieu naturel ou d'actions de traitement des déchets – que de celui de la qualité des biens agricoles et de l'aménagement du territoire.

Dans le scénario *économe*, l'évolution de la production dépend à la fois des changements techniques et de la structure du mode de production au sein de l'exploitation. La soutenabilité forte repose sur le maintien d'une certaine complémentarité des fonctions environnementales internes aux systèmes de capital naturel et celles fournies aux activités humaines.

3.4.3 La soutenabilité à travers le scénario *biologique*

Le scénario biologique suppose une croissance du produit agricole régional de 0.9% par an sur 20 ans, soit une hausse de 18% entre 1990 et 2010. Une légère augmentation la production agricole apparaît durant la période de la simulation (voir graphique intitulé *Evolution de la production agricole en Bretagne* dans sous-section 3.3.1). Cependant, une très faible part du surplus économique dégagé par l'économie est affectée au financement d'actions de conversion de l'agriculture et à la mise en œuvre de systèmes d'épuration et de traitement des déchets d'origine animale (voir graphique intitulé *Charges et délais d'adaptation pour atteindre la norme de la Directive Nitrates* dans sous-section 3.3.3).

Les performances écologiques sont importantes (voir graphique intitulé *Evolution des émissions nettes d'azote en Bretagne* dans sous-section 3.3.1). Ces dernières sont surtout liées à la non utilisation d'engrais azotés d'origine chimique ainsi qu'à une moindre densité animale. Ici, tout comme dans le scénario *économe*, ce n'est pas la recherche du respect de la directive "Nitrates" qui est mis en avant, mais bien une modification des modes de production dans le domaine agricole.

Il est vraisemblable que la première étape pour ce type d'alternative est la satisfaction des besoins nationaux de manière prioritaire. Les exportations constitueront ensuite une possibilité d'écoulement de la production.

Au niveau social, il est vraisemblable que les conflits sociaux existant autour de la divergence d'objectif s'amointrissent puisqu'une plus large part des revendications sociales a été prise en compte dans ce scénario. Cependant, plusieurs problèmes subsistent : celui de la conversion des exploitations agricoles issues de l'agriculture intensive, la crainte de la dégradation de l'image de marque des produits bio liée à une "certaine intensification" des pratiques associées à l'essor de la demande, le manque de motivation et/ou de financement (sous forme de subventions) pouvant amener à une stagnation de la situation...

En termes de soutenabilité, cela revient à dire que les évolutions nécessitées par ce scénario touchent évidemment à la technique de production, puisque l'agriculture biologique relève de compétences techniques poussées, mais également à la structure des modes de production. Cette alternative se caractérise par une complémentarité des fonctions environnementales, le respect des fonctions environnementales internes aux systèmes de capital naturel conditionnant les fonctions environnementales fournies par le capital naturel aux activités humaines.

3.4.4 Tableau récapitulatif des optiques des agricultures durables

A travers un tableau, il est possible de synthétiser les caractéristiques et les implications de chacun des trois scénarios "d'agriculture durable" retenus dans cette analyse (voir Tableau 13).

	SCENARIO RAISONNE	SCENARIO ECONOMIE	SCENARIO BIOLOGIQUE
Taux de croissance du produit agricole régional	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Il est d'environ 1.1%/an. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'économie devrait croître de 0.8%/an. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'économie devrait croître de 0.9%/an.
Distribution du surplus économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evolution technique de l'agriculture ➤ Maintien de financements importants pour l'amélioration des pratiques agricoles et des systèmes de traitement des déchets 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evolution structurelle et technique de l'agriculture ➤ Moindre financement des activités agricoles et de dépollution 	
Evolution de la demande	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'économie conserve, dans cette optique, son rôle d'exportation 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Il est clair, à la vue du graphique concernant les exportations, que les scénarios <i>économe</i> et <i>biologique</i> visent avant tout à nourrir les populations locale et nationale ➤ Le rôle de l'agriculture au niveau international, dans les deux cas, est amoindri 	
Climat social	<p>Des conflits sociaux peuvent intervenir du fait :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ des coûts associés à la mise en œuvre de techniques moins polluantes ➤ de l'acceptabilité ou non de la dégradation de la qualité de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les aspirations de la population locale étant davantage prises en compte, le risque de conflits sociaux est amoindri. ➤ Changement dans les orientations des modes de régulation institutionnels (subventions...) 	
Impacts environnementaux	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'évolution des impacts de la dégradation du capital naturel devrait rester constante dans le temps. Les fonctions internes aux systèmes de capital naturel ne sont pas prises en compte en tant que telles 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Il y aurait une amélioration de la santé des systèmes de capital naturel, tant du point de vue des fonctions environnementales fournies aux activités humaines qu'à celles internes au capital naturel. Ceci est lié au fait que la pression environnementale diminue au cours du temps 	
Caractéristiques de la soutenabilité et concurrence des fonctions environnementales	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Existence d'une substitution des fonctions environnementales. L'intérêt porté à celles fournies par le système de capital naturel domine celui des fonctions environnementales internes au capital naturel ➤ Démarche technicienne 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Complémentarité des fonctions environnementales. Priorité est donnée aux fonctions environnementales fournies par le capital naturel, tout en ne négligeant pas l'aspect maintien des fonctions environnementales internes au capital naturel ➤ Insertion d'une démarche citoyenne 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Complémentarité des fonctions environnementales. Priorité est donnée aux fonctions environnementales internes au capital naturel. Les fonctions environnementales fournies aux activités venant ensuite se greffées sur le maintien des premières ➤ Insertion de l'agriculture dans les cycles naturels et dans une démarche citoyenne

Tableau 13 : Discussion autour des scénarios

4. Conclusion

Dans le cadre de cette recherche, la démarche que nous avons suivie consiste (i) en l'application du cadre d'analyse de CRITINC (Ekins & Simon 1999) permettant d'appréhender le rôle de l'eau au niveau écologique mais également au sein de la société bretonne et, (ii) en la construction du problème environnemental afin de l'organiser et le structurer pour envisager des alternatives, (iii) en le développement d'une modélisation prenant en compte la diversité des enjeux. L'ensemble de ce travail s'insère dans une optique de développement durable au sens fort du terme.

L'originalité de la démarche tient (i) au recours à la notion de fonctions environnementales pour mettre en lumière les rôles de l'eau dans la société bretonne, (ii) la notion de capital naturel critique pour souligner la gravité de la situation et la nécessité d'agir, (iii) la recherche des indicateurs les plus pertinents pour caractériser le problème environnemental et (iv) le développement d'une modélisation structurelle permettant de mettre en scène un ensemble d'alternatives.

De manière générale, toute mesure dynamique de la performance environnementale doit nécessairement intégrer la part d'incertitude liée aux impacts des activités humaines sur l'environnement naturel. Il vient alors que la variabilité à la fois spatiale et temporelle de ces émissions rend difficile l'estimation des impacts liés à l'usage de fertilisants. De même, la notion de qualité est difficile à appréhender par un système statistique régional dans la mesure où sa signification est essentiellement locale. Dans ce cadre, il est clair que les taux d'émission et autres normes de qualité environnementale deviennent des variables dont le caractère indéterminé influence grandement l'analyse quant à l'ampleur de leurs conséquences économique et écologique.

Dans le cadre de cette recherche, nous convenons que le modèle intervient à la fois comme un récepteur des enjeux inhérents à la mise en place de politiques de contrôle de la qualité des eaux, et en tant qu'explorateur des possibles quant aux mesures d'adaptation envisagées au plan du secteur agricole. C'est en cela que la variabilité des normes écologiques suscite une approche par scénario. Pour chaque spécification particulière des normes sollicitées, nous rattachons un scénario propre, une forme spécifique d'agriculture. Il vient alors que la prise en compte de la variabilité consiste à mesurer l'écart entre les diverses tendances simulées. Cet écart constitue une valeur approchée du coût d'adaptation du secteur agricole régional, une estimation de la performance environnementale réalisée, lesquelles résultent du passage, de la transition entre la tendance et les régimes dynamiques proposés.

Sans tirer de conclusions hâtives sur l'élaboration de scénarios quant à l'évolution des activités agricoles bretonnes, quant aux résultats des simulations qui demandent encore à être davantage calibrés, cette analyse souligne l'intérêt d'une modélisation structurelle dans le travail de rationalisation des mesures de performance écologique et de coût économique, lorsque la problématique évoquée est fondamentalement dynamique et s'inscrit dans la longue période. Au regard de la question traitée, même si les contraintes d'adaptation paraissent inéluctables, pareille modélisation souligne toutefois 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.

Références bibliographiques

- 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.
- Barbier E.B., A. Markandya (1990), "The conditions for Achieving Environmentally Sustainable Growth", *European Economic Review*, 34, pp. 659-669.
- Baumol W.J., W.E. Oates (1971), "The use of Standards and Prices for the Protection of the Environment", *Swedish Journal of Economics*, 60, pp. 42-54.
- Besnault C. (1998), *L'agriculture raisonnée, une initiative interprofessionnelle*, C.R. Académie Agricole Française, 84(2), pp. 87-90
- Bishop R. (1978), "Endangered Species and Uncertainty : the Economics of a Safe Minimum Standard", *American Journal of Agricultural Economics*, 60, pp.10-18.
- Brouwer R., O'Connor M. (eds.) (1997a), Final Project Report: Methodological Problems in the Calculation of Environmentally Adjusted National Income Figures, Research Report for the European Commission DG-XII, Contract EV5V-CT94-0363, in 2 volumes, July 1997.
- Brouwer R., O'Connor M. (1997b), Final Summary Report on "Methodological Problems in the Calculation of Environmentally Adjusted National Income Figures", Report to the European Commission Directorate General XII, Contract n° EV5V-CT94-0363, July 1997.
- Brouwer R., M. O'Connor & W. Rademacher (1999), "GREENed National STATistical and Modeling Procedures: the GREENSTAMP approach to the calculation of environmentally adjusted national income figures", *International Journal of Sustainable Development*, 2, pp. 8-23.
- Canevet C. (1992), *Le modèle agricole breton*, Presses Universitaires de Rennes, 400p.
- Ciriacy-Wantrup S.V. (1952), *Resource Conservation : Economics and Policies*, 2nd ed., 1972, University of California Press, Berkeley.
- CIVAM (Fédération nationale) (1999), *Pour un développement durable et solidaire. Les CIVAM. Recueils d'expériences*, Paris, 110p.
- Conseil Economique et Social de Bretagne (1988), "La qualité des Eaux en Bretagne", *rapport pour le CES*, rapporteur J.-C. Pierre, 80p.
- Costanza R., H.E. Daly (1992), "Natural Capital and Sustainable Development", *Conservation Biology*, 6(1), march, pp. 37-45.
- DIREN, Région Bretagne (1998), *La Bretagne, des hommes, un territoire. Atlas de l'environnement en Bretagne*, Rennes.
- Douguet J.-M. (2000), "Systèmes agraires et soutenabilité : un enjeu pour une eau de qualité en Bretagne, un problème d'évaluation", *Thèse de doctorat ès Sciences Economiques*, Université de Versailles - Saint-Quentin en Yvelines.
- Douguet J.-M., J.-F.Noël, M. O'Connor (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., M. O'Connor, Ph. Girardin (1999), "Validation socio-économique des indicateurs agro-écologiques", rapport pour le CNRS dans le cadre du Programme Interdisciplinaire *Environnement, Vie et Société*, contrat n°97/C/62.
- Douguet J.-M., P. Schembri (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.

- Ekins P., S. Simon (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.
- Faucheux S., M. O'Connor (1999), "Natural Capital and the National Product : A controversial terrain", *International Journal of Development Planning Literature*, 14(2), pp. 233-274.
- Faucheux S., M. O'Connor (eds) (1998), *Valuation for Sustainable Development: Concepts, Rationalities and strategies*, Kluwer, Dordrecht.
- 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.
- Huetting R. (1980), *New scarcity and economic growth; More Welfare through less production*, Holland Publishing Company, Amsterdam.
- Noël J.F., M. O'Connor (1998), "Strong sustainability : Towards indicators for sustainability of critical natural capital" in O'Connor M., C. Spash (Eds), *Valuation for Sustainable development*, Edward Elgar.
- O'Connor M., G. Ryan (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).
- Pochon A. (1991) *Du champs à la source, retrouver l'eau pure*, CEDAPA.
- Pochon A. (1998), *Les champs du possible, plaidoyer pour une agriculture durable*, Syros.
- Réseau Agriculture Durable (1997), *Les citoyens rencontrent l'agriculture*, Siloë, Nantes, Laval.
- Réseau Agriculture Durable (1998), *Agriculture et société pour l'eau pure*, Siloë, Nantes, Laval.
- 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.