

# Chapitre 4.

## Biodiversité, agriculture et politiques publiques

**Coordonateur :**  
Michel Trommetter

**Contributeurs :**  
Christian Deverre  
Isabelle Doussan  
Philippe Fleury  
Felix Herzog  
Robert Lifran

## Sommaire

Introduction .....	3
<b>4.1. Le "statut" juridique et économique de la biodiversité .....</b>	<b>5</b>
4.1.1. La biodiversité et les sciences juridiques .....	5
4.1.1.1. L'historique de la prise en compte de la biodiversité par le droit .....	5
4.1.1.2. Les difficultés de la protection juridique de la biodiversité .....	6
4.1.2. La biodiversité et les sciences économiques .....	10
4.1.2.1. L'évolution des liens entre sciences économiques et biodiversité .....	10
4.1.2.2. La valeur de la biodiversité .....	11
4.1.2.3. La gestion des interactions locales .....	14
<b>4.2. Le cadre d'action des politiques publiques .....</b>	<b>18</b>
4.2.1. La Convention sur la Diversité Biologique .....	18
4.2.2. La Stratégie Européenne .....	19
4.2.3. La Stratégie Nationale pour la Biodiversité .....	20
<b>4.3. Les instruments communautaires et français de préservation de la biodiversité dans le domaine agricole .....</b>	<b>21</b>
4.3.1. Les Mesures Agro-environnementales (MAE) .....	21
4.3.1.1. Le contexte général des MAE .....	21
4.3.1.2. L'analyse de la littérature sur les MAE et leurs liens avec la biodiversité .....	25
4.3.1.3. Une synthèse .....	37
4.3.2. Le dispositif Natura 2000 .....	39
4.3.2.1. La mise en œuvre du dispositif Natura 2000 en France .....	40
4.3.2.2. Les outils de protection de la biodiversité dans les sites Natura 2000 .....	41
4.3.3. La conditionnalité des soutiens publics .....	42
4.3.3.1. La mise en œuvre de la conditionnalité .....	42
4.3.3.2. L'acceptabilité et l'évaluation de la mesure .....	44
4.3.4. La certification .....	46
4.3.4.1. L'efficacité environnementale .....	47
4.3.4.2. L'efficacité économique pour les producteurs .....	49
4.3.4.3. L'exemple de l'agriculture biologique .....	49
4.3.4.4. La certification : des limites .....	51
<b>4.4. L'augmentation de l'efficacité des instruments associés à l'action publique .....</b>	<b>53</b>
4.4.1. La cohérence des politiques publiques .....	53
4.4.2. L'amélioration de la mesure de la biodiversité et de sa valeur .....	54
4.4.2.1. L'analyse juridique et économique des atteintes à la biodiversité .....	54
4.4.2.2. La prise en compte de nouveaux services écosystémiques et de nouvelles activités .....	57
4.4.3. Une meilleure connaissance de la biodiversité dans sa relation à l'agriculture .....	61
4.4.4. Une meilleure régulation de la relation entre agriculteur et biodiversité .....	62
4.4.4.1. La construction de réseaux .....	62
4.4.4.2. Les différentes conceptions du débat public .....	63
4.4.5. Des mesures d'accompagnement : des innovations .....	65
4.4.5.1. Les systèmes agricoles innovants .....	65
4.4.5.2. Les innovations d'intrants .....	66
4.4.6. Des changements sociétaux .....	68
4.4.7. Synthèse conclusive .....	69
Annexe .....	71
Références bibliographiques citées dans le Chapitre 4 .....	75

## Introduction

Les pays développés prennent davantage en compte les enjeux environnementaux liés aux productions agricoles. Pourtant, la mise en œuvre de politiques publiques en liaison avec la biodiversité dépend largement de la construction sociale des objectifs à atteindre et des types d'outils mobilisables pour aboutir à une efficacité satisfaisante sur les plans économique, écologique et social. Certains modèles théoriques ont été proposés ; par exemple, l'agriculture écologiquement intensive<sup>1</sup> aurait principalement pour objectifs d'une part, de réduire les impacts sur la biodiversité (améliorer l'efficacité écologique et sociale) et d'autre part, d'améliorer la manière dont les pratiques agricoles mobilisent les services écosystémiques. Green et al. (2005) montrent que l'arbitrage entre agricultures intensives et extensives dans un objectif de gestion de la biodiversité est complexe et ils proposent deux options pour le développement de l'agriculture en lien avec la biodiversité : favoriser l'agriculture intensive potentiellement destructrice de biodiversité et protéger le reste ; extensifier totalement la production agricole au risque d'accélérer la déforestation, donc d'avoir potentiellement des effets destructeurs sur la biodiversité. Comme souvent dans ce genre d'arbitrage, l'optimum est sûrement une combinaison des deux. D'ailleurs, les chapitres précédents ont montré que l'agriculture pouvait mobiliser certains services liés à une bonne gestion de la biodiversité, notamment au plan agronomique, et ont mis en évidence des marges de manœuvre permettant de mieux concilier objectifs de production agricole et objectifs de préservation de la biodiversité, par exemple par le biais d'une modification des itinéraires techniques appliqués dans les parcelles ou la gestion des espaces semi-naturels présents sur le territoire de l'exploitation. L'analyse a également montré qu'un frein à l'adoption de telles options plus favorables à la biodiversité résultait des coûts additionnels et du manque à gagner au niveau de l'exploitation agricole (donc principalement un problème d'efficacité économique de ces options).

A la suite des travaux présentés précédemment, ce chapitre a pour objectif de soulever les points spécifiques tant pour la construction de politiques publiques associant agriculture et biodiversité que pour la définition d'outils de mise en œuvre. L'objectif est donc d'identifier les caractéristiques qui permettront de proposer des politiques publiques qui fassent le lien entre pratiques agricoles, biodiversité, productions et marchés agricoles.

Dans une première section, du fait que le concept de biodiversité reste délicat à appréhender (voir Chapitre liminaire), nous reviendrons sur le statut juridique et économique de la biodiversité. En effet, la manière dont le concept de biodiversité a évolué au cours du temps dans les diverses disciplines explique certaines difficultés que l'on peut encore rencontrer aujourd'hui dans la mise en œuvre de politiques publiques. Sur le plan des sciences juridiques, cette évolution qui ne s'est pas faite sans mal, a des effets sur l'effectivité même du droit de l'environnement. Quant aux sciences économiques, l'évolution du concept de biodiversité n'est pas étrangère à la difficulté à en appréhender la valeur. Or l'approche par la valeur est mobilisée pour construire des politiques publiques, ce qui a pu générer des conflits d'usages au lieu de les régler.

La seconde section sera consacrée au cadre d'action, international, européen et national, des politiques publiques. Même s'il existe certaines flexibilités dans la mise en œuvre de ces diverses stratégies, une politique publique, quel que soit son levier d'action (réglementaire, définition de droits, mécanismes incitatifs...) devra correspondre à la mise en œuvre de ces diverses stratégies retenues aux différents niveaux d'échelle.

---

<sup>1</sup> L'agriculture écologiquement intensive a plusieurs objectifs (Griffon, 2006) : i) Proposer des systèmes agricoles qui se substituent aux pratiques basées sur un modèle où la dépendance des agriculteurs aux firmes semencières et agrochimiques est trop importante, l'objectif étant d'améliorer l'efficacité économique et sociale ; ii) Améliorer la productivité des pratiques extensives des agriculteurs pour limiter la déforestation, donc limiter les effets défavorables sur la biodiversité. L'objectif est d'augmenter l'efficacité économique et sociale tout en améliorant l'efficacité écologique. L'agriculture écologiquement intensive propose donc de mettre en œuvre des pratiques construites en harmonie avec l'écosystème dans lequel elle se trouve, pour améliorer la production agricole sans recourir (ou de manière limitée) à des intrants chimiques.

Dans une troisième section, les instruments communautaires et français de préservation de la biodiversité dans le domaine agricole seront analysés. Il est vrai qu'en termes d'impacts sur la biodiversité, c'est en réalité l'ensemble des mesures concernant l'agriculture qu'il aurait fallu passer au crible de l'expertise. Toutefois devant l'ampleur de la tâche, le choix a été fait de ne présenter que les principaux instruments de protection de la biodiversité dans le domaine agricole, à savoir les mesures agro-environnementales, le dispositif Natura 2000, la conditionnalité des paiements directs et enfin les outils de certification<sup>2</sup>. Pour chacun de ces instruments, seront tout d'abord présentées de manière générale leurs conditions de mise en œuvre tant au niveau européen qu'au niveau français. La littérature scientifique portant sur l'identification des caractéristiques qui ont des effets positifs ou négatifs sur la mise en œuvre des divers instruments aux niveaux juridique, socio-économique et écologique sera ensuite étudiée. Cela permettra de faire une synthèse sur ces différents instruments en montrant que, même s'ils ont des aspects positifs (à des degrés divers) quant à la gestion de la biodiversité, des améliorations sont toujours possibles, particulièrement quant aux conditions de leurs évaluations (économique, écologique et sociale).

Cette dernière constatation est à l'origine d'une quatrième section sur les pistes possibles d'une amélioration de l'efficacité des instruments de, ou associés à, l'action publique. En effet, en dépit d'une intégration croissante de l'environnement en général et de la biodiversité, dans les politiques agricoles communautaire et française, les précédentes sections ont mis en évidence les avantages et des limites des instruments présentés et utilisés. Apparaît notamment l'intérêt d'avoir une cohérence des politiques publiques qui sera un préalable à la mise en relation entre agriculture et biodiversité. L'efficacité de cette mise en cohérence peut être favorablement accompagnée par d'autres facteurs : seront ainsi présentés les travaux sur l'amélioration nécessaire de la mesure de la valeur de la biodiversité qui nécessite avant tout de mieux la connaître ; viendront ensuite les travaux qui permettent d'améliorer la régulation de la relation entre agriculture et biodiversité par une meilleure coordination entre les divers acteurs (et pas seulement les agriculteurs) impliqués dans les usages et la gestion de la biodiversité ; pour autant, l'efficacité de cette coordination entre les acteurs pourra être encore améliorée grâce à des incitations à innover tant dans la création de systèmes agricoles (pratiques, liens avec les acteurs de la filière...) que dans les intrants (semences, pesticides...) nécessaires à la production agricole. Enfin, de manière plus prospective, les travaux référencés relatifs aux changements sociétaux et plus particulièrement aux circuits de diffusion des productions agro-alimentaires, seront plus rapidement abordés.

Une dernière section de conclusion permettra de dresser un bilan des actions passées en mettant en avant les éléments positifs mais également les manques qui ont pu être identifiés. Enfin, quelques voies d'améliorations fondées sur la littérature scientifique mobilisée pour ce travail pourront être proposées.

---

<sup>2</sup> Néanmoins, d'autres dispositifs généraux, tels que la réglementation des produits phytopharmaceutiques, le droit de la responsabilité civile, le droit de l'eau, les règles de police de l'environnement, ou plus ciblés comme le bail rural environnemental, seront abordés au fil du texte.

## 4.1. Le "statut" juridique et économique de la biodiversité

Le concept de biodiversité n'est pas facilement appréhendable par les diverses disciplines. D'autant plus que la prise en compte de ce concept a évolué au cours du temps en passant par exemple d'une approche basée uniquement sur les espèces et les écosystèmes remarquables à une approche intégrant également les services écosystémiques. Sera donc présentée la manière dont les juristes et les économistes ont appréhendé la biodiversité dans leurs disciplines respectives. C'est ainsi que les outils et concepts qui ont été mobilisés et éventuellement les difficultés rencontrées pour répondre aux questions relatives à la prise en compte de la biodiversité pourront être identifiés.

### 4.1.1. La biodiversité et les sciences juridiques

Un rapide historique de la prise en compte de la biodiversité par le droit (section 4.1.1.1) permet de comprendre l'origine des difficultés de sa protection juridique (4.1.1.2).

#### 4.1.1.1. L'historique de la prise en compte de la biodiversité par le droit

Les analyses juridiques relatives à l'évolution du droit de l'environnement permettent de replacer les règles protectrices de la biodiversité dans une perspective historique (par ex. Born & De Sadeleer, 2004; De Klemm, 2001). Le besoin de droit, comme mode de régulation des rapports entre les activités humaines et les ressources naturelles, naît d'une part de l'exploitation, voire de la surexploitation, de ces dernières, et d'autre part de la nécessité d'assurer la santé et la sécurité des personnes contre des dommages résultant d'atteintes aux milieux naturels (pollution des eaux, de l'air notamment). L'institution de règles juridiques protectrices des ressources naturelles a donc, dans un premier temps<sup>3</sup>, pour objectifs d'organiser le partage de l'accès aux ressources et la préservation du capital économique qu'elles représentent, et de réduire les pollutions et nuisances résultant d'activités dangereuses pour l'homme. Cette approche utilitariste et anthropocentrée commence à évoluer sous l'impulsion de scientifiques et d'un mouvement d'opinion (au moins dans les pays du Nord) en faveur d'une politique de conservation de la nature. La période 1970-80, qui marque la naissance du droit de l'environnement moderne, voit se construire un droit plus complexe, formé d'un arsenal de régimes juridiques protecteurs des espèces de faune et de flore les plus vulnérables, ou de certains sites remarquables, auxquels s'ajoutent des limitations ou des interdictions fixées aux activités humaines en raison de leur impact sur les ressources naturelles. La période 1980-92 est celle des tentatives d'approches globales et de la construction de concepts propres à rendre compte des spécificités et de la complexité des rapports entre l'homme et son environnement naturel. Le concept de biodiversité en est un. Plusieurs études juridiques (par ex. Lambert-Habib, 2002) relèvent en effet qu'antérieurement à 1992, l'approche juridique de la biodiversité est scindée entre les trois éléments la composant - la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écologique -, avec des découpages au sein de chaque élément. Les auteurs sont nombreux à noter que l'efficacité d'un droit éclaté de la biodiversité est très réduite, puisque l'on se contente de protéger des éléments isolés de l'environnement, sans prendre en compte l'écosystème. De plus, ces règles protectrices sont le plus souvent contrecarrées par des normes plus efficaces, dont l'application porte atteinte à l'environnement. Par exemple, des règles protectrices d'une espèce aquatique (comme l'interdiction de pêche) voient leur effet s'annuler du fait de normes relatives à la mise sur le marché de produits chimiques destructeurs de l'écosystème de cette espèce.

Au cours des années 80, la prise en compte de la biodiversité dans son ensemble a été le fait des ONG de protection de la nature (par ex. UICN), puis des organismes interétatiques concernés (UNESCO,

---

<sup>3</sup> Les périodes sont très variables selon les droits considérés, nationaux ou international. Le droit romain prévoyait des catégories spécifiques pour l'eau par exemple ; plusieurs Conventions internationales ayant pour objet la protection de ressources naturelles exploitées datent du début du 20<sup>e</sup> siècle, par exemple la Convention sur les phoques à fourrure de 1911.

PNUE, FAO). Le projet de l'UICN d'une Convention cadre sur la diversité biologique est repris par le PNUE qui constitue en 1988 un groupe d'experts juridiques et techniques, le Comité de négociation intergouvernemental (CNI), chargé d'élaborer la Convention sur la diversité biologique. **L'année 1992 marque ainsi la naissance d'un droit de la biodiversité**, puisque pour la première fois, un instrument juridique à vocation universelle, la Convention sur la diversité biologique (CDB) consacre cette notion<sup>4</sup>. Il s'agit d'une Convention cadre qui établit les fondements qui devraient sous tendre l'ensemble des droits nationaux de conservation de la biodiversité. La diversité biologique y est définie comme la "variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes". Ses objectifs, tels qu'édictés dans son article 1er, sont la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques.

Mais le **bilan des études juridiques de la CDB est mitigé** : "La Convention sur la diversité biologique marque à la fois un progrès important dans la prise de conscience de la nécessité de préserver les espèces et les écosystèmes puisqu'elle est la matérialisation, sous la forme d'obligations contraignantes, d'un consensus universel sur les objectifs de conservation et un recul évident par rapport à certaines avancées conceptuelles antérieures" (De Klemm, 2001). Au-delà même de la CDB, les travaux juridiques relèvent les difficultés à traduire la protection de la biodiversité en règles de droit.

#### **4.1.1.2. Les difficultés de la protection juridique de la biodiversité**

De nombreux auteurs notent que la biodiversité reste un concept abstrait, difficile à appréhender et que l'effectivité des mesures de protection dépend du statut juridique de la biodiversité et de sa place dans la hiérarchie des valeurs protégées par le droit.

##### **. Un concept difficile à appréhender**

De nombreuses études juridiques relèvent le fait que la diversité biologique reste un concept, dont l'appréhension et partant la protection, est extrêmement difficile à mettre en œuvre, dans la mesure où il implique une approche globale et écosystémique de l'environnement qui devrait concerner tant les politiques de protection des espaces et espèces que celles relatives à la prévention des atteintes liées aux activités anthropiques (Hermitte, 2007). En outre, la protection de la biodiversité implique des échelles d'action très diverses qui vont du mondial au local, la prise en compte du long terme (à l'échelle de plusieurs générations), mais également la variabilité des écosystèmes. Partant de là, les auteurs remarquent que **l'approche écosystémique est un "défi" pour le droit** (Naim-Gesbert, 1999) et que la biodiversité est appréhendée en réalité surtout à travers ses éléments constitutifs (eau, espaces, espèces, etc.).

Il apparaît en effet, dans les études juridiques qui lui sont consacrées, que le concept de biodiversité n'apporte pas, dans l'état actuel du droit positif, de changement fondamental dans les techniques de protection de l'environnement. Les auteurs observent par exemple une **grande diversité des approches et des instruments d'action** dans les textes juridiques (Born & De Sadeleerf, 2004) : par espèce (espèces menacées d'extinction ou jouant un rôle clé dans un écosystème), par écosystème et type d'habitat naturel (comme les zones humides), par paysage ou "biorégion", ou encore par type de processus anthropique affectant la biodiversité (comme les intrants agricoles). Ces approches se concrétisent par la mise en place de techniques diversifiées : les techniques visant des espaces déterminés dans lesquels sont mises en œuvre des mesures de conservation et de restauration des milieux et des espèces, les techniques visant les individus ou les populations d'une espèce, qui se traduisent par des mesures de protection directe des spécimens (interdiction de prélèvements, de

---

<sup>4</sup> Les différents textes adoptés lors de la Conférence de Rio de 1992 font aussi référence au concept de biodiversité : programme Action 21, Déclaration sur les forêts, Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement...

destruction des habitats par ex.) ou par la réglementation de leur exploitation (quotas de pêche par ex.), ou encore les techniques visant à lutter contre des processus de dégradation de la biodiversité, qui se fondent sur différents standards, tels que les objectifs de qualité des milieux récepteurs, les normes d'émission de polluants, la réglementation ou l'interdiction de pratiques et de l'emploi de substances. Ces différentes techniques relèvent la plupart du temps de dispositifs normatifs distincts (droit des produits phytosanitaires, droit de l'eau, etc.), elles sont plus rarement combinées dans un même dispositif de protection ; c'est le cas de Natura 2000 - l'un des rares dispositifs spécifiques à la biodiversité -, qui combine l'approche par espèce et l'approche par écosystèmes, en prévoyant la création d'aires protégées pour conserver, d'une part les habitats de certaines espèces, et d'autre part certains types d'habitats naturels.

En outre, certains auteurs montrent que les techniques visant à lutter contre les processus anthropiques de dégradation de l'environnement n'intègrent que très rarement des mesures spécifiques à la biodiversité, celle-ci étant, au mieux, appréhendée au travers des normes de qualité des milieux physiques tels que eau et air notamment (Romi, 1993). Il en va ainsi des études d'impact en droit français par exemple : le droit commun et le régime ICPE<sup>5</sup> (L110-1 code env.) visent de façon générique "les conséquences dommageables pour l'environnement" et "les effets directs et indirects, temporaires et permanents... sur les équilibres biologiques", les études d'incidence en matière d'eau ne visent pas la biodiversité, sauf implicitement pour les zones Natura 2000 ("l'évaluation de ses incidences au regard des objectifs de conservation du site"), enfin les évaluations environnementales doivent bien comprendre une analyse des "effets notables probables de la mise en œuvre du plan ou document sur l'environnement et notamment, s'il y a lieu... sur la diversité biologique", mais le champ d'application de ces évaluations est limité à certains plans et documents ayant "une incidence notable sur l'environnement" (Billet, 2005).

#### . La place accordée à la biodiversité dans la hiérarchie des valeurs protégées

Les travaux juridiques sont nombreux à traiter de la valeur accordée à la biodiversité, en particulier à travers la question du statut des éléments de l'environnement. Le droit de l'environnement, quel que soit le niveau décisionnel envisagé, national, régional ou international, a pu être défini comme un droit des lobbies, qu'il s'agisse des règles régissant les activités destructrices de l'environnement ou des règles protectrices de l'environnement. "Ce type d'ordre juridique se caractérise par des lacunes dans certains domaines (lorsqu'il n'y a pas de groupe de pression) et surtout une incohérence générale, liée à l'absence d'idée d'ensemble, de projet global de développement de la société"<sup>6</sup> (Hermitte, 1988). Un remède à cette "maladie de jeunesse" du droit de l'environnement réside dans **l'instauration d'un statut juridique permettant d'appréhender, notamment, la biodiversité**<sup>7</sup>. Déterminer un statut permet alors d'identifier les catégories juridiques fondamentales à partir desquelles peuvent ensuite être fondées les réglementations ; la cohérence d'un droit tient à sa soumission à des catégories juridiques dont tout découle ensuite de manière logique. Or, quel que soit l'ordre ou le système juridique considéré (international, national, droits anglo-saxon ou latins), il existe une division fondamentale entre les êtres humains, seuls sujets de droits, et les choses, objets de droits ; les éléments naturels font partie des choses juridiques et à ce titre ne peuvent être titulaires de droits, comme le droit à la vie ou à leur intégrité physique par exemple, droits qui seraient opposables, c'est-à-dire dont le respect s'imposerait à tous. En revanche, ces choses peuvent faire l'objet de droits, au premier rang desquels le droit de propriété. Or, **la spécificité des ressources naturelles, et notamment de la biodiversité, est de ne pouvoir être réduite à un objet comme un autre**, tout en étant différente d'un être humain ou d'une communauté de personnes. Nombreuses sont les propositions des juristes relatives à la définition d'un statut propre à l'environnement ou à certains de ces éléments ou encore à la biodiversité, qui permette de dépasser cette division (par ex. Del Rey-Bouchentouf, 2004; Thomas, 2005; Beurrier, 1996; Ost, 1995; Remond-Gouillou & Hermitte, 1990;

<sup>5</sup> Installations classées pour la protection de l'environnement.

<sup>6</sup> Ce constat sévère est toujours d'actualité, mais il est à nuancer afin de tenir compte du mouvement de mise en cohérence autour de grands principes, qui s'amorce depuis une dizaine d'années.

<sup>7</sup> Un statut juridique est un ensemble de règles spécifiques applicables à un sujet ou objet particulier.

Edelman & Hermitte, 1988). Si le fait de considérer les ressources naturelles à l'égal des êtres humains, comme des personnes juridiques, n'est globalement pas retenu, l'instauration d'un statut spécifique qui tiendrait compte non seulement de l'impérative nécessité de les protéger, mais aussi d'assurer leur gestion commune, avait donné lieu, notamment, à l'élaboration du concept de "**patrimoine commun de l'humanité**". Le concept de patrimoine se situe en quelque sorte, entre l'être et l'avoir, en empruntant à la notion de bien, au sens juridique du terme, et à celle de personnes. En outre, la référence à l'humanité transcende les individus en introduisant une dimension universelle, tout à la fois présente et future. Reconnaître le statut de patrimoine commun de l'humanité à la biodiversité implique des conséquences pratiques importantes, notamment en termes de gestion ; celle-ci doit permettre d'assurer les besoins des générations présentes, mais également futures. On comprend dès lors que l'affectation d'un patrimoine à l'humanité oblige à une gestion commune, qui met à mal les souverainetés nationales. La mise en œuvre concrète d'un tel statut est de nature à bouleverser sensiblement les fondements de l'organisation politique, juridique et économique du monde. Il n'est pas très étonnant de constater que la notion de patrimoine commun de l'humanité n'a pas accédé au rang de catégorie juridique. Les effets juridiques de la référence à ce concept sont restés très limités, dans l'ordre international, mais aussi dans les droits nationaux<sup>8</sup>. Au mieux, son utilisation sert de fondement à l'instauration d'obligations de préservation à la charge des Etats. En revanche, il ne s'accompagne pas de la création d'un régime juridique spécifique et universel. De manière significative, la CDB ne retient pas ce concept, mais dispose simplement que la diversité biologique est une "préoccupation commune de l'humanité".

A contrario, le **droit de la propriété intellectuelle sur les ressources phylogénétiques** - même si celles-ci ne relèvent pas du champ de la présente expertise<sup>9</sup> - offre un exemple particulier des difficultés résultant de l'absence de statut juridique de la biodiversité propre à rendre compte de sa spécificité en tant que "bien commun" (Bellivier & Noiville, 2006; Hermitte, 2004; Noiville, 1997). La "matière biologique"<sup>10</sup>, parce qu'elle est brevetable, est un objet de droits donnant lieu à un marché, à l'intérieur duquel il est extrêmement difficile de faire valoir l'intérêt public attaché à la protection de la biodiversité. C'est en raison de l'incapacité de la CDB à protéger ces ressources qu'un régime dérogatoire a été institué par le Traité international sur les ressources phylogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture de 2002. Mais ce texte ne concerne que les ressources considérées comme vitales du point de vue agricole et alimentaire et qui suscitent une forte dépendance des pays les uns par rapport aux autres.

Plus globalement, de nombreux travaux juridiques soulignent que **l'absence de statut spécifique** aux ressources naturelles et à la biodiversité explique que la protection de l'environnement relève de **règles juridiques particulières** (le droit de l'environnement) **sans avoir les moyens de se diffuser dans l'ensemble du champ normatif**, qu'il soit international, communautaire ou national.

Par exemple, les juristes insistent sur le fait que la protection de l'environnement est hors du champ de compétences normatives de l'OMC (Maljean-Dubois, 2000) et que le principe d'intégration<sup>11</sup> n'est que très imparfaitement mis en œuvre (Thieffry, 2005). Dès lors, **les conflits sont inévitables entre le droit de l'environnement et les autres corps de règles**. Dans certains cas, le conflit est prévu et réglé par le droit ; c'est le cas des atteintes considérées comme légitimes dans les différents dispositifs de protection de l'environnement. Par exemple, la destruction d'un site spécifiquement protégé comme les zones Natura 2000, n'est admise que pour des raisons d'intérêt public majeur et sera interdite dans les autres cas. Au contraire, il est admis que l'exercice d'activités économiques, comme dans le régime des ICPE français par exemple, puisse porter atteinte à la biodiversité ou à l'environnement

<sup>8</sup> L'article 1<sup>er</sup> de la loi constitutionnelle française du 1<sup>er</sup> mars 2005 dispose que "l'environnement est le patrimoine commun des êtres humains".

<sup>9</sup> Voir toutefois le Règlement 1590/2004 du 26 avril 2004 établissant un programme communautaire concernant la conservation, la caractérisation, la collecte et l'utilisation des ressources génétiques en agriculture, qui établit un lien direct entre la biodiversité agricole et "l'utilisation durable des ressources naturelles", ainsi que "l'amélioration de la qualité de l'environnement et du paysage".

<sup>10</sup> Au sens de la directive 98/44 relative à la protection juridique des inventions biotechnologiques et de l'article L611-19 du code de la propriété intellectuelle français notamment.

<sup>11</sup> Défini comme la prise en compte de l'environnement et des objectifs du développement durable dans l'ensemble des politiques et instruments d'action publics.



"ordinaire". Mais dans de nombreux autres cas, la règle de résolution du conflit entre la protection de la biodiversité et d'autres intérêts soit n'existe pas, soit ne bénéficie pas des mécanismes permettant de l'appliquer. C'est assez typiquement le cas par exemple des règles de l'OMC et des règles de protection de la biodiversité qu'elles soient internationales, régionales (comme l'UE) ou nationales. Par exemple, si l'on sait que la protection de l'environnement est l'un des "intérêts légitimes" reconnus par l'OMC permettant aux Etats de déroger aux règles de la libre concurrence, les études relatives à la jurisprudence de l'ORD (organe de règlement des différends) montrent qu'elle demeure encore restrictive sur ce type de contentieux, faisant ainsi prévaloir la liberté de la concurrence sur la protection de l'environnement. En droit français, de nombreux auteurs constatent que le bilan coût/avantages, préalable à l'autorisation d'une activité ou d'un produit, est rarement favorable à l'environnement (Hostiou, 2006; Delhoste, 2006).

Enfin de très nombreux travaux juridiques traitent de la **gestion des risques** que les activités humaines font peser sur les ressources naturelles et la biodiversité (par ex. Noiville, 2003) ; c'est le cas des études relatives au principe de précaution, aux OGM, ainsi qu'au droit des activités et produits présentant des dangers pour la santé et l'environnement. Ce point peut être illustré par l'exemple des produits phytopharmaceutiques. Les chapitres 1 et 2 de l'Expertise montrent clairement que ces produits peuvent avoir un impact sur la biodiversité. Leur mise sur le marché et les conditions de leur utilisation sont l'objet d'un cadre législatif et réglementaire, communautaire et national, visant à connaître, évaluer et réduire les risques qu'ils présentent, pour la santé humaine, mais également des espèces, animales et végétales, "non cibles". Pour autant, ce cadre est perfectible comme en témoignent la proposition de règlement communautaire (COM (2006) 388) et les différents plans d'actions les concernant, dont les priorités sont, notamment : une meilleure connaissance des effets potentiels de ces produits sur les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol) et la biodiversité, la substitution des substances les plus dangereuses par d'autres moins nocives<sup>12</sup>, l'amélioration des conditions de leur distribution et de leur utilisation. La problématique essentielle des produits phytopharmaceutiques, comme celle d'autres produits dangereux, identifiée par les études juridiques, est celle du "**risque acceptable**", lequel requiert des procédures de décision et d'évaluation démocratiques et transparentes, mais aussi la détermination de critères d'acceptabilité des risques, qui rendent compte de la valeur de la biodiversité ; la prise en compte de ces éléments par le droit reste encore à améliorer.

C'est donc, en résumé de ces travaux, la question fondamentale de la place reconnue à la biodiversité au sein de la hiérarchie des valeurs et des intérêts protégés par le droit, qui est soulevée par les auteurs, parce qu'elle "conditionne, en réalité, le poids et l'effectivité des mesures prises en matière de conservation" (Born & De Sadeleer, 2004).

#### . L'effectivité du droit de la protection de l'environnement et de la biodiversité

De très nombreux auteurs (par ex. Van Lang, 2007; Insserguet-Brisset, 2005; Prieur, 2003), mais aussi plusieurs rapports administratifs<sup>13</sup> relèvent les difficultés d'application des règles protectrices de l'environnement et de la biodiversité. Globalement sont pointés le non respect des contraintes réglementaires par les agents privés mais également les autorités publiques en charge de leur contrôle<sup>14</sup>, la faiblesse des sanctions pénales, la lourdeur des procédures, l'insuffisance des moyens matériels et humains affectés à la protection de l'environnement... Le constat de la faible effectivité du droit de l'environnement en général s'applique dans le cas spécifique des activités agricoles (Doussan, 2002; Hermon, 2002; Gaonac'H, 2002; Van Lang, 2005). En plus des explications

<sup>12</sup> Cf. 6<sup>e</sup> programme d'action communautaire pour l'environnement (2005-2010) et PIRRP français (2006-2009).

<sup>13</sup> Par exemple : Renforcement et structuration des polices de l'environnement, Rapport interministériel, 2005 ; Fiscalité et environnement, Conseil des Impôts, 2005 ; La politique de la préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine, CNE, 2001. Plus spécifiquement sur les activités agricoles : Elevages et fonctionnement du CDH d'Ille et Vilaine, MATE, MAP, 2001 ; La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : le cas de la Bretagne, Cour des Comptes, 2002 ; Les activités agricoles et la protection de l'environnement, AN n°1237, 2003.

<sup>14</sup> Les travaux de P. Lascoumes en particulier ont montré le recours privilégié – et souvent illégal – à la négociation dans les processus d'application des réglementations environnementales. Il faut également rappeler les condamnations des Etats par l'UE pour non respect du droit communautaire de l'environnement.

présentées ci-dessus, on soulignera la prise en considération plus tardive des atteintes à l'environnement en agriculture relativement à l'industrie, ceci en raison principalement du caractère diffus de nombreuses pollutions d'origine agricole qui fait qu'il est difficile d'identifier les diverses sources d'émissions et encore plus de quantifier leurs contributions respectives. Par ailleurs, l'application d'une politique agricole communautaire et nationale ayant longtemps visé des objectifs de production a conduit à un développement d'un droit agricole peu perméable aux considérations environnementales<sup>15</sup>. Enfin, l'application du droit de l'environnement à l'agriculture s'est parfois traduite par des programmes incitatifs en substitution de la réglementation, à l'encontre donc des principes juridiques généraux comme de principes propres au droit de l'environnement (en particulier, le principe de prévention et le principe pollueur-payeur) (Doussan, 2002).

#### **4.1.2. La biodiversité et les sciences économiques**

Au niveau des sciences économiques, nous allons dans un premier temps présenter une analyse historique sur l'évolution des liens entre sciences économiques et biodiversité. Ensuite, nous verrons les difficultés à appréhender la valeur de la biodiversité, et en quoi ces difficultés peuvent conduire, par exemple, à l'émergence de conflits d'usages. Enfin, nous présenterons les travaux qui portent sur la gestion des interactions locales pour réduire les sources potentielles de conflits.

##### **4.1.2.1. L'évolution des liens entre sciences économiques et biodiversité**

A l'origine, les travaux économiques portant sur la biodiversité ont principalement étudié d'une part la valorisation des espèces emblématiques et des écosystèmes extraordinaires, et d'autre part la valorisation des ressources génétiques dans les secteurs pharmaceutique (molécules d'intérêt) et agro-alimentaire (maintien d'une diversité génétique). L'objectif est de justifier la mise en place de zones protégées, par la valeur patrimoniale des animaux et des écosystèmes (souvent mesurée par la méthode d'évaluation contingente), et la constitution de collections de ressources génétiques ex-situ, comme une assurance face aux changements locaux ou globaux - mutations de pathogènes ou changements climatiques. Les ressources génétiques sont alors considérées comme un patrimoine commun de l'humanité.

Au niveau de la valorisation des ressources à des fins pharmaceutiques, certains points ont pu être relevés : certains auteurs, qui appréhendaient la conservation de la biodiversité à un niveau plus global, justifiaient cette approche par le fait que la biodiversité pouvait potentiellement avoir une valeur, dans son utilisation en pharmacie, qui pouvait atteindre plusieurs centaines de milliards US\$ (Glachant, 1991). Une telle approche conduisait à confondre la valeur de la ressource génétique avec la valeur du bien (du médicament), sans prendre en compte la valeur ajoutée à chacune des étapes de la recherche. Parallèlement, la brevetabilité du vivant a conduit à des possibilités, pour les laboratoires de recherche tant publics que privés, d'appropriations privatives de séquences génétiques. La conjonction, en particulier, de ces deux événements (surestimation de la valeur des ressources génétiques et appropriation privative des séquences génétiques) a conduit les Pays du Sud à revendiquer, à juste titre, un meilleur partage des avantages issus de leurs ressources génétiques – les ressources génétiques ne seront plus un patrimoine commun de l'humanité. Mais encore eut-il fallu que les acteurs se mettent d'accord sur la mesure de l'avantage. Cela a eu pour effet de conduire à une souveraineté nationale des Etats sur leurs ressources génétiques dans le cadre de la Convention sur la Diversité Biologique, et à définir les conditions de partage des avantages par une traçabilité des ressources génétiques avec le certificat d'origine et la divulgation d'origine dans le cas où un industriel (ou un laboratoire public) obtiendrait un droit de propriété intellectuelle.

Au milieu des années 1990, certains auteurs ont commencé à étudier de nouvelles notions et concepts liés à la biodiversité, telle que la résilience des écosystèmes (principalement les travaux de Charles

---

<sup>15</sup> Le droit rural français, en particulier le statut du fermage et la notion de "bonne exploitation du fonds", ont fait l'objet de plusieurs études critiques : Tomasi, 1990; Peignot, 1997; Congrès des Notaires de France, 1994; Gilardeau, 1994.

Perrings en sciences économiques) et à analyser le fonctionnement des écosystèmes. Cela a conduit à changer le niveau d'échelle de l'analyse : on passe d'une analyse par espèce ou par écosystème (paysage) à une vision systémique de la biodiversité. Les espèces ne sont plus simplement emblématiques, elles peuvent être des clés de voûte pour le bon fonctionnement des écosystèmes ; parce qu'une espèce clé de voûte maintient le système et consomme préférentiellement les espèces qui pourraient autrement dominer le système, l'approche devient alors dynamique et les conservationnistes parlent de "maintien d'un potentiel évolutif" (Trommetter & Weber, 2004). Puis, l'analyse a porté sur les services que peuvent retirer les êtres humains des écosystèmes. Les auteurs ont montré que ces services sont aujourd'hui largement utilisés par divers acteurs, généralement gratuitement et souvent sans le savoir. Par contre, ces auteurs montrent également que leur disparition pourrait entraîner des coûts de substitution élevés, voire prohibitifs. Parmi ces travaux, l'étude la plus connue est celle de Costanza et al. (1997), même si leurs résultats restent controversés. Ces auteurs ont tenté d'identifier et d'évaluer ces services au niveau de la planète. Lorsque les divers services écosystémiques ont été regroupés<sup>16</sup>, l'évaluation de ces services représentait une valeur de 33 billions US\$, montant supérieur au PNB global de la planète. Ainsi, "ce qui est à l'extérieur du marché est plus grand que ce qui est à l'intérieur". L'approche par les services, dont la capacité de réponse et d'adaptation par exemple aux changements globaux, n'a pas pour objectif de remettre en cause l'intérêt d'avoir des zones protégées et des collections ex-situ, bien au contraire. Il s'agit de montrer qu'il existe une complémentarité entre les deux approches, du fait qu'une politique basée uniquement sur la mise en place de zones protégées peut ne pas être suffisante pour assurer à la fois le maintien d'espèces et d'écosystèmes remarquables et le maintien d'un potentiel évolutif face à des risques de changements globaux. Ainsi, les zones protégées ne doivent pas être des îlots isolés du monde, qui auraient peut être bien du mal à s'adapter face aux changements globaux en l'absence par exemple de couloirs écologiques (trame verte dans le Grenelle de l'environnement). Il a donc fallu créer un lien entre la biodiversité extraordinaire et la biodiversité ordinaire par le biais des approches en termes de résilience et de fonctionnement des écosystèmes. Il y a donc un changement d'échelle par rapport à la gestion de la biodiversité (voir les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment*). Une question est alors posée : comment mesurer les dommages à la biodiversité et comment financer la conservation de la biodiversité, sachant que les fonds publics ne sont pas indéfiniment extensibles ? En effet, la biodiversité est un bien public au niveau global dont les attendus sont, par exemple, le maintien d'un équilibre dynamique entre les espèces et les écosystèmes au niveau mondial et également le maintien d'un potentiel évolutif face aux changements globaux (une assurance). Le niveau disponible de ce bien public global va dépendre d'actions et d'usages locaux. Au niveau local, la biodiversité peut être utilisée à la fois dans des activités économiques marchandes et par le biais de biens publics locaux (utilisation de la biodiversité sous la forme de services généralement gratuits). Il va donc y avoir un arbitrage entre les différents usages de la biodiversité. Des nouveaux concepts sont alors développés, avec les notions de compensation et de rémunération des services écosystémiques. Devant l'ampleur de la tâche (conservation de la biodiversité), il y a un passage d'un financement public à un financement mixte public-privé de la conservation de la biodiversité. Cette évolution dans le financement de la conservation de la biodiversité devrait avoir un double effet : augmenter les fonds liés à la conservation et augmenter la prise de conscience des acteurs des enjeux économiques, écologiques et sociaux de leurs interactions par rapport à la question de la biodiversité.

#### **4.1.2.2. La valeur de la biodiversité**

L'évolution de la biodiversité est très fortement liée aux activités humaines. Dans cette section, nous allons nous référer aux travaux portant sur différents niveaux d'échelle auxquels peuvent être réalisés ces différents usages (de la ressource à l'écosystème) avant d'analyser les interactions d'acteurs qui vont exister à un niveau d'échelle donné, voire entre niveaux d'échelle.

---

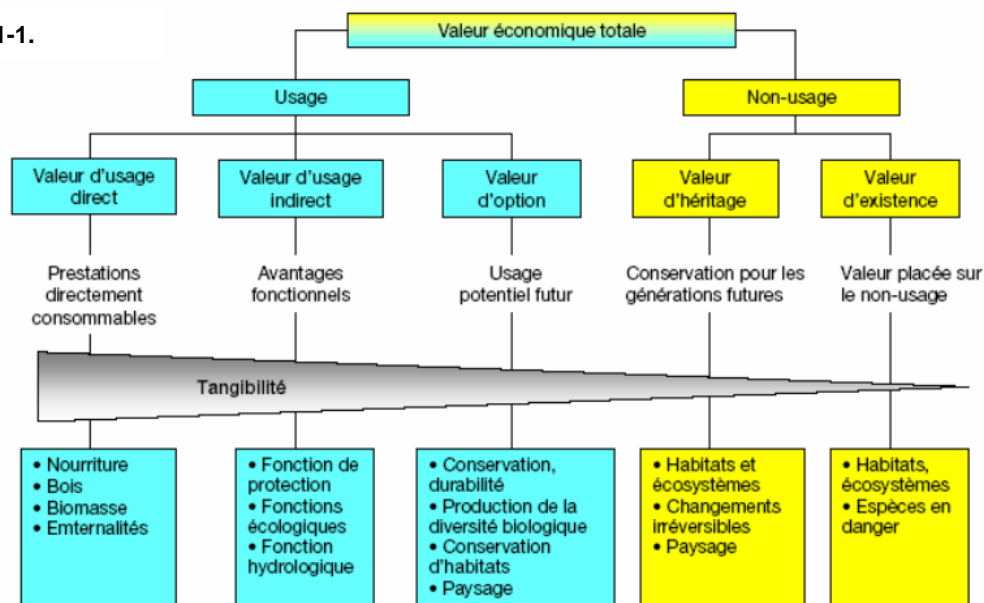
<sup>16</sup> Dans leurs travaux, Costanza et al. avaient identifiés 17 services écosystémiques : régulation des gaz dans l'atmosphère, régulation du climat, régulation des perturbations, régulation de l'eau, offre d'eau, contrôle de l'érosion des sols et rétention des sédiments, formation des sols, cycles des nutriments, pollinisation, contrôle biologique, refuge, production alimentaire, production primaire, ressources génétiques, activités récréatives, aspects culturels.

## . Des valeurs diverses associées à des usages divers

La section sur l'analyse historique des liens entre économie et biodiversité et la Figure 1.4-1 illustrent bien la difficulté à mesurer la valeur économique totale (VET) de la biodiversité et de sa prise en compte dans les politiques de conservation de la biodiversité. Cette VET est classiquement décomposée en deux catégories, la valeur d'usage et la valeur de non-usage. La valeur d'usage comprend la valeur d'usage direct (production agricole, cadre touristique...), la valeur d'usage indirect (fonction écologique, pollinisation...) et la valeur d'option (prix accordé à la préservation de la biodiversité au titre d'un usage potentiel futur). Quant à la valeur de non-usage, elle regroupe la valeur d'héritage (conservation de la biodiversité au bénéfice des générations futures) et la valeur d'existence (prix accordé à la biodiversité au seul motif qu'elle existe) ; la valeur de non-usage est étroitement associée à des considérations de justice, de morale et d'équité, de droit de la nature ou de droits des générations futures, etc. Sur la base de cette décomposition, et même si les économistes ont développé des méthodes pour essayer d'évaluer au moins certaines composantes de la VET de la biodiversité, on comprend aisément que la tâche n'est pas facile ! Cette difficulté d'évaluation de la biodiversité et des différentes composantes de sa valeur a été mise en évidence, par exemple, dans le cadre du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA).

Au-delà de la difficulté d'évaluation de la biodiversité, les auteurs relèvent des conflits d'acteurs par rapport à un usage, voire des conflits entre usages par des acteurs différents. La question qui se pose alors est : comment créer une hiérarchie entre les usages et entre les acteurs ? Par une intervention de l'Etat (par la réglementation, par la définition de droits de propriété...) ou par le marché ?

Figure 4.1-1.



Source : Centre d'analyse stratégique, février 2008

## . Des interactions complexes entre acteurs

Le fait qu'il existe de multiples acteurs ayant différents usages sur un même écosystème peut conduire à des interactions complexes entre eux et à des conséquences sur le milieu, en particulier sur la biodiversité. Ces interactions d'acteurs vont avoir des conséquences sur le partage des bénéfices qui peuvent être issus de la biodiversité, mais également sur les coûts pour les acteurs de bénéficier de certains services issus de la biodiversité. On entre dans le monde des externalités : soit positives, soit négatives, tant pour la biodiversité en général que pour les usages d'autres acteurs en particulier.

\* **Des conflits d'acteurs par rapport à un usage** d'une ressource (exemple de la pêche ou des pâturages pour les troupeaux...). Cette question d'accès aux ressources est classique et conduit à limiter les

situations d'accès libre, ce que Garrett Hardin (1968) avait nommé la tragédie des communaux. Dans ce cadre, il s'agit d'un modèle de partage des avantages tirés de la valorisation des ressources.

**\* Des conflits d'usages par rapport à une même ressource** (exemple des arbres qui peuvent être utilisés pour leur bois - comme bois de chauffe, bois pour ébénisterie...-, mais également pour leurs feuilles ou leurs fruits dans une activité de cueillette à des fins alimentaires, voire à des fins d'innovations génétiques). Ces conflits d'usages sont à analyser dans le cas de conflits locaux, ce qui est relativement classique dans la littérature. Mais ils peuvent également conduire à des conflits à des niveaux d'échelle plus globaux : si la valeur d'existence d'un éléphant (mesurée, par exemple, par la méthode d'évaluation contingente) est beaucoup plus élevée que la perte de récolte que peut causer un éléphant dans un village africain, le décideur peut en conclure qu'il faut préserver l'éléphant au détriment de la production locale. Glachant (1991), dans un autre registre, explique qu'il faut conserver les ressources génétiques en extrapolant des probabilités de trouver des gènes importants en pharmacie à l'échelle de la planète. Ces deux démarches sont potentiellement porteuses de conflits à un niveau plus global. Ainsi, on compare des valeurs : une valeur d'usage des populations locales ; une combinaison entre valeur d'usage et valeur patrimoniale pour le touriste ; une valeur de quasi option de la ressource pour une firme pharmaceutique qui crée un médicament ; une valeur de quasi option mesurée sur la base de la valeur pour la société de l'existence de ce médicament... Une difficulté repose alors sur la manière dont on va analyser et hiérarchiser ces différentes valeurs : comment faire en sorte que les populations locales puissent co-exister avec les éléphants, comment peuvent-elles être compensées pour leurs pertes, surtout si elles sont dans une situation de survie ? Dans le cas de la valorisation par les ressources génétiques, la quasi valeur d'option est présentée comme une alternative monétaire à la destruction de la ressource. Or, pour accéder aux ressources génétiques *in situ*, encore faut-il que l'écosystème dans lequel elles se trouvent existe. Deux options sont possibles : développer le site ou le maintenir dans l'espoir d'y trouver une molécule d'intérêt. Ainsi, comment inciter les populations à renoncer à se développer ou à se développer autrement ? Elles n'ont pas nécessairement le temps ni la capacité pour attendre - voir les récentes émeutes de la faim (2008) dans plusieurs pays en voie de développement. Ce point est d'autant plus crucial que dans le même temps, des travaux montrent que ce n'est pas aux entreprises de financer la conservation de la biodiversité, même dans un objectif de valorisation des ressources génétiques, du fait que la "valeur marginale" des ressources génétiques est proche de zéro. Toutefois, cette approche est controversée du fait qu'elle repose sur une hypothèse de substituabilité forte entre ressources génétiques (Sarr et al., 2008). Les services "maintien des ressources génétiques" et "maintien des connaissances sur ces ressources" ne sont généralement pas rémunérés à leur juste valeur.

**\* Des interactions d'acteurs par rapport à des interactions d'usages**

- *Entre utilisation de ressources et services sur un écosystème donné* : la destruction d'une ressource ou l'introduction de nouvelles ressources peut avoir des conséquences positives ou négatives sur les services dont bénéficient d'autres acteurs : destruction *versus* création de services. Couper une forêt peut avoir des conséquences sur la fertilité des sols et sur l'épuration de l'eau ; installer des ruches peut avoir des effets sur la pollinisation, donc sur la production agricole. Ici, le conflit n'est pas lié à un désaccord sur le partage de la valeur mais sur le fait que les avantages qu'en tirent les uns peuvent se traduire en perte ou en coût supplémentaire pour les autres. L'effet de conflit est donc renforcé par la multiplication d'usages différents. L'approche par les services nécessite alors de revoir la relation entre les acteurs par rapport au maintien ou à la destruction de ces services.

- *Entre utilisation d'écosystèmes et de leurs impacts sur les utilisations de ressources et/ou de services*. Ce point est proche du point précédent, mais il y a un changement d'échelle. La construction d'une infrastructure (par exemple un barrage) aura des conséquences sur les utilisations directes et indirectes au niveau même de l'écosystème, y compris si ces utilisations sont transfrontalières ; de même pour la mise en œuvre d'une zone protégée. Quelles vont être les conséquences de la nouvelle allocation des écosystèmes sur l'allocation des ressources entre les acteurs ? Ici on retrouve les notions de perte et de coût qui vont être primordiales, particulièrement lorsque l'on va prendre en compte le déplacement de populations par exemple.

La question qui se pose est donc : comment gérer des interactions locales dans un environnement global ?

### 4.1.2.3. La gestion des interactions locales

Pour pouvoir décider, il faut pouvoir comparer : quelle est la situation initiale et qu'elles sont les options possibles pour la décision. Dans ce cadre d'analyse, les auteurs proposent d'une part de définir des droits de propriété pour améliorer l'allocation des ressources, et d'autre part de revoir les règles de négociation entre les acteurs de manière à obtenir une solution acceptable et acceptée par tous. En termes plus théoriques, il ne sert à rien de vouloir mettre en œuvre une solution de "first best" si elle conduit à une situation inverse du fait d'une mauvaise prise en compte des incertitudes et des asymétries d'information entre acteurs dans la prise de décision.

#### . La définition de droits

La question de l'allocation des ressources entre les divers acteurs a été traitée de diverses manières. Pour gérer les conflits d'usages liés à une situation d'accès libre généralisé (tragédie des communaux de Hardin) tant aux ressources qu'aux écosystèmes, Hardin a proposé de mettre en œuvre des droits de propriété. Deux questions se posent alors : quels sont les objets concernés et qui sont les titulaires de ces droits ? Il existe :

- des droits fondamentaux comme le droit à l'alimentation (bien public global). La mise en œuvre de ces droits est entre autres une obligation morale et peut avoir d'autres conséquences, des travaux ayant montré que limiter les inégalités entre acteurs, en particulier en réduisant la pauvreté, a des effets favorables sur la biodiversité, particulièrement dans les pays du Sud ;
- des droits de propriété - privés, collectifs, publics - sur des terres, sur des ressources, sur des biens. Ces droits peuvent éventuellement être associés à des droits d'accès et d'usages : ainsi, des droits d'usages peuvent être accordés à certains acteurs dans le cadre de droits collectifs...

Economiquement, on peut montrer qu'il n'existe pas un modèle de droit de propriété qui soit universellement optimal (Trommetter & Weber, 2004). Dans certaines sociétés, mettre en œuvre des droits de propriété collectifs associés à des droits d'usages peut être plus efficace que le recours à des droits de propriété privés et inversement. Dans ce contexte, il s'agit de gérer des conflits d'usages. Dans ce cadre, les outils à mettre en œuvre ne seront pas les mêmes selon qu'il s'agira par exemple de régler des questions liées à un partage de bénéfices entre acteurs ou à une augmentation (réduction) de coûts pour un seul acteur (toutes choses égales par ailleurs).

#### . La construction d'outils pour des politiques publiques de protection de la biodiversité

Ce n'est pas parce qu'il est difficile, voire impossible, de mesurer la VET de la biodiversité que cette dernière n'a pas de valeur. Et **c'est parce que la biodiversité a une valeur, mais que cette dernière n'est pas reflétée dans un prix de marché, que la théorie de l'économie publique justifie et légitime une intervention de l'Etat**. La biodiversité est un bien public au sens où tous les agents économiques en bénéficient sans possibilité, dans la très grande majorité des situations, d'appropriation unique par un seul acteur et exclusion des autres. Mais comme il n'existe pas de marché, donc de prix, de la biodiversité, celle-ci n'est pas prise en compte, ou seulement de façon partielle, dans les calculs économiques des agents privés, par exemple les agriculteurs. Faute de prix, la biodiversité a ainsi tendance à être fournie à un niveau plus faible que souhaitable. Il y a alors justification et légitimation d'une intervention du régulateur public pour ramener la biodiversité au niveau souhaitable. Ce raisonnement très simple ne règle pas, naturellement, la question de la détermination du niveau souhaitable, lequel suppose qu'il est possible d'attribuer une valeur à la biodiversité, pas plus qu'il ne fournit une grille pour caractériser la forme optimale d'intervention. En pratique, de très nombreux instruments peuvent être utilisés pour un même résultat en termes de préservation de la biodiversité : la réglementation, la taxation de pratiques défavorables à la biodiversité, le subventionnement de pratiques favorables, etc. Le choix entre les différents instruments possibles est basé sur des critères tels que la simplicité de mise en œuvre, les coûts d'administration des mesures, le respect du principe pollueur-payeur et son corollaire bénéficiaire-payeur, etc. Nous présentons dans cette section uniquement la philosophie de quelques outils qui seront, pour certains, développés dans la suite du rapport.

### *Des outils pour la gestion des ressources*

Les pouvoirs publics cherchent par exemple le meilleur outil pour régler un conflit sur l'usage d'une ressource, donc sur un partage des avantages. Dans l'exemple de la pêche, on peut noter qu'après avoir testé divers outils de régulation (taxes, subventions, nombre de jours de pêche, taille des bateaux...), une solution qui est apparue comme étant la moins mauvaise par rapport à l'objectif visé – gérer des stocks de poissons - a été d'attribuer des quotas transférables aux pêcheurs, même si cet outil conserve certains effets pervers (en particulier, le rejet à la mer des poissons de petite taille, dont la plupart ne vont pas survivre). Les quotas transférables sont ainsi des outils de régulation associés à des mécanismes de marchés. L'idée de cette présentation est de montrer qu'il existe des outils divers pour gérer des ressources, mais que leur efficacité dépendra de diverses caractéristiques, dont l'objectif à atteindre au niveau de la ressource, qui est ici le maintien d'un stock de poissons. Les quotas transférables, associés à un stock de poissons (s'il est bien mesuré), peuvent alors répondre à au moins deux des critères d'efficacité : économique et écologique.

### *Des outils pour gérer la compensation*

Dans le cas de la gestion de l'arbitrage entre développement et services, on va pouvoir compenser. Compenser signifie que l'on va pouvoir se développer. D'ailleurs, la Convention de Ramsar de 1971, qui protège les zones humides en raison des services rendus par ces écosystèmes, prévoyait déjà un système de compensation. Lorsqu'elle est prévue, la compensation accompagne les cas d'atteintes jugées légitimes : implantation d'activités industrielles, aménagement du territoire... L'obligation légale de la compensation écologique permet à des sociétés (les banques de compensation écologique ou *Mitigation Banks*) d'investir dans la reconstitution d'habitats semi-naturels. Ce mécanisme de compensation est assez élaboré, en particulier aux Etats-Unis où les *Mitigation Banks* ont été créées dans le cadre du *Clean Water Act* de 1972 pour la protection des zones humides. Ces banques de compensation rassemblent l'ensemble des offres de crédits (*Mitigation Credits*) afin de les vendre pour des futurs projets de développement. Au niveau organisationnel, ces entreprises achètent des terrains, qui sont soit déjà suffisamment préservés pour représenter une unité de compensation, soit réalisent une activité de restauration (surcoût par rapport au prix d'achat du terrain), par exemple, de marais, de prairies permanentes, de haies, etc. Elles revendent ensuite des unités de compensation aux entreprises qui aménagent des habitats ailleurs. Le prix de l'unité de compensation est fixé par les lois du marché après que l'administration ait validé l'équivalence entre le nombre d'ha qui est aménagé et le nombre d'ha qui est restauré (le nombre d'hectares restaurés étant généralement supérieur au nombre d'hectares détruits). L'OCDE (2004) rappelle que l'acquisition des unités de compensation est une condition préalable à la délivrance du permis de développement<sup>17</sup>. De 1993 à 2000, 95 km<sup>2</sup> de zones humides ont été aménagées en échange de 165 km<sup>2</sup> de restauration (le ratio, généralement décidé par les pouvoirs publics au cas par cas, entre espace restauré et espace aménagé est donc strictement supérieur à 1). L'OCDE précise encore que dans cette période, le coût de l'unité de crédit est compris entre 1,8 et 24,7 millions US\$ par km<sup>2</sup> selon le coût d'opportunité des zones humides restaurées.

### *Des outils pour rémunérer les services écosystémiques*

Ces rémunérations pour le maintien de service montrent une prise de conscience qu'en matière de ressources environnementales (air, eau, atmosphère, biodiversité), l'absence d'un système de propriété défini permet aux agents économiques de les utiliser (soit directement, soit pour en tirer des services) à coût nul (ce sont des biens publics), alors que le coût réel pour la société est positif. L'Etat est alors

---

<sup>17</sup> Au-delà de la compensation, les transferts de droits de développement sont des outils potentiellement utiles pour favoriser la conservation de la biodiversité. Il s'agit de déconnecter le droit de propriété de la terre du droit d'usage de la terre. On retrouve ce genre de situation dans le cadre des permis de construire où ce n'est pas parce que l'on possède une terre que l'on a le droit d'y construire. Tietenberg (2003) et Woodward (2002) quant à eux ont plutôt étudié les permis transférables. Les permis de développement transférables font référence aux travaux de Panayotou (1994). Cet outil peut être mobilisé selon Perrings et al. (2007) pour limiter les effets pervers des paiements directs de compensation. "*Trade Development Right extends the longstanding agroecological zoning schemes which aim to direct development to areas of high productivity potential and to restrict agricultural land use in ecological and sensitive areas. However such zoning programs do not allow for any substitutability between plots in meeting overall conservation goals can be introduced.*"

légitime à intervenir pour ramener l'impact sur les ressources à un niveau tolérable. Les travaux dépassent la notion de compensation pour la destruction de biens publics et proposent une révision de la rémunération des services écosystémiques qui est basée sur les coûts de substitution et de maintien du service. Dans ces modèles, on peut également envisager une révision de la comptabilité des écosystèmes (un tel travail est en cours actuellement à l'Agence Européenne pour l'Environnement, 2006). Donc au delà des tentatives d'attribuer une valeur globale aux services des écosystèmes, qui n'ont en définitive pas beaucoup de portée opérationnelle (voir les travaux de Costanza et al. précédemment cités), les économistes disposent de plusieurs méthodes pour évaluer à la marge la valeur d'un projet affectant les écosystèmes.

Ces méthodes sont souvent fondées sur des analyses en termes de coûts et sur un principe de substituabilité entre actifs naturels et actifs manufacturés :

- Les coûts évités : la méthode consiste à évaluer les coûts, pour les acteurs qui en bénéficiaient, d'un arrêt de ces services. Cette méthode est en général mobilisée pour évaluer les dommages aux infrastructures, dans le cas de catastrophes naturelles, de dommages de santé, ou dans le cas de régulation face aux espèces invasives.
- Les coûts de remplacement : il s'agit d'évaluer les coûts de la disparition d'un service, pour les acteurs qui en bénéficiaient, par la création et la mise en œuvre de services de substitution. Une des applications les plus connues de cette méthode est celle des services d'épuration de l'eau.
- Les facteurs de revenus : le passage d'une mauvaise qualité à une bonne qualité des écosystèmes, par exemple des étangs exempts de polluants, procure une productivité supérieure de la pêche, et donc soutient le revenu de ce secteur (et inversement).
- La méthode des prix hédoniques : en l'absence de marchés directs, il est possible d'évaluer indirectement la demande à travers une dépense liée (coûts de déplacements...), par exemple pour bénéficier de ce service (aménités paysagères, récréatives ou autres...).
- Quand les autres méthodes ne sont pas mobilisables (approches par les coûts), on peut recourir aux méthodes d'analyse contingentes (évaluation ou choix contingents) : il s'agit ici de créer une situation hypothétique de décision face à un projet, afin de déceler les consentements à payer et les substitutions possibles entre alternatives, incluant le *statu quo*.

Une autre manière de réaliser ces évaluations est de mobiliser les modèles de "choix expérimentaux", où les individus choisissent entre plusieurs projets de développement et de prise en compte de l'environnement. Les subventions, particulièrement dans le cas du lien entre agriculture et biodiversité, font référence à la question de la rémunération pour la création d'un bien public. Pour la plupart des auteurs, cela nécessite d'évaluer la valeur du bien public pour la société par le biais de la méthode d'évaluation contingente (Alvarez et al., 2005, associent la méthode d'économie expérimentale à une analyse plus classique d'évaluation contingente). Il s'agit d'identifier la volonté de payer pour l'environnement (Travisi, 2004). Dans ce contexte, Brouwer et Slangen (1998) utilisent également la méthode d'évaluation contingente pour justifier la mise en œuvre de politiques publiques de préservation de la biodiversité en lien avec l'agriculture ; ils insistent sur le fait que "*a rough cost benefit analysis indicates the current policy towards management agreements is justified, based on a neo-paretian welfare criterion*". Dans ce contexte, ils utilisent conjointement la méthode d'évaluation contingente et la méthode du Choice experiment qui permet de ne pas simplement raisonner de manière monétaire, mais de choisir un programme de mesures selon le coût que cela représenterait pour les contribuables. Enfin, Kallas et al. (2007) combinent évaluation contingente et processus analytique hiérarchique pour montrer que la demande pour la multifonctionnalité existe et qu'elle peut être fondée sur des caractéristiques diverses.

La valeur d'un bien écologique peut donc être différente de son coût de production et il est important pour ces biens écologiques, lorsqu'ils sont le fruit d'une connexion avec les usages des terres agricoles, de les appréhender en termes de prix pour les biens écologiques (Gerowitt et al., 2003). Il ne s'agit donc pas d'évaluer la "valeur de la biodiversité" en tant que telle, mais de l'approcher par les services que les êtres humains retirent de la biodiversité. Ces services peuvent être divers (cf. Chapitre 2). Une fois les services identifiés et évalués, il faut mesurer le coût de leur maintien et leurs modes de



financement. Bartram (2003) propose que tout le monde paie pour la mise en œuvre d'une agriculture plus durable par rapport à la gestion de la biodiversité. Le fait que tout le monde paie à la hauteur dont il bénéficie de la biodiversité rejoint bien les travaux sur la rémunération des services écosystémiques. On peut alors distinguer 3 types de financements possibles : paiement par les pouvoirs publics ; paiement par les bénéficiaires (usager du service public) ; paiement par le consommateur du produit agricole issu d'une production favorisant la biodiversité - cas des produits identifiés (labels, marques privées), dont le prix supérieur (en principe) peut être considéré comme le paiement pour le service écologique lors de l'acte de production.

## 4.2. Le cadre d'action des politiques publiques

L'action des politiques repose principalement sur trois axes stratégiques : la Convention sur la Diversité Biologique, la Stratégie européenne en faveur de la diversité biologique et la Stratégie nationale pour la biodiversité en France.

### 4.2.1. La Convention sur la Diversité Biologique

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) de juin 1992 est le premier texte international à consacrer le principe de la préservation de la biodiversité (ce texte a valeur de traité pour les pays qui l'ont ratifié). Son article 1<sup>er</sup> en fixe les objectifs, à savoir "la conservation de la diversité génétique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques, notamment grâce à un accès satisfaisant aux ressources génétiques et à un transfert approprié des techniques pertinentes, compte tenu de tous les droits sur ces ressources et aux techniques, et grâce à un financement adéquat". Le lien entre l'agriculture et la biodiversité est donc consacré dès le préambule de la CDB où les Parties se déclarent "conscientes du fait que la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique revêtent la plus haute importance pour la satisfaction des besoins alimentaires (...) de la population de la planète". En outre, il est précisé que la biodiversité comprend les espèces domestiquées ou cultivées, définies à l'article 2 comme toute espèce dont le processus d'évolution a été influencé par l'homme pour répondre à ses besoins. Plus précisément, l'article 10 de la Convention est relatif à l'utilisation durable des éléments constitutifs de la diversité biologique et fait directement référence à l'agriculture en engageant chaque Partie contractante à protéger et encourager "l'usage coutumier des ressources biologiques, conformément aux pratiques culturelles traditionnelles compatibles avec les impératifs de leur conservation ou de leur utilisation durable". Enfin, l'article 8 relatif à la conservation *in situ* oblige les Etats à prendre en compte "les risques associés à l'utilisation et à la libération d'organismes vivants et modifiés résultant de la biotechnologie", mais également à respecter, préserver et maintenir "les connaissances, innovations et pratiques des communautés autochtones et locales qui incarnent des modes de vie traditionnels présentant un intérêt pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique".

Tous les deux ans, la dernière fois en mai 2008 à Bonn (Allemagne), les pays qui ont ratifié la convention se réunissent, lors d'une Conférence dite des Parties (COP), pour faire le point sur les actions menées dans le cadre de la CDB et, le cas échéant, adopter de nouvelles dispositions. Les actions à mener dans le domaine des productions agricoles sont essentiellement le fruit des travaux de la COP, dès la troisième réunion en 1996. La COP affirme en premier lieu l'importance de la diversité biologique agricole et se déclare compétente sur cette question. Elle consacre des développements relatifs aux incidences de la biodiversité sur l'agriculture. L'activité agricole, qui repose sur l'utilisation de ressources naturelles, est présentée comme dépendante de la biodiversité. Il s'agit de la diversité des espèces animales et végétales susceptibles d'être domestiquées et cultivées mais aussi celle du sol, à travers les micro-organismes qu'il contient, ou encore celle des insectes pollinisateurs, auxquels une proportion importante de plantes cultivées doit ses bons rendements. Quant aux incidences de l'agriculture sur la biodiversité, la COP qualifie les pratiques agricoles conventionnelles, fortement consommatrices d'intrants, de "non viables" en ce qu'elles ont eu pour effet une "dégradation d'envergure de la diversité agricole et des habitats par le biais de la destruction des ressources biotiques et abiotiques et de la menace qu'elles font peser sur les ressources naturelles dont dépend l'agriculture et des problèmes socio-économiques causés par la dégradation des ressources locales". Le texte ajoute que "trop compter sur la monoculture et la mécanisation à outrance et abuser des produits chimiques agricoles entraînent l'érosion de la diversité biologique - faune, flore et micro-organismes -, y compris les organismes utiles. Ces pratiques ont habituellement pour effet de réduire les éléments constitutifs de l'environnement à leur plus simple expression et de soumettre les systèmes de production à tous les aléas". Enfin, les incidences socio-économiques sont dénoncées, dans la mesure où ces méthodes de production favorisent l'uniformisation des cultures des communautés

traditionnelles. En revanche, d'autres pratiques agricoles, tant traditionnelles que modernes, sont identifiées comme favorables à la diversification biologique. Leur adoption permet de préserver les sols, de réduire l'abandon des terres marginales par leur mise en culture et ainsi d'éviter le ruissellement des produits chimiques et des nutriments ; ces systèmes de production reposent aussi sur la sélection de variétés de plantes cultivées qui résistent aux maladies, aux ravageurs et aux pressions abiotiques en raison de leurs propriétés génétiques.

Quant au programme d'action dans le domaine de l'agriculture, les bases en sont jetées lors de la troisième COP, mais le programme voit officiellement le jour lors de la cinquième COP, en mai 2000. Celui-ci concerne la diversité biologique agricole proprement dite, mais également les ressources en eau, les intrants, les savoirs traditionnels, ainsi que les marchés agricoles, notamment les rapports entre les pratiques agricoles favorables à la biodiversité et les "forces du marché". Par ailleurs, deux domaines d'étude prioritaires sont déterminés : la disparition progressive des pollinisateurs et des micro-organismes des sols<sup>18</sup>.

#### 4.2.2. La Stratégie Européenne

Au niveau de l'Union européenne, **la stratégie communautaire en faveur de la diversité biologique établie en 1998** définit un cadre dans lequel doivent être élaborés les politiques et les instruments communautaires propres à satisfaire aux obligations de la CDB (COM(1998) 42 final). Cette stratégie s'articule autour de quatre thèmes principaux, à savoir la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique ; le partage des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques ; la recherche, l'identification, la surveillance et l'échange d'informations ; et l'éducation, la formation et la sensibilisation. Elle définit les domaines d'intervention et pour chaque domaine, les objectifs à atteindre : pour ce qui est de l'agriculture, le renforcement de la conservation des ressources génétiques ayant une valeur pour l'alimentation ; la promotion de bonnes pratiques agricoles permettant de préserver la diversité génétique et de réduire la pollution, notamment en conditionnant le soutien agricole au respect de critères écologiques ; le renforcement des mesures agro-environnementales ; la promotion des politiques commerciales favorables au respect de la diversité biologique ; etc.

A chaque domaine est associé un plan d'action ; pour ce qui est de l'agriculture, **le plan d'action en faveur de la biodiversité biologique dans le domaine de l'agriculture du 27 mars 2001** (COM(2001) 162 final) définit les priorités et identifie les instruments communautaires, notamment ceux de la Politique Agricole Commune (PAC), mobilisables à cette fin. De façon générale, plusieurs évolutions récentes de la PAC, par exemple la conditionnalité des aides directes de soutien des marchés et des revenus (aides dites du premier pilier) au respect de différents critères, en particulier environnementaux, ou le renforcement des mesures agro-environnementales de la politique de développement rural (deuxième pilier de la PAC) s'inscrivent dans cette perspective. Le plan d'action relatif au domaine agricole est complété par des textes spécifiques portant sur, notamment, les produits phytosanitaires<sup>19</sup>, l'agriculture biologique<sup>20</sup> et les ressources génétiques en agriculture<sup>21</sup>.

Enfin, le 22 mai 2006, la Commission européenne a proposé une nouvelle communication intitulée "Enrayer la diminution de la biodiversité à l'horizon 2010 et au-delà – préserver les services écosystémiques pour le bien-être humain" (COM(2006) 216 final). Cette communication "analyse l'adéquation de la réponse apportée par l'Union européenne à ce jour" en matière de préservation de la

<sup>18</sup> Lors de la cinquième COP, une "initiative internationale pour la conservation et l'utilisation durable des pollinisateurs" est créée ; une "initiative intersectorielle sur la diversité biologique des sols" est lancée lors de la sixième.

<sup>19</sup> "Vers une stratégie thématique concernant l'utilisation durable des pesticides" (COM(2002) 349 final) et "Stratégie thématique concernant l'utilisation durable des pesticides" (COM(2006) 372 final), communications de la Commission européenne ayant conduit à une proposition de directive, le 12 juillet 2006, instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation durable des pesticides.

<sup>20</sup> "Plan d'action européen en matière d'alimentation et d'agriculture biologiques" (COM(2004) 415 final).

<sup>21</sup> Règlement (CE) 1590/2004 du Conseil établissant un programme communautaire concernant la conservation, la caractérisation, la collecte et l'utilisation des ressources génétiques en agriculture.

biodiversité. Bien que des progrès importants aient été réalisés et que les taux de diminution de la biodiversité présentent des premiers signes de ralentissement, la Commission fait le constat que le rythme et l'étendue de la mise en œuvre de la stratégie communautaire en faveur de la diversité biologique et des plans d'action relatifs aux différents domaines ont été insuffisants. Elle réaffirme que les objectifs souscrits en 2001 de "mettre un terme à l'appauvrissement de la biodiversité [dans l'Union européenne] d'ici 2010" (Conseil européen de Göteborg, 15 et 16 juin 2001) et "de remettre en état les habitats et les écosystèmes" (COM(2001) 264 final) sont néanmoins atteignables, mais à condition que l'Union et les Etats membres renforcent les dispositifs à cette fin.

#### **4.2.3. La Stratégie Nationale pour la Biodiversité**

Relayant l'échelon européen, la plupart des Etats membres ont élaboré ou sont en train d'élaborer des stratégies et/ou des plans d'action nationaux. **C'est ainsi que la France a défini, en 2004, une stratégie nationale pour la biodiversité** qui partant du constat et des enjeux, fixe une finalité globale (stopper la perte de biodiversité d'ici 2010, conformément à l'engagement souscrit lors du Conseil européen de Göteborg de 2001, cf. supra) et les orientations (mobiliser tous les acteurs ; reconnaître sa valeur au vivant ; améliorer la prise en compte de la biodiversité par les politiques publiques ; et développer la connaissance scientifique et l'observation).

A l'image du niveau communautaire, la stratégie française en matière de préservation de la biodiversité se décline en plans d'action, dont **un plan d'action "agriculture"**. Ce dernier fixe cinq orientations majeures pour améliorer la prise en compte de la biodiversité dans les politiques agricoles françaises comme dans les pratiques de terrain, à savoir "promouvoir une prise en compte par les agriculteurs et leurs partenaires de la biodiversité dans les démarches territoriales ; généraliser les pratiques agricoles favorables à la biodiversité et améliorer celles à impacts négatifs ; protéger et renforcer la diversité des ressources génétiques pour l'agriculture et l'alimentation ; assurer le suivi de l'évolution de la biodiversité en milieu rural en lien avec les évolutions des pratiques agricoles ; et renforcer la sensibilisation et les compétences des acteurs de la filière, de l'enseignement, de la recherche et de l'encadrement agricoles pour améliorer les interrelations agriculture-biodiversité".

Dans ce cadre, mais aussi dans celui du Plan national santé - environnement de 2004, le Plan interministériel 2006-2009 de réduction des risques liés aux pesticides du 28 juin 2006 "prévoit la réduction de 50% des quantités vendues de substances actives les plus dangereuses" via des actions structurées autour de cinq axes (agir sur les produits en améliorant leurs conditions de mise sur le marché ; agir sur les pratiques et minimiser le recours aux pesticides ; développer la formation des professionnels et renforcer l'information et la protection des utilisateurs ; améliorer la connaissance et la transparence en matière d'impact sanitaire et environnemental ; et évaluer les progrès accomplis)".

### **4.3. Les instruments communautaires et français de préservation de la biodiversité dans le domaine agricole**

Les mesures concrètes adoptées au titre de la préservation de la biodiversité relèvent de plusieurs politiques : les politiques de protection de l'environnement (eau, air, espaces et espèces protégés, prévention des pollutions et des risques, etc.), mais aussi les politiques sectorielles, par exemple la politique agricole. Les instruments de préservation de la biodiversité sont donc à rechercher dans des corpus normatifs très divers. Dans cette expertise, nous avons fait le choix de ne présenter que les principaux instruments de protection de la biodiversité dans le domaine agricole, à savoir les mesures agro-environnementales (aujourd'hui dénommées paiements agri-environnementaux) du volet "développement rural" de la PAC, le dispositif Natura 2000, la conditionnalité des aides directes de soutien des revenus et des marchés, et enfin les outils de certification. Ce choix ne doit pas occulter que la préservation de la biodiversité mobilise parallèlement d'autres outils, notamment, pour ce qui relève des aspects juridiques, le droit fiscal, le droit rural, le droit de l'eau ou le droit des produits phytosanitaires.

#### **4.3.1. Les mesures agro-environnementales (MAE)**

Dans cette section, les conditions de mise en œuvre des MAE, tant au niveau européen qu'au niveau français, seront présentées avant de faire état de la littérature. Celle-ci traite des conditions de mises en œuvre des MAE (tant sur le plan juridique qu'au niveau des modèles économiques), mais également de leurs impacts écologiques sur la biodiversité et des conditions d'adhésion des agriculteurs à ces MAE, à la fois au niveau individuel et au niveau collectif. Enfin, une synthèse des résultats sera opérée, sachant que certains d'entre eux sont valables pour d'autres instruments que les MAE.

##### **4.3.1.1. Le contexte général des MAE**

Ce contexte implique de s'intéresser à deux niveaux décisionnels : l'Union européenne et la France.

###### **. Les MAE dans l'Union européenne**

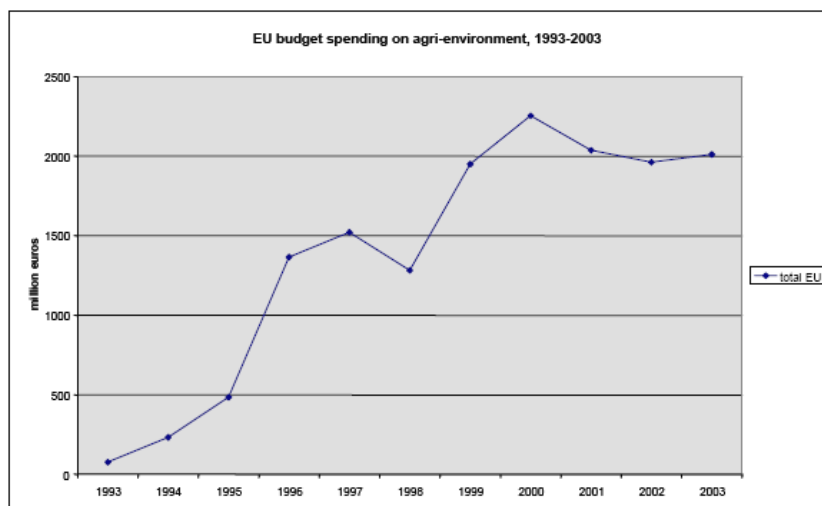
L'intégration de préoccupations et d'objectifs environnementaux dans la PAC est progressivement montée en puissance : option facultative en 1985 (article 19 du Règlement CEE 797/85), règlement spécifique d'application obligatoire en 1992 (Règlement CEE 2078/92 concernant des méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de protection de l'environnement ainsi que l'entretien des espaces naturels)<sup>22</sup>, affirmation du développement rural comme le second pilier de la PAC (le premier pilier étant la politique de soutien des marchés et des revenus) à l'occasion de la réforme Agenda 2000 avec définition d'un Règlement de Développement Rural (RDR) regroupant en 22 mesures - dont les mesures en faveur des zones défavorisées et des zones soumises à des contraintes environnementales, ainsi que les mesures agro-environnementales -, l'ensemble des actions qui auparavant relevaient des mesures structurelles ou des mesures d'accompagnement de la PAC (Règlement CE 1257/1999), extension du domaine de l'agri-environnement et conditionnalité des soutiens budgétaires du premier pilier à divers critères, dont des critères environnementaux, à l'occasion de la réforme de la PAC de juin 2003. A l'échelle communautaire, cette montée en puissance s'est traduite par un accroissement régulier des ressources budgétaires allouées, sans

---

<sup>22</sup> Le règlement CEE 797/85 dans son article 19 assigne à l'agriculture une nouvelle mission, celle de protéger l'environnement. En particulier, l'article 19 prévoit l'existence d'aides nationales dans les zones environnementalement sensibles, c'est-à-dire les zones ayant un intérêt du point de vue de l'écologie et du paysage (Dubois, 2007). Mais comme le note Born (2007), ce n'est qu'au début des années 90 avec la réforme Mc Sharry que la communauté européenne a véritablement intégré des exigences de nature environnementale dans la PAC. Cela a permis d'orienter l'agriculture vers une agriculture multifonctionnelle.

commune mesure toutefois avec celles consacrées aux mesures du premier pilier, ainsi que par une augmentation des surfaces agricoles et du nombre d'exploitations agricoles concernées.

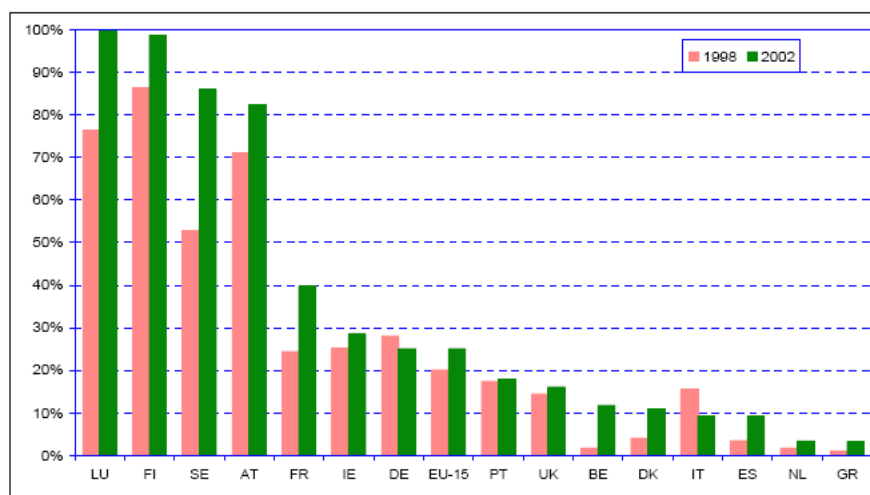
Un premier bilan des MAE au niveau de l'UE montre que les fonds alloués pour financer les MAE ont augmenté sans interruption de 1993 à 2000 ; ils ont ensuite stagné voire légèrement diminué (Figure 4.3-1).



**Figure 4.3-1.** Evolution des dépenses de l'UE pour l'agro-environnement (1993-2003).

(Source : European Commission, 2005).

La figure 4.3-2 montre des tendances sur le pourcentage des superficies agricoles inscrites dans les MAE. Ces superficies représentent une part croissante de la surface agricole utile (SAU) de 1998 à 2002. La surface totale couverte par des contrats agro-écologiques dans les 15 Etats membres les plus anciens est, aujourd'hui, d'environ 25% de la SAU (Commission Européenne, 2005). En France, le pourcentage des terres inscrites dans des MAE est légèrement plus élevé que dans la moyenne des Etats membres de l'UE (EU-15).



**Figure 4.3-2.** Pourcentage des SAU sous contrat agro-environnemental.

(Source : European Commission, 2005).

### . Les MAE en France

En France, les premières applications de l'article 19<sup>23</sup> du Règlement CEE 797/85 datent de 1989 ; elles visent plus particulièrement la protection de biotopes sensibles. A l'occasion de la réforme de la

<sup>23</sup> L'utilisation des contrats agro-environnementaux par la France a été timide (Dubois, 2007). Ce retard dans la mise en œuvre tient à plusieurs effets : des réticences de l'Etat, le financement européen ne concernant que 25% des subventions totales contre 50% par la suite ; des réticences au niveau local, que ce soit du côté des DDAF ou des agriculteurs qui voyaient en elle une restriction de leurs libertés ou des écologistes qui les trouvaient anecdotiques ; enfin des réticences des élus locaux.

PAC de 1992, la France reconduit ces opérations "article 19" désormais intitulées **Opérations Locales Agro-environnementales**<sup>24</sup> (OLAE) et ciblées sur deux catégories de zones rurales sensibles d'un point de vue environnemental : les zones de **biotopes rares et sensibles** et les zones très extensifiées, fragilisées et/ou menacées par la **déprise agricole**<sup>25</sup>. En outre, sont instaurés deux autres types de MAE, d'une part le dispositif national de la "Prime au Maintien des Systèmes d'Élevage Extensif" (PMSEE) plus connue sous le nom simplifié de "**prime à l'herbe**", d'autre part diverses **mesures régionales** dont la mesure de "conversion à l'agriculture biologique". Le dispositif de la prime à l'herbe est le plus important, tant du point de vue des surfaces consacrées que des ressources budgétaires allouées. On attendait de ce dispositif des retombées positives en matière de préservation de la biodiversité grâce au maintien de couverts prairiaux.

En 1999, la Loi d'Orientation Agricole (LOA) introduit le principe de la multifonctionnalité de l'agriculture ainsi qu'un nouveau contrat, le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE)<sup>26</sup>, qui reconnaît les fonctions économiques, sociales et environnementales des exploitations agricoles. En 2002, au CTE succède le **Contrat d'Agriculture Durable (CAD)**<sup>27</sup> davantage ciblé sur des objectifs agro-environnementaux ; néanmoins, outre que les MAE peuvent être contractualisées hors CAD, ce dernier outil est vite abandonné, en 2007. Les CTE, puis les CAD, s'inséraient dans un cadre plus large, le **Plan de Développement Rural National (PDRN) 2000-2006**, correspondant à la mise en œuvre en France du RDR communautaire de 1999. Dans ce plan global, les MAE ont elles-mêmes pu être révisées. Ainsi, la prime à l'herbe est-elle devenue la **Prime Herbagère Agro-environnementale (PHAE)** en 2003, et cette dernière qualifiée désormais de PHAE 1 a été remplacée en 2007 par la PHAE 2 mise en place dans le cadre du nouveau **Plan de Développement Rural Hexagonal (PDRH) 2007-2013** ; de façon générale, l'évolution dans le temps correspond à des exigences croissantes sur le plan environnemental : ainsi la PHAE 2 oblige désormais l'agriculteur bénéficiaire à ce que les éléments fixes de biodiversité (haies, alignement d'arbres, arbres isolés, tourbières, prairies permanentes humides ou en zone Natura 2000, fossés, mares, cours d'eau, etc.) représentent l'équivalent d'au moins 20% de la superficie engagée au titre de la PHAE 2.

De cette présentation, fastidieuse bien que très résumée, de la mise en œuvre des MAE en France, on retiendra leur montée en puissance progressive aussi bien en termes de surfaces couvertes que de budget alloué. Même si les évolutions ont eu pour objectif, au niveau français comme à l'échelle communautaire, d'améliorer l'efficacité des mesures en corrigeant les principales insuffisances constatées, on retiendra aussi la complexité et la variabilité temporelle des mesures comme des dispositifs plus globaux dans lesquels celles-ci s'insèrent, avec une logique tantôt principalement territoriale (les OLAE ou les CAD), tantôt essentiellement verticale d'exploitation ou de filière (les CTE). Outre que cette complexité et cette instabilité ne facilitent pas l'évaluation, elles constituent deux freins au maintien dans le temps des retombées attendues des mesures, à l'apprentissage par les acteurs, à la capitalisation des enseignements et à l'amélioration progressive des outils (à la différence de ce qui a pu être fait dans d'autres Etats membres, au niveau national ou régional, par exemple en Allemagne dans le cadre du programme MEKA mis en œuvre dans le Bade-Wurtemberg).

En France, un premier bilan des PDRN a été réalisé en 2002-03. Vindel, (2005) rappelle que l'application du règlement CE 1257/99 s'est faite dans le cadre du PDRN, ainsi que par l'intégration

---

<sup>24</sup> Lepart Marty et Terraude (2007) précisent que dans le cadre des programmes régionaux, les préfets de région ont des moyens pour soutenir diverses catégories de mesures et notamment les Opérations Locales Agro-environnementales (OLAE) qui reposent sur des cahiers des charges négociés et élaborés localement. Les OLAE s'appliquent majoritairement au milieu des années 90 à la lutte contre la déprise, la protection des biotopes et la protection des eaux dans les secteurs d'agriculture intensive à forte présence de nitrates.

<sup>25</sup> La biodiversité agricole est menacée par l'abandon des terres tout autant que par l'intensification de la production (par ex. Kleijn & Baldi, 2005). Cela est confirmé par McDonald et al. (2000) et Strijkers (2005) qui montrent que les questions de déprise sont majeures, en particulier en rapport avec leurs conséquences environnementales et sociales.

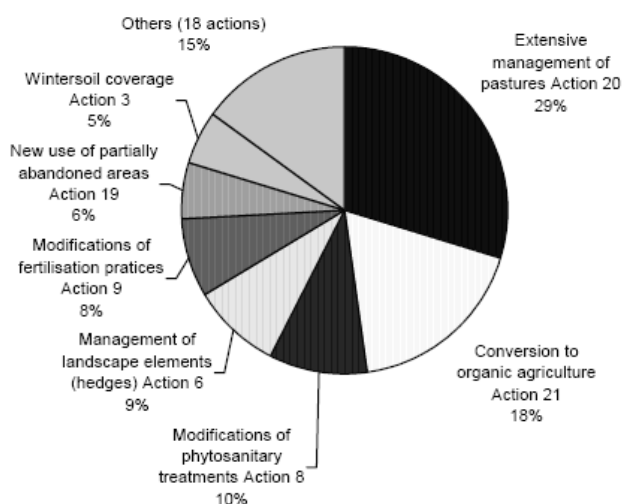
<sup>26</sup> L'objectif était de définir collectivement les enjeux territoriaux liés à l'agriculture et au développement rural et de proposer des mesures types dans lesquelles chaque agriculteur pourrait choisir "à la carte" afin de signer un CTE (Dubois, 2007). Lepart et al. (2007) concluent à un échec relatif de ces mesures, principalement du fait que le monde non agricole s'est peu senti concerné et a donc été peu présent dans la construction de ces contrats.

<sup>27</sup> Selon Lepart, Maury et Terraude (2007), le CAD est moins souple et moins avantageux pour les agriculteurs. Le plafond moyen étant inférieur à 27 000 €, le cumul prime pour handicap naturel et prime à l'herbe en montagne est impossible.

de certaines mesures de développement rural dans les documents uniques de programmation (DOCUP d'objectifs 2 et DOCUP d'objectif 1). Ainsi, la mise en œuvre du RDR fait intervenir un programme national, et 20 programmes régionaux financés par le FEOGA dans le cadre des DOCUP. La mise en œuvre du dispositif est complexe du fait de l'articulation entre les deux instruments. Le nombre de mesures retenues en France est de 25 : 17 des 22 mesures proposées dans les RDR au titre des PDRN; 5 mesures accessibles au titre des DOCUP d'objectifs 2 et les 3 régions concernées par les DOCUP d'objectif 1 (Corse, Nord Pas de Calais - Hainaut -, Départements d'Outre Mer). Dans ce cadre, un effort particulier a été réalisé pour concevoir ces 25 groupes de mesures agro-environnementales. Vindel (2005) explique que, comme dans la plupart des autres pays européens, l'évaluation a été essentiellement basée sur :

- le traitement des données statistiques disponibles, auprès des services nationaux de statistiques agricoles et des bases de données administratives (principalement CNASEA) ;
- un survey (mise en commun des informations sur les bénéficiaires, envoi de questionnaires ou entretiens) ;
- des études de cas sur un ensemble de territoires diversifiés ;
- une synthèse des 21 évaluations régionales.

Parmi les 25 mesures possibles, les 7 mesures les plus contractualisées représentent 85% des paiements en 2002. La mesure 20 (gestion étendue des pâturages) et la mesure 21 (conversion en agriculture biologique) sont prédominantes (Figure 4.3-3), même si la mesure concernant la conversion à l'agriculture biologique implique seulement 5% des terres agricoles (Vindel, 2005).



**Figure 4.3-3. Répartition des paiements CTE en 2002 par mesure agro-environnementale.**

Source : Vindel (2005).

En France, dans le cadre du PDRN, environ 43% des dépenses sont consacrées aux MAE (Commission européenne, 2005). En 2002, 44 102 CTE ont été signés (soit 11,3% des exploitations agricoles sous contrat). Jusqu'en 2007, 1,9 milliard d'euros ont été dépensés pour les paiements de CTE (en moyenne 44 500 € par exploitation agricole). Par rapport à la maquette financière qui avait été élaborée lors de la construction du PDRN, et qui prévoyait en moyenne une aide de 23 000 €, il y a eu une explosion du montant moyen des aides. Cette explosion du montant moyen des aides est expliquée par l'évolution de la taille moyenne des exploitations signataires, qui est passée de 78 ha en 2000 à 93 ha en 2002, et par le fait qu'il n'existait pas de plafond pour les aides versées (Panistat, 2003). Avec les CAD, un plafond maximum d'aides a été instauré, une exploitation agricole peut toucher au maximum 27 000 €.

Les bénéficiaires principaux de CTE sont (Planistat 2003) :

- les grandes exploitations agricoles (>100 ha),
- les sociétés agricoles (GAEC),
- les exploitations concentrées sur la production animale (en particulier les exploitations spécialisées dans l'engraissement de veaux, les exploitations laitières, mais également les élevages ovins et caprins).



Au niveau des régions, on peut noter (Planistat, 2003) que :

- Pour ce qui est du montant moyen du contrat par exploitation : les régions Centre, Auvergne, Limousin, Champagne-Ardenne et Ile de France sont au dessus de la moyenne nationale, alors que les régions Aquitaine, Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon sont en dessous.

- Pour ce qui est du pourcentage d'exploitations agricoles signataires de CTE : les régions Midi-Pyrénées, Languedoc-Roussillon et Rhône-Alpes et dans une moindre mesure le Centre et PACA, sont les plus actives, tandis que les régions Bretagne, Ile de France, Nord-Pas De Calais, et Aquitaine sont en dessous de la moyenne nationale.

Ceci reflète une certaine concentration des contrats sur les régions qui sont dominées par la production animale et les systèmes d'exploitation basés sur des prairies. Tandis que dans les régions céréalières ou dans les régions spécialisées (par exemple le vignoble dans le département de la Gironde), il y a comparativement moins de contrats signés.

Au niveau de l'évaluation écologique de ces mesures, Lepart, Marty et Terraude (2007) expliquent que "le bilan des collaborations entre la profession agricole et la recherche sur la biodiversité est en France relativement faible. Dans ce contexte la contribution des naturalistes a été de proposer des objectifs en matière de biodiversité qui sont le plus souvent associés à une seule espèce". Vindel (2005) précise tout de même qu'il y a eu "un petit effet sur la gestion et la conservation des haies et sur l'entretien des pâturages naturels".

#### **4.3.1.2. L'analyse de la littérature sur les MAE et leurs liens avec la biodiversité**

Dans cette section, seront présentées les études juridiques relatives aux techniques contractuelles. Cet aspect a également été relevé par les économistes qui ont appréhendé ces MAE, par des modèles de type "principal/agent", où un des objectifs est la recherche du contrat optimal. Suivront l'analyse des résultats portant sur les évaluations écologiques des MAE quant à leurs impacts sur la biodiversité, ainsi que les travaux portant sur les conditions d'acceptabilité économiques et sociales de ces mesures, en particulier en prenant en compte des variables telles que la place de l'agriculteur dans la société.

##### **. L'approche juridique : les techniques contractuelles**

Les études juridiques abordent principalement les MAE comme l'un des exemples de mise en œuvre d'une politique environnementale par le biais du contrat<sup>28</sup>. Or, le **recours au contrat comme outil de protection de l'environnement est globalement considéré par les juristes comme moins protecteur que les outils réglementaires**, en raison principalement du caractère volontaire du contrat, qui rend la mise en œuvre d'une politique dépendante du consentement des acteurs. L'instauration de mesures zonées peut ainsi être contrariée par le refus de certains agriculteurs à s'engager. C'est alors l'efficacité même du dispositif qui est en cause. Les auteurs soulignent que deux conséquences principales résultent du **caractère volontaire du contrat** :

- L'absence de caractère permanent du contrat : celui-ci résulte d'une part, de l'interdiction des engagements perpétuels et d'autre part, de la difficile articulation du droit de la concurrence et des aides à caractère permanent. En conséquence, les droits acquis par l'administration par le biais du contrat sont des **droits personnels** (attachés au signataire) et **non des droits réels** sur la parcelle ou la zone concernée (lesquels sont attachés au foncier). A cet égard, plusieurs études soulignent l'intérêt des **servitudes**, administratives ou conventionnelles, comme outil de protection de l'environnement (Thomas, 2005; Rebillard, 2005; Giraudel, 2000; Gilardeau, 1994)<sup>29</sup>.

<sup>28</sup> Les développements relatifs aux techniques contractuelles concernent également les contrats Natura 2000.

<sup>29</sup> A cet égard, le bail rural environnemental fournit un exemple intéressant de contrat de longue durée ayant pour objet la mise en œuvre de pratiques agricoles favorables à l'environnement sur des terrains déterminés. La loi d'orientation agricole de 2006 a introduit une nouveauté dans le statut du fermage, en permettant au bailleur d'introduire des "clauses environnementales" dans le bail rural. Toutefois, cette mesure est réservée à certains types de bailleurs ou à certaines zones. En effet, l'article L 411-27 du code rural est complété par une disposition prévoyant que des clauses ayant pour objet le respect de l'environnement peuvent être incluses dans les baux ruraux, lors de leur conclusion ou de leur renouvellement,

- L'effet relatif du contrat, lequel n'oblige et n'a d'effets juridiques que pour les parties : en conséquence, l'information des tiers est limitée, ainsi que leurs moyens de contrôle ; par ailleurs, "le contrat offre (...) moins de garanties juridiques que l'acte réglementaire dans la mesure où **il ne vaut pas à l'égard des tiers** dont les activités peuvent présenter une menace pour la conservation de la zone" (CJCE, C-255/93, 5 octobre 1994). Enfin, de l'effet relatif du contrat découle le fait que la souscription d'un contrat "environnemental" peut être contrariée par des contrats privés souscrits par l'exploitant comme les contrats d'intégration avec des coopératives ou des IAA.

Les juristes soulignent souvent **l'absence de choix des autorités publiques entre la voie contractuelle et la voie réglementaire**. En effet, les objectifs de protection de l'environnement, comme d'autres objets d'intérêt général, s'imposent aux pouvoirs publics eux mêmes, par le biais de normes juridiques supérieures dans l'ordre juridique interne des Etats (loi, constitution), par le biais du droit européen pour les Etats membres ou encore par le biais des engagements internationaux. En conséquence, les autorités publiques ne disposent pas du pouvoir souverain de choisir entre différents instruments juridiques pour remplir cette mission, mais doivent agir en premier lieu par la voie du commandement unilatéral, dont les règles ainsi édictées s'imposent aux personnes assujetties. Autrement dit, **les instruments mis en œuvre volontairement par les personnes privées, comme le contrat, ne peuvent venir qu'en complément de l'action réglementaire et non en substitution**.

A travers le contrat, c'est également la question des **services environnementaux rendus par les agriculteurs** qui est traitée par plusieurs études juridiques (par ex. Doussan, 2008; Gilardeau, 1994). Les auteurs notent que, si de fait, les services agro-environnementaux peuvent être identiques ou comparables à ceux fournis par les écosystèmes, de droit, ils ne sont pas de même nature car ils ne répondent pas aux mêmes qualifications. Un **service écosystémique peut être qualifié d'objet d'intérêt général** et à ce titre les autorités publiques ont la charge de le protéger ; le coût de cette protection est alors supporté par les personnes dont les activités sont susceptibles de porter atteinte à ce service par le biais de la réglementation ou d'instruments de marché comme la fiscalité. Un **service agro-environnemental est une prestation**, fournie par un sujet de droit, l'agriculteur, au bénéfice de l'intérêt général ; le coût de cette prestation peut faire l'objet d'une indemnisation ou d'une rémunération publique, celle-ci obéissant alors au régime juridique répondant à sa nature (par exemple des aides publiques ou des marchés publics).

Certaines études abordent également la question des **modalités de contrôle du respect des engagements contractuels**, en relevant que, par principe, le non respect des obligations contractuelles est sanctionné par le non versement du paiement, plus simple à mettre en œuvre que des sanctions administratives ou pénales. Toutefois, plusieurs auteurs relèvent les mêmes difficultés que pour la réglementation compte tenu du taux faible de contrôles effectifs et de leur faisabilité ; par exemple les contrôles "terrain" ont montré un taux important de non conformité puisque sur 16 contrôles 15 présentaient des défauts en Loire-Atlantique (Bodiguel, 2003).

Malgré ces réserves, les **études juridiques relèvent les avantages du contrat**, en particulier par rapport à la réglementation. Le principal avantage identifié par les juristes est d'avoir contribué à **renforcer la prise de conscience des considérations environnementales** dans le milieu agricole et d'avoir ainsi permis de "faire avancer la norme". En ce sens, le contrat est fréquemment analysé comme permettant l'appropriation **du droit** par ceux à qui il s'adresse, et ainsi plus grande implication

---

lorsque le bailleur est une personne morale de droit public ou une association agréée de protection de l'environnement. Cette possibilité concerne également les parcelles situées dans des espaces naturels protégés. Les quelques études juridiques qui lui sont consacrées soulignent l'avancée significative au regard du statut du fermage peu perméable aux considérations environnementales (Doussan, 2006), même s'il a pu être noté qu'il ne s'agissait que d'un "embryon de statut d'un bail dérogatoire" (Crevel, 2007). Le bail rural présente des différences juridiques emportant des conséquences pratiques importantes avec les contrats agroenvironnementaux : il s'agit de contrats échappant au régime des contrats administratifs pour relever du droit privé et ils impliquent que la personne publique soit propriétaire des terres soumises à bail. En conséquence, le caractère incitatif de ces contrats ne repose pas sur le montant des aides publiques mais sur la valeur des terres ainsi mises à disposition de l'exploitant. En outre, le montant du loyer peut être fixé à un niveau inférieur aux montants déterminés par arrêté préfectoral. Quant aux modalités de contrôle et de sanction du respect des obligations contractuelles, on notera d'une part que la loi prévoit que le contrat "fixe les conditions dans lesquelles le bailleur peut s'assurer annuellement du respect par le preneur des pratiques culturelles convenues" et d'autre part, et surtout, que la violation de ses obligations par l'exploitant constitue un motif de résiliation du bail.

des partenaires, garants d'un **meilleur respect de la norme**. Le contrat est alors vu comme un complément aux instruments réglementaires classiques : comme "préparation" à une réglementation future ou comme moyen d'aller plus loin que les règles impératives existantes, sachant que les obligations qu'il contient doivent être distinctes des obligations réglementaires (sauf cas particulier et encadré des contrats de "mise aux normes"), lesquelles sont soumises aux exigences de nécessité et de proportionnalité.

La mise en œuvre des mesures agro-environnementales a donné lieu à plusieurs études spécifiques portant sur leur nature contractuelle en droit français. En effet, la détermination des engagements contractuels résulte de plusieurs textes, communautaires et nationaux, et non d'une négociation individuelle ; en ce sens les CTE/CAD s'assimilent à des "contrats d'adhésion", ce qui a conduit nombre de juristes à douter de leur nature contractuelle, considérant qu'ils se rapprochaient substantiellement des actes administratifs unilatéraux (Hernandez-Zakine, 1998; Struillou, 1999). La loi d'orientation agricole de 1999 en les qualifiant de contrats administratifs a mis fin à la controverse, sans faire cesser pour autant les critiques. En effet, plusieurs auteurs relèvent un **manque de lisibilité de l'action publique**, résultant de la différence entre la nature de l'outil et les modalités de sa mise en œuvre. Certains plaident dès lors pour des mesures unilatérales, qui peuvent être pour autant négociées avec les agriculteurs, y compris localement : "la gouvernance peut autant être organisée lorsque l'administration use de mesures unilatérales négociées avec les acteurs locaux et ce caractère unilatéral des mesures permet alors une lecture plus claire de la volonté publique" (Bodiguel, 2003).

L'**abandon des CTE et la mise en place des CAD** ont donné lieu à quelques analyses critiques sur la confusion qui a pu en résulter (Bodiguel, 2003).

Par ailleurs, les mesures agro-environnementales ont également été étudiées par le biais des **aides publiques et du droit de la concurrence** (par ex. Thieffry, 2006). Ces contrats sont actuellement financés par des aides publiques et échappent au droit des marchés publics ou plus largement au droit des services d'intérêt général, droits marqués par une tension forte entre les principes de la libre concurrence et la volonté politique de certains Etats membres, dont la France, de les maintenir hors du jeu du marché. Or certaines études relèvent que l'exclusion des contrats agro-environnementaux du champ d'application du droit de la concurrence n'est pas garantie. On a pu voir une brèche ouverte par le règlement 1698/2005 relatif au développement rural, qui prévoit expressément la possibilité de recourir à un système d'enchères dans l'attribution des aides (Bodiguel, 2007). En outre, il est théoriquement envisageable de considérer l'existence d'un **marché des services environnementaux**, susceptible de comprendre ceux fournis par les agriculteurs. Il est vrai que certaines mesures agro-environnementales n'ont aucun sens en dehors de la production agricole. Il en va ainsi, par exemple, des différentes techniques d'assolement, des traitements mécaniques pour le désherbage ou le défanage en remplacement de traitements chimiques, ou encore de la localisation ou de la réduction des traitements phytosanitaires ou d'apports azotés. Mais certains des services environnementaux fournis par les agriculteurs peuvent être remplis par d'autres acteurs, dans la mesure où ils ne sont pas directement liés à une activité ou des méthodes de production agricole. Il en va ainsi par exemple, des plantations et entretien de haies, d'arbres, des créations et entretien de mares, bosquets, talus, de l'entretien de chemins communaux qui jouxtent ou traversent le fond ou encore de l'élevage de races animales menacées de disparition. Dans ces domaines, d'autres acteurs sont susceptibles d'assurer des services environnementaux équivalents à ceux fournis par les agriculteurs ; cette possibilité a été relevée par certains juristes (Gilardeau, 1993; Couturier, 2003).

Enfin, certaines analyses juridiques ont porté sur la "**part incitative**" octroyée en plus des surcoûts et manque à gagner, qui conduisait, d'une part à qualifier le CTE/CAD de contrat de prestation de service à titre onéreux, et d'autre part, à une illégalité des aides au regard du droit international de l'OMC ; cette "part incitative" a été supprimée par le Règlement de 2005.

#### . **L'approche socio-économique**

La plupart des modèles économiques recourent à l'analyse coûts / bénéfiques ou à l'analyse coûts / efficacités (Watzold, 2005; Wynn, 2002; Manchester, 1999; Firbank, 2005; Batie, 1986; Hogdson,

2005; Randall, 2002; Groenenveld, 2006). Dans un survey, Watzold (2005) montre que la mise en œuvre des politiques publiques a souvent été faite au détriment de l'analyse coût/efficacité. Une telle approche est alors socialement sous-optimale si l'on raisonne en termes d'efficacité de la gestion des fonds publics. C'est pourquoi dans cette section seront présentés, d'une part les travaux qui analysent les conditions pour aboutir à des contrats optimaux dans le cadre de modélisation principal/agent, et d'autre part l'intérêt pour le décideur public de faire une offre de contrats différenciés lorsque les agents sont hétérogènes soit dans leur type, soit dans les caractéristiques de leur exploitation.

### *La théorie économique et les mécanismes incitatifs*

Dans la mise en œuvre de mécanismes incitatifs, un outil souvent présenté et étudié par les économistes est le modèle principal/agent. Ce modèle vise à résoudre des situations d'asymétrie d'information entre l'agent et le principal : les situations de sélection adverse et les situations de hasard moral. La sélection adverse est une asymétrie sur le type de l'agent. Par exemple lorsque l'on veut mettre en place un contrat incitatif, avant de proposer le montant de l'aide ou de la prime, le principal doit mettre en œuvre un mécanisme de révélation pour appréhender le coût réel pour un agent d'adhérer au contrat. C'est une analyse qui est réalisée *ex-ante* à la signature du contrat. Le hasard moral est une asymétrie d'information entre le principal et l'agent sur l'effort réel réalisé par l'agent une fois le contrat signé (donc *ex-post*). Cette situation d'asymétrie d'information existe du fait que lorsque l'agent signe un contrat par lequel il s'engage à réaliser un effort donné pour aboutir à un objectif environnemental attendu, la réalisation ou la non réalisation de cet objectif repose pour partie sur la réalisation d'événements exogènes. Il y a donc une incertitude exogène quant au fait que l'agent ait triché si un objectif environnemental n'était pas réalisé. Cette théorie a été appliquée aux contrats agro-environnementaux (Hueth, 1995; Wu & Babcock, 1995; Ozanne et al., 2001; Ozanne & White, 2004; Turpin et al, 2004...).

**Pour résoudre des situations de sélection adverse**, les auteurs proposent en général un menu de contrats, que l'on retrouvera dans la plupart des modèles appliqués aux MAE. Thoyer et al. (2007) ont réalisé un survey dans lequel : "Dans le cadre d'un problème de sélection adverse, afin d'inciter les agents à révéler leurs informations privées (leur "type"), la théorie des contrats optimaux propose d'offrir un menu de contrats adapté à chaque type d'agent. Ces menus sont solutions d'un problème de maximisation dans lequel l'agence environnementale ou le régulateur maximise le bien-être social (incluant le profit des agriculteurs, le gain environnemental et la minimisation des coûts budgétaires) sous deux contraintes: (i) une contrainte de participation (dite aussi contrainte de rationalité) qui impose que l'espérance d'utilité de l'agent sous contrat soit supérieure ou égale à son espérance d'utilité sans contrat. Si cette contrainte est violée, aucun agriculteur rationnel ne devrait s'engager dans un programme environnemental. (ii) une contrainte d'incitation qui impose que l'espérance d'utilité de l'agent qui choisit le contrat correspondant à son type est supérieure à son espérance d'utilité s'il triche sur son vrai type et sélectionne un contrat qui ne lui est pas destiné. Cette contrainte induit donc un comportement sincère de l'agent et une révélation *ex-post* de son type". Dans le cadre de ces modèles avec sélection adverse, Moxey et al. (1999) présentent un modèle de contrat optimal pour la réduction d'intrants polluants avec deux types d'agriculteurs, des agriculteurs à forte productivité et des agriculteurs à faible productivité. L'originalité de ce modèle est d'associer des transferts monétaires et des quotas d'input afin de maximiser le bien-être social et non de minimiser le coût budgétaire du contrat, comme c'est généralement le cas dans d'autres modèles.

**Pour limiter les situations de hasard moral**, les auteurs proposent des rémunérations différenciées selon le niveau de divergence entre les résultats réalisés et les résultats attendus. Ainsi, Ozanne et al. (2001) notent un relatif déficit de la prise en compte de l'aléa moral dans les modélisations des mesures agro-environnementales. La mise en œuvre de contrôles pour vérifier la conformité entre l'engagement de l'agriculteur et son effort réel sont peu étudiés. Ils montrent que dans les études précédemment réalisées qui considéraient que les agriculteurs étaient neutres au risque, les résultats avaient tendance à surestimer les effets liés au hasard moral. Ozanne et al. (2001) montrent que le hasard moral ne posera un problème que si le coût du contrôle est fonction de l'effort de contrôle et si le degré d'aversion au risque des agriculteurs est relativement faible. Par contre, avec une aversion au risque élevée, les auteurs démontrent que l'on peut se rapprocher du *first best* (contrat optimal). Or,

comme le rappellent Richard et Trommetter (2000), les agriculteurs seront en général averse au risque<sup>30</sup>. Dans le même ordre d'idée, Richard et Trommetter (2000) ont montré l'intérêt de mettre en place une zone test qui permet à la fois de tester l'efficacité écologique et économique de la mesure avant de la mettre en œuvre pour le principal et d'être un signal favorable pour les agriculteurs. Au niveau opérationnel, la prise en compte de l'aversion pour le risque est expressément intégrée, au plan national, puisque les contrats "agro-environnementaux" peuvent faire l'objet d'un renouvellement et que cette information est révélée aux agriculteurs. Cela signifie que la prise en compte du temps, non seulement dans l'évaluation de la mesure, mais également dans la durée optimale du contrat, doit être analysée et est sans doute la question la plus délicate. Hopkins (2006), Lepoivre (1997) et Dupraz et al. (2007) étudient la question, mais Richard et Trommetter en 2000 expliquent l'importance de l'accompagnement de la phase de transition face à laquelle se retrouvent les agriculteurs lorsqu'ils passent d'un système d'exploitation à un autre (c'est par exemple le cas pour la conversion à l'Agriculture Biologique, cf. 4.3.4.3.). Les auteurs ont identifié des éléments clés dans la prise de décision publique : les incertitudes sur la réussite écologique du projet et sur les possibilités d'ouverture à d'autres agriculteurs en cas de succès, l'attitude des agriculteurs face au risque et le timing de la décision publique dans le cas de l'instauration de zones tests.

D'autres auteurs (White, 2002) intègrent à la fois de la sélection adverse et de l'aléa moral dans une même modélisation pour tenter d'avoir une représentation la plus proche de la réalité. Dans ce cadre, la recherche de contrats optimaux propose une solution théorique qui repose sur des hypothèses restrictives concernant la structure d'information. Ces modèles restent difficiles à construire et à mettre en œuvre dans la pratique. Cependant, Thoyer et al. (2007) présentent une étude empirique faite par Turpin et al. (2004) pour la lutte contre la pollution diffuse dans un bassin d'élevage en Loire-Atlantique. Les résultats font apparaître que l'utilisation d'une taxation non linéaire (équivalente d'un menu de contrats où l'agriculteur peut choisir parmi des niveaux d'efforts différents) sur le niveau de production du lait, aboutit à un bénéfice social positif et accroît le bénéfice net du régulateur par rapport à l'utilisation d'un contrat uniforme basé sur la réduction d'intrants ou imposant un quota d'engrais minéraux.

**Pour prendre en compte l'efficacité environnementale et les effets de seuil.** Bontems et al. (2008) se sont plus particulièrement intéressés aux effets de seuils dans la contractualisation. Ils montrent que le fait de travailler sur des effets de seuil est particulièrement pertinent dans la mise en œuvre des mesures agro-environnementales, et est également particulièrement complexe. Ils notent que historiquement ces effets de seuils ont été totalement ignorés, ce qui a conduit à mettre en œuvre et à financer des mesures agro-environnementales dont les effets ont été nuls : soit parce qu'il n'y avait pas suffisamment d'agriculteurs adhérents, soit parce qu'ils n'étaient pas répartis de manière optimale sur la zone par rapport à l'effet attendu. Or, avec le passage prévisible d'une obligation de moyen à une obligation de résultat, un travail sur ces seuils est nécessaire.

Enfin, même si selon l'OCDE (2003) il n'existe qu'un faible nombre d'applications dans lesquelles des taxes peuvent être efficaces dans le domaine agricole<sup>31</sup>, des mécanismes règlementaires peuvent être mobilisés dans une approche principal/agent. Ainsi, le modèle de Ozanne et White (2007) est particulièrement pertinent. Les auteurs montrent les conditions sous lesquelles des "quotas sur les inputs" sont équivalents à des "taxes sur les inputs" dans les modèles agro-environnementaux. Au niveau de l'opérationnalité de leur modèle, ils expliquent qu'en présence de hasard moral, cela peut limiter la volonté du régulateur de distinguer entre les types de producteurs par des contrats différenciés.

### *Les paiements différenciés*

Par rapport à ces différents travaux théoriques, il existe des travaux qui soulèvent une controverse sur les effets réels des paiements homogènes ou des paiements différenciés selon les caractéristiques des

---

<sup>30</sup> Di Falco et Perrings (2007) montrent que l'aversion au risque est un élément important dans le maintien d'une diversité au niveau des productions agricoles, les agriculteurs par exemple des Pays du Sud préférant cultiver plusieurs espèces sur leurs exploitations pour limiter les risques.

<sup>31</sup> Ainsi alors que le principe pollueur payeur est largement utilisé dans les autres industries il ne l'est que faiblement dans le secteur agricole, de même pour les permis négociables qui n'ont pas non plus un rôle significatif (OCDE, 2003).

agriculteurs. Il s'agit en particulier des travaux de Gren (2004), de Lankoski et Ollikainen (2003)... Ces auteurs montrent que dans le cas de qualités de terre hétérogènes, des taxes et des subventions doivent être différenciées selon les agriculteurs pour aboutir à une allocation optimale des ressources (Watzold, 2005, confirmant ce résultat du fait que la différenciation aboutit à un meilleur ratio coût/efficacité). Dans le même ordre d'idée, Holzkamper et Seppelt (2007) ont mis au point une méthode informatique (logiciel) qui permet d'allouer de manière efficace des budgets pour la conservation de la biodiversité. Cette méthode reste néanmoins critiquable, tout du moins montre ses limites, dans le sens où elle considère que les écosystèmes sont indépendants les uns des autres et qu'il n'y a pas de possibilité de contraindre le modèle pour aboutir à des situations de continuité spatiale entre les écosystèmes. Le fait de mettre en œuvre des primes différenciées peut être efficace économiquement et socialement si les coûts de transactions, pour le principal, pour obtenir les informations qui lui permettraient de réaliser cette différenciation, ne sont pas prohibitifs.

Un moyen de faire de la différenciation, en s'assurant que l'agriculteur révèle sa vraie valeur, est de passer par un mécanisme d'enchère.

**Les enchères : un outil efficace ?** Les expériences, présentées dans l'encadré 4.3-1, montrent que les enchères apparaissent comme des mécanismes d'allocation des contrats agro-environnementaux intéressants. Elles permettent de mettre en concurrence les agents, donc de les inciter à révéler une partie de leur information privée sur leurs coûts de production d'un service environnemental. Il existe un autre avantage mis en avant par Clayton (2005) : les agriculteurs perçoivent favorablement la possibilité qui leur est offerte de monter leur propre programme environnemental. Cela leur redonne une certaine marge d'initiative (une place dans la société) dans un système qui est de plus en plus piloté par les pouvoirs publics et qui est donc souvent perçu comme une entrave à leur liberté d'entrepreneur. L'acceptabilité des programmes ainsi conçus est fortement améliorée.

#### **Encadré 4.3-1. Des expériences d'enchères agro-environnementales**

(source : Thoyer et al., 2007)

Les Etats-Unis ont été les premiers à mettre en place un système d'enchères agro-environnementales avec le *Conservation Reserve Program* (CRP) de 1985. C'est un programme volontaire de mise en jachère longue des terres sensibles à l'érosion. Plutôt que d'offrir une compensation unique, les Etats-Unis ont choisi de mettre les agriculteurs intéressés en concurrence. Ils sont invités à faire des demandes de compensation pour la mise en jachère, sous pli scellé, au Ministère de l'Agriculture américain (USDA). Le critère d'acceptation se base sur le calcul d'un indice de bénéfice environnemental<sup>32</sup> (*Environmental Benefits Index* EBI) évaluant la performance de la proposition en termes de protection de la qualité des eaux, de contrôle de l'érosion des sols, et de coût budgétaire.

En Grande Bretagne, le *Countryside Stewardship Scheme* (CSS) est considéré comme le principal programme agro-environnemental du Gouvernement. Il a pour objectif la conservation et l'amélioration de la beauté de la campagne anglaise à travers la préservation de ses paysages et de la biodiversité. Contre un paiement qui varie entre 4£ et 525£/ha (DAFRA, 2001) selon la qualité du projet présenté, les agriculteurs proposent un programme de conservation et de changements de pratiques respectueuses de l'environnement qui répond à des priorités sous-régionales définies par ailleurs et puisant dans un catalogue de 90 actions types. Le ministère de l'agriculture sélectionne les projets individuels, qui sont mis en compétition, par ordre de priorité en fonction de plusieurs critères (impact environnemental des pratiques, engagement de toute l'exploitation, situation dans les milieux particulièrement intéressants au niveau environnemental).

En Australie en 2001, le Ministère de l'Agriculture de l'Etat de Victoria (DNRE) a mis en place une première expérience pilote appelée *Bush Tender* dans le Nord de Victoria, suivie par une deuxième expérience en 2003 en Gippsland dans laquelle 1 million d'ha de flore sauvage est localisé sur des terres privées dont 60% sont menacées de disparition. Ce programme pilote utilise les mécanismes d'enchères pour allouer des contrats sur trois ans pour la conservation de la faune et la flore existante sur les terres privées. Chaque agriculteur est invité à soumettre un programme de changement de ses pratiques agricoles afin de mieux préserver la biodiversité locale, ainsi que le montant de la prime compensatrice qu'il souhaiterait recevoir pour la mise en application de son programme d'action.

<sup>32</sup> Une description détaillée de la procédure d'enchère utilisée dans le CRP se trouve dans Vukina et al (2003).

Il existe une multitude de formats d'enchères forts bien répertoriés et décrits par Thoyer et al. (2007). Les contrats agro-environnementaux peuvent être alloués par des mécanismes d'enchère. Dans ce cadre, les pouvoirs publics sont acheteurs de bénéfices environnementaux. Les agriculteurs proposent le paiement qu'ils souhaitent recevoir en contrepartie de leurs efforts environnementaux, à l'image d'une procédure d'appel d'offre public. Ce sont des enchères mises en œuvre soit sous contrainte budgétaire, soit sous contrainte d'objectif. Dans le deuxième cas, le décideur veut atteindre un certain objectif environnemental, par exemple un nombre minimum d'hectares sous contrats ou un objectif environnemental (en terme de qualité de l'eau par exemple) et alloue des contrats jusqu'à atteindre ce seuil (Klemperer, 2004). Selon Latacz-Lohmann et Van Der Hamsvoort (1997), le recours aux enchères pour l'attribution de contrats agro-environnementaux présente deux avantages par rapport à l'allocation de contrats uniformes : une meilleure révélation de l'information privée concernant les coûts de mise en conformité de différents agriculteurs, et une diminution des coûts sociaux liés à la production environnementale. Au niveau de l'Union Européenne, les enchères ont été introduites explicitement dans le RDR de 2005 et reprises dans le PDRH.

**Les enchères : un outil avec des limites.** Toutefois, étant donnée la complexité des mécanismes révélateurs, l'enchère peut comporter un grand risque de non succès (Latacz Lohmann, 2004) : le risque de collusion ; le risque d'apprentissage ; le refus de participation lorsque les enchères sont perçues négativement par les agriculteurs, ou lorsqu'ils anticipent un coût de participation (des coûts de transaction liés à la rédaction de l'offre) trop élevé par rapport à leur gain espéré. Une des limites des mécanismes d'enchères est donc d'introduire des coûts de transactions plus élevés, tant pour les agriculteurs que pour les décideurs publics, ces coûts seront encore plus élevés si des contraintes supplémentaires, par exemple, de continuité spatiale sont nécessaires. Lorsqu'une continuité spatiale est souhaitée (les effets de seuils relevés par Bontems et al., 2008), les risques de collusions sont alors plus importants du fait que l'on peut autoriser les agriculteurs à faire des réponses collectives sur une zone. Parkhurst et al. (2002) ont toutefois montré théoriquement et expérimentalement qu'un tel mécanisme peut encourager la coopération, grâce à des effets de synergie et de partage des coûts. Les effets nets des enchères, en terme d'efficacité économique, écologique et sociale, restent donc délicats à mesurer.

#### **. L'impact des MAE sur la biodiversité**

En 2004, l'UE a réalisé une évaluation des programmes de développement rural, dont font partie les MAE. Holford et House (2004) ont compilé les évaluations nationales. En ce qui concerne les effets sur la biodiversité, ils ont déclaré que "les résultats disponibles sont peu nombreux sur les incidences réelles sur l'environnement (ainsi, peu d'analyses ont été réalisées sur les effets sur la biodiversité, le paysage et les ressources naturelles). Ceci reflète la difficulté de mesurer des impacts réels, surtout lorsque les mesures à évaluer sont récentes"<sup>33</sup>. Ce rapport ne comporte aucune référence à la littérature scientifique, bien qu'en 2003, Kleijn et Sutherland aient publié un article sur l'efficacité des MAE européennes pour conserver et favoriser la biodiversité. L'article de Kleijn et Sutherland est basé sur 62 études provenant de 5 pays (aucune de France), dont la majorité (73%) relève de la littérature "grise", c'est-à-dire de rapports non validés par les pairs, et pour la plupart édités dans des langues nationales. Les auteurs ont constaté que "dans la majorité des études, le protocole expérimental était insatisfaisant pour pouvoir évaluer l'efficacité écologique des mesures". De manière générale, 54% des espèces examinées (groupes) ont augmenté, et 6% ont diminué, que ce soit en termes de richesse spécifique ou d'abondance d'espèces sur des parcelles contractualisées comparativement aux sites de référence.

Depuis cet article, un certain nombre d'études portant sur l'évaluation des MAE ont été publiées dans des revues à comité de lecture (contrôle par les pairs) entre 2003 et 2008. La recherche bibliographique conduite pour l'ESCO a identifié 27 publications de sept pays pour la période 2003-

<sup>33</sup> Pour la France, les évaluateurs nationaux résumant que : "Les effets du programme à ce stade sur la protection de la faune et de la flore sur les terres agricoles seront probablement très limités. [Toutefois] Le programme a joué un rôle significatif sur l'entretien d'un certain nombre d'habitats, en particulier les haies et les prairies naturelles. Le programme a eu à ce jour un impact nul sur la préservation de races d'animaux ou de races végétales menacées"( CNASEA, 2004).

2008 (Bradbury & Allen, 2003; Critchley et al., 2003; Jeanneret et al., 2003; Bradbury et al., 2004; Kleijn et al., 2004; Swetnam et al., 2004; Aschwanden et al., 2005; Feehan et al., 2005; Herzog et al., 2005; McAdam et al., 2005; Kleijn et al., 2006; Knop et al., 2006; Marshall et al., 2006; Ottvall & Smith, 2006; Pywell et al., 2006; Rundlöf & Smith, 2006; Albrecht et al., 2007a; Albrecht et al., 2007b; Aschwanden et al., 2007; Aviron et al., 2007; Birrer et al., 2007; Holzschuh et al., 2007; Kohler et al., 2007; Kohler et al., 2007; Verhulst et al., 2007; Kampmann et al., 2008; Roth et al., 2008).

Au niveau méthodologique, la majorité des études comparent les sites sous MAE à des sites de référence. Comme les agriculteurs choisissent généralement les parcelles qui seront inscrites dans les MAE, la plupart des études ont essayé *ex-ante* d'identifier des sites de référence comparables pour pouvoir mesurer l'effet résultant de la mise en œuvre de la MAE. Des analyses alternatives ont porté sur la mesure des effets sur les paysages ; ils ont été inclus *a posteriori* dans l'analyse statistique. Dans dix études, des parcelles ont pu être comparées dans le temps et leurs évolutions ont été analysées.

Au niveau global, sur ces 59 études concernant des MAE et portant sur des taxons différents, 51% ont identifié un effet positif de la mesure sur la richesse spécifique ou sur l'abondance, voire sur la composition d'espèces ou sur le comportement d'espèces spécifiques d'oiseaux. Dans 49% des études, l'absence d'effet ou des effets contradictoires ont été identifiés. Notons qu'aucune des études n'a mis en évidence d'effets négatifs (Tableau 4.3-1).

**Tableau 4.3-1.** Nombre d'études évaluant l'efficacité des mesures agro-environnementales (MAE) et synthèse des résultats sur dix taxons.

Species group	N° of studies	Positive effect of AES	Negative effect of AES	Either no effect or both positive and negative effects
Plants	14	8	0	6
Snails	1	1	0	0
Grasshoppers	6	3	0	3
Ground beetles	2	1	0	1
Butterflies	4	2	0	2
Spiders	6	1	0	5
Hoverflies	1	1	0	0
Bees	8	5	0	3
Small mammals	1	1	0	0
Birds	15	7	0	9

Les plantes et les oiseaux sont les taxons qui sont le plus souvent étudiés, avec des effets positifs identifiés dans quasiment la moitié des études. Les résultats vont dans le même sens pour les groupes d'arthropodes, sauf pour les araignées, pour lesquelles un effet positif a été identifié dans une seule étude sur six. Les insectes pollinisateurs, les escargots et les petits mammifères ont été, chacun, évalués dans une seule étude, avec des effets positifs dans les trois cas.

Kleijn et Sutherland (2003) avaient conclu qu'il était difficile d'augmenter la diversité des plantes, particulièrement sur les terres qui ont été gérées de manière intensive sur une longue période, du fait de l'eutrophisation et d'une insuffisance de graines dans le sol. Ils en ont déduit que les arthropodes ont un temps de réponse plus rapide que les plantes, du fait que la réduction du niveau de perturbation (par exemple un retard dans la fauche des prés) leur permet d'accomplir leur cycle de vie. Cette différence de réponse n'est pas confirmée par notre analyse, les plantes et les groupes d'arthropodes montrant des proportions de réactions équivalentes à celles des autres taxons dans les résultats de l'évaluation des MAE<sup>34</sup>. Pour les oiseaux, Kleijn et Sutherland (2003) n'ont pas pu mettre en évidence un modèle cohérent ; seules 4 des 19 études montraient que la MAE avait clairement favorisé la diversité ou l'abondance d'oiseaux, tandis que les résultats étaient mixtes dans les autres études. Parmi les 15 études éditées entre 2003 et 2008, seules 7 ont favorisé la diversité d'oiseaux.

<sup>34</sup> On voit ici tout l'intérêt de bien évaluer le timing avant d'évaluer une mesure. Elle doit être suffisamment avancée pour que son évaluation soit efficace tant écologiquement qu'économiquement. Cela met également en évidence la difficulté de reconduire ou de stopper des mesures sur la base d'évaluations sur l'efficacité écologique, surtout si ces évaluations se révèlent être réalisées trop précocement.



Dans le cadre de ces études, nous avons voulu comparer les résultats entre les prairies et les terres arables. Les travaux sur les prairies (26 études) portent sur la gestion de prés et de pâturages, avec des prescriptions du type retard de fauche ou réduction de l'usage des fertilisants. Les travaux sur les terres arables (21 études) portent principalement sur les bords de champ et sur la mise en place de pratiques de type production à bas intrants. Dans 12 études, il n'y a aucune différence entre ces catégories. En général, la moitié des études ont montré des effets positifs sur la richesse et/ou la composition d'espèces, et ce quel que soit le type de MAE (prairie, culture arable, mélangé) et quel que soit le groupe taxonomique. Une exception notable apparaît pour les MAE en cultures arables : toutes les études ont indiqué un effet positif sur les plantes vasculaires. Les mauvaises herbes sont parmi les espèces les plus menacées en Europe (Byfield & Wilson, 2005) et il semble que les mesures agro-environnementales contribuent à leur conservation.

Nous avons ensuite classé les taxons selon leur type de mobilité - faible, intermédiaire et plus élevée – afin de détecter si l'une des trois catégories est plus favorisée par les MAE (Tableau 4.3-2). Il n'y a aucun résultat probant. Si les trois systèmes d'utilisation du territoire sont fusionnés, on identifie un nombre identique d'études qui ont enregistré respectivement un succès relatif ou un non-succès pour les trois catégories de mobilité (9 succès et 6 non-succès pour les taxons à mobilité faible, 7 succès et 8 non-succès pour les taxons à mobilité intermédiaire, et 15 succès et 14 non-succès pour les taxons à mobilité plus élevée). Dans des systèmes de prairie, les groupes les plus mobiles semblent être légèrement favorisés, tandis que dans les systèmes de cultures arables, ce sont les groupes ayant la mobilité la plus faible qui semblent favorisés. Par conséquent, nous ne pouvons pas confirmer la conclusion de Kleijn et Sutherland (2003) d'une évaluation plus favorable pour les groupes les plus mobiles. Ces résultats, cependant, doivent être interprétés avec prudence du fait de la difficulté de classer les groupes taxonomiques dans des catégories de mobilité, et en raison du nombre relativement peu élevé d'études.

**Tableau 4.3-2.** Nombre d'études montrant des effets positifs (pos) ou mixtes (not pos) des MAE sur la richesse ou la composition des espèces (ou groupes d'espèces) et sur des catégories d'espèces (ou groupes d'espèces) selon leur mobilité.

	Grassland		Arable		Mixed	
	Pos	Not pos	Pos	Not pos	Pos	Not pos
a) Taxonomic groups						
Plants	3	4	4	0	1	2
Birds	3	4	3	4	1	1
Arthropods	7	4	4	6	3	3
Others	1	0	0	0	1	0
b) Mobility						
Lower mobility	3	4	4	0	2	2
Intermediate mobility	3	3	2	4	2	1
Higher mobility	8	5	5	6	2	3

Pos: Positive effect of AES

Not pos: No effect of AES or both positive and negative effects

Low mobility: Plants, snails

Intermediate mobility: grasshoppers, ground beetles, small mammals, spiders

Higher mobility: Butterflies, hoverflies, bees, birds

Une comparaison par pays a également été réalisée, les études ayant été réalisées dans huit pays européens. Pour l'Irlande et les Pays-Bas, il n'y a eu que peu d'effets positifs identifiés (Tableau 4.3-3). Dans le cas des Pays-Bas, ceci peut être dû, en partie, à une gestion intensive de l'agriculture, qui est considérablement plus forte que dans beaucoup d'autres pays européens (Herzog et al., 2006). En Allemagne, en Suède, en Espagne et au Royaume-Uni, les études aboutissant à des évaluations positives, et celles dont les évaluations concluent à des effets neutres ou contradictoires, sont en nombres équivalents. La Suisse est le seul pays où les études avec effets positifs sont plus nombreuses que celles ayant des effets ambigus. Le cas de la Suisse est particulier : les secteurs écologiques de compensation ont été initiés dans le cadre des MAE dans les années 1990 et sont devenus quasi-obligatoires en 1998, dans le cadre de la conditionnalité - cela peut donc biaiser, favorablement, les résultats pour la Suisse.

**Tableau 4.3-3.** Nombre d'études rapportant des effets positifs (pos) ou mixtes (not pos) des MAE sur la richesse ou la composition des groupes d'espèces dans huit pays européens.

	Total	Pos	Not pos
Ireland	2	0	2
The Netherlands	8	2	6
France	1	0	1
Germany	5	2	3
Sweden	2	1	1
Spain	5	2	3
UK	12	6	6
Switzerland	24	18	6

Pos: Positive effect of AES

Not pos: No effect of AES or both positive and negative effects

Nous avons enfin les résultats d'une étude menée en France. Les auteurs (Bro et al., 2004) ont étudié l'effet des jachères sur des terres arables avec des couverts hivernaux dans l'objectif de promouvoir les perdrix grises. Sur une période d'observation de 6 ans, ils n'ont trouvé aucune différence dans l'abondance des oiseaux entre les parcelles sous couvert et les parcelles de référence. Cependant, il n'y a eu aucune recherche sur des effets éventuels de la MAE sur d'autres taxons tels que de petits mammifères, d'autres espèces d'oiseaux ou sur certains groupes d'arthropodes qui peuvent être favorisés par ces mesures, donc avec un effet positif sur la biodiversité. Dans une étude antérieure, Barbraud et Mathevet (2000) ont conclu que la MAE mise en œuvre en Camargue afin de protéger des colonies d'élevage de hérons pourpres a échoué par rapport à ses objectifs.

Ces diverses évaluations - même si elles semblent aller dans le bon sens, puisqu'il n'y a pas eu de mesures à effets négatifs pour la biodiversité - ont mis en évidence qu'il est nécessaire d'en relativiser la portée, que ce soit dans leurs effets positifs ou dans leur non effet. **L'efficacité des évaluations des MAE peut en effet être limitée du fait de la durée courte des contrats par rapport au temps de réponse des systèmes écologiques** (cela pose la question de la construction des critères de reconduction des mesures par rapport à la vitesse de réponse des écosystèmes : comment être assuré que le non succès d'une mesure puisse en justifier la non reconduction ?) **et par la taille des surfaces sous contrats et leur dispersion** (seuil de zonage minimal pour que la mesure soit efficace). Ainsi, si un seul agriculteur participe à une mesure, on peut penser que le succès sera moindre, voire inexistant, par rapport à une situation où 60% des agriculteurs d'une zone participent à la mesure (Henle et al., 2008). Ces deux effets de seuil ont été analysés, par exemple, par Dupraz et al., (2007) et par Bontems et al. (2008). Au regard des évaluations passées, il apparaît donc utile, pour chaque nouvelle mesure, d'identifier et de prendre en compte deux **effets de seuils** : un seuil en termes de surface minimale et un seuil en terme temporel (avant d'évaluer l'efficacité écologique de la mesure).

### . La capacité et la volonté de participation des agriculteurs

Pour construire une politique publique il faut, également, prendre en compte les caractéristiques des exploitations agricoles et des agriculteurs. Pour comprendre les décisions concrètes que prennent les agriculteurs, il faut les resituer dans un contexte faisant davantage appel à la situation de leur exploitation et aux interactions sociales qu'ils entretiennent avec leur famille, leurs pairs, leurs voisins, l'administration ou les organisations environnementalistes. Les aides monétaires sont nécessaires mais ne sont pas suffisantes pour assurer la réussite de la liaison entre agriculture et biodiversité (Richard & Trommetter, 2001; Siebert, 2006). Deux niveaux (en interaction) de facteurs influant sur la décision de participer ou non aux programmes de conservation sont alors à considérer : le niveau individuel de l'agriculteur et le niveau de l'interaction sociale directe ou indirecte.

#### *Le niveau individuel*

C'est l'intérêt économique de l'agriculteur qui semble prévaloir ici, sans que l'on puisse exclure des raisons comme l'adoption de valeurs environnementales, le souci du maintien de l'exploitation pour les générations futures, la recherche de la satisfaction dans le travail ou la volonté de reconquérir la

légitimité sociale du métier d'agriculteur. En outre, un facteur qui peut jouer dans un sens favorable ou défavorable face aux politiques de conservation est la perception qu'en ont les agriculteurs par rapport au maintien de leurs droits à poursuivre leur activité sur le long terme. S'ils ont l'impression que le soutien économique est attribué à contrecœur (avec notamment des délais de paiement qui s'allongent ou des conditions bureaucratiques en augmentation) ou que celui-ci n'est qu'une transition avant la confiscation pure et simple du droit de cultiver, leur attitude sera très négative, voire totalement contraire aux objectifs de la politique (voir section 4.3.3.2. sur l'acceptabilité de la conditionnalité par les agriculteurs anglais).

**Des contraintes économiques.** La décision d'adopter une pratique plus favorable à l'environnement fait intervenir diverses caractéristiques (Bonnieux & Dupraz, 2007; Darnhoffer, 2005, 2007) : le montant de la subvention ; le manque à gagner ; l'effet sur le bien-être du ménage. Ce dernier terme est la résultante de deux composantes : la variation de revenu ; la satisfaction de participer à l'effort en faveur de l'environnement. Ce second terme peut représenter le consentement à payer des agriculteurs en faveur de l'environnement, mais également le consentement à recevoir du fait de l'irréversibilisation de la pratique agricole. D'autres travaux (Dupraz et al., 2002; Watzold, 2005) mettent en évidence que les contractants sont les agriculteurs ayant les exploitations les plus grandes, ils sont le plus souvent propriétaires de leur foncier, plus jeunes et plus dynamiques que les non-contractants. Notons qu'une première participation est également plus coûteuse, surtout pour un agriculteur isolé : une participation antérieure et l'existence de réseaux locaux facilitent en effet l'acquisition d'information et tendent donc à réduire les coûts de transaction qui constituent un frein à la participation (Falconner, 2000; Dupraz et al., 2007; Bontems, 2008). La prise en compte des coûts de transaction apparaît donc comme essentielle.

La participation à certaines mesures agro-environnementales peut avoir comme conséquences, pour les agriculteurs, de leur faire renoncer à des aides liées au premier pilier ; c'est l'exemple de la conversion en herbage extensif. La substitution d'aide du 1<sup>er</sup> pilier par des aides du second pilier n'est pas évidente, c'est sans doute un frein à l'adoption de certaines mesures par les agriculteurs et un enjeu en terme de cohérence des politiques publiques. Dans le même ordre d'idée, la succession des outils, plus particulièrement le passage CTE/CAD, n'a pas facilité la lisibilité des mesures (Bodiguel, 2003) donc leur adoption du fait d'une augmentation, en particulier, des coûts de transaction. Ces coûts de transaction ne sont d'ailleurs pas pris en compte dans les mesures. Bonnieux et al. (2005) et Dupraz (2007) présentent une étude sur le suivi de 200 agriculteurs. Les coûts de transaction peuvent représenter jusqu'à 35% du paiement (20% en moyenne, avec une forte variabilité de 5 à 35%). Ces coûts représentent le coût d'accès à l'information, la confiance dans la fiabilité des procédures administratives et la confiance dans la bonne volonté de l'Etat. Ils affectent d'autant plus la contractualisation qu'ils sont élevés. En outre, la théorie des coûts de transaction enseigne que ces derniers augmentent avec la spécificité des actifs, dit autrement avec la difficulté d'utiliser à d'autres fins les moyens engagés dans la transaction concernée (résultats confirmés par Bontems et al., 2008). Ce résultat explique, au moins pour partie, pourquoi les mesures les mieux rémunérées, donc les plus contraignantes mais aussi très souvent les plus ambitieuses sur le plan environnemental - c'est le cas notamment des MAE qui visent la protection de la biodiversité - sont aussi les moins contractualisées<sup>35</sup>.

Enfin, les questions liées aux marchés sont diverses. Randall (2002) met en garde contre les "*green payments*" dans le cadre de la multifonctionnalité de l'agriculture qui peuvent conduire à des distorsions de concurrence et donc à une réduction du bien-être social. Cela signifie qu'il faut une bonne évaluation des aménités de l'exploitation agricole pour moduler ces *green payments*. Par ailleurs, le choix par un agriculteur de participer ou de modifier ses pratiques ou d'adopter une innovation d'intrant (semences, autres intrants) pour mieux intégrer l'environnement peut être complexe (Hounsome, 2006) : il doit s'assurer qu'après avoir adhéré et mis en œuvre la mesure, il conserve une demande pour sa production, i.e. il existe un marché. Face à cette incertitude de marché, Dupraz (2003) s'est intéressé à la volonté d'adhérer des agriculteurs selon la flexibilité des techniques

---

<sup>35</sup> Le moindre taux de contractualisation des MAE les plus ambitieuses peut aussi résulter d'une évaluation insuffisante de la compensation *per se* et/ou d'une surévaluation, au minimum relative, des paiements octroyés dans le cadre de MAE moins ambitieuses.

de production proposées : cela revient à étudier et à limiter les risques d'irréversibilités des mesures et de non pérennisation des aides dans la phase de transition entre deux systèmes d'exploitation. Un agriculteur n'adhèrera que s'il conserve un marché ou bénéficie d'un nouveau marché autant rémunérateur que le précédent.

**Les contraintes spécifiques des agriculteurs.** Un point qui est peu développé est lié au fait que dans la construction des politiques publiques il faut intégrer les capacités d'adhésion des agriculteurs : leurs irréversibilités et leurs contraintes spécifiques. Ainsi, Duchev (2006) a montré qu'il existe des capacités d'adaptation différentes des agriculteurs à des changements de pratiques, ce qui nécessite comme l'indiquaient Jackson et al. (2007) d'avoir de bonnes collaborations entre chercheurs, agriculteurs et autres acteurs dans la construction des mesures. Cela rejoint les travaux de Levrel (2007) qui explique que la construction de mesures prenant en compte l'environnement et la biodiversité nécessite de mettre en place des modélisations de type multi-agent ou des jeux de rôle afin que chacun des acteurs soit conscient des conséquences collectives de ses actions. Enfin, des caractéristiques plus originales ont été mises en avant. Ainsi, Hounsome et al. (2006) ont étudié quelles étaient les facilités d'adoption des nouvelles pratiques et des innovations au niveau des agriculteurs et ils ont en particulier étudié les effets de la situation mentale des agriculteurs quant à leurs capacités de participation à ces mesures. Ils ont montré une liaison négative en participation et "poor mental health".

**La dimension spatio-temporelle.** Comme nous l'avons vu dans les deux sections précédentes, l'efficacité des mesures agro-environnementales et leurs évaluations peuvent être limitées par la durée courte des contrats par rapport au temps de réponse des systèmes écologiques et par la surface réduite des parcelles sous contrats et leur dispersion (effet de seuil proposé par Bontems et al., 2008). Pour atteindre le seuil en terme de surface et/ou de localisation, il existe plusieurs options pour inciter les agriculteurs : dans la construction de mesures agro-environnementales, le Conseil Général d'Ille et Vilaine ne donne pas un objectif à atteindre (par exemple 60% de berges), il fait de cet objectif un pré-requis. Tant que les déclarations d'intention ne représentent pas 60% des berges, la phase de contractualisation ne peut pas débiter (Dupraz et al., 2007). L'effet incitatif porte à la fois sur l'objectif environnemental qui sous-tend la mesure et sur la crédibilité de sa durabilité pour les agriculteurs (réduction des coûts de transaction). Un autre mécanisme incitatif est de donner des bonus pour les contrats agro-environnementaux qui coordonnent les efforts des contractants (notion de bonus d'agglomération ; Goldman et al., 2007). Un tel programme a été mis en place aux Etats-Unis, dans un objectif de création de couloirs écologiques. L'aspect temporel est particulièrement important, dans l'évaluation des mesures et la durée du contrat. La durée du contrat doit correspondre à une durée qui soit suffisante pour que l'évaluation soit fiable. Bontems et al. (2008) montrent, sur la base d'une analyse économétrique, que le signal sur l'obligation d'avoir un nombre minimal d'agriculteurs adhérents à une mesure pour qu'elle soit mise en œuvre, est souvent bien perçu et augmente les adhésions. Les agriculteurs en déduisent que la crédibilité de l'objectif environnemental de la mesure est important, donc que l'on peut espérer que la politique suivie sera cohérente par rapport à ces objectifs (baisse des coûts de transaction). Cela signifie qu'il faut bien connaître les processus reliant les pratiques aux effets pour définir l'instrument de politique adapté. Il y a donc une attente forte tant du point de vue des agriculteurs que des pouvoirs publics pour la création de systèmes d'information et de batterie d'indicateurs qui permettent de construire des mesures encore plus efficaces. Lepart, Marty et Terraude (2007) précisent que la mise en place des MAE réellement efficaces en termes de biodiversité ne peut résulter que d'une analyse appropriée des enjeux de la conservation au niveau régional, d'une bonne prise en compte de la dynamique des exploitations agricoles, d'une compréhension du fonctionnement des agro-écosystèmes. Bien que de nombreuses connaissances disponibles puissent être recyclées pour élaborer des mesures, leur combinaison peut générer des effets inattendus et une évaluation précise des grands types de mesures par région biogéographique paraît nécessaire.

**La perception de l'environnement** par les agriculteurs peut également être un élément favorable à l'adoption de nouvelles pratiques. Ainsi, Herzon et Mikk (2007) ont étudié la perception de la biodiversité par les agriculteurs finlandais et estoniens. Ils ont montré qu'en Finlande seuls les agriculteurs participant déjà à des mesures agro-environnementales ont une conscience forte des

enjeux de la biodiversité alors qu'en Estonie, la perception est plus générale, ce qui est encourageant pour la mise en œuvre des mesures agro-environnementales dans ces pays. Dupraz et al. (2002) montrent qu'une relative extensification favorise la participation à un programme agro-environnemental, la présence de forêts sur l'exploitation incitant aux choix des mesures portant sur la protection des paysages, la présence d'animaux de programmes combinant protection de la biodiversité et du paysage par exemple. A l'inverse, un cheptel important freine l'adoption de pratiques moins intensives. Dans certains cas, les agriculteurs dépassent même les objectifs du contrat et élargissent ses finalités en raisonnant la question de la biodiversité dans la globalité de leur projet d'exploitation. Ainsi des éleveurs des Alpes du Nord ont profondément revu l'organisation technique de leur exploitation et intégré la biodiversité comme une dimension forte de leur gestion, alors que du point de vue de la contractualisation environnementale ils ne s'étaient engagés que sur quelques parcelles et souvent pour un montant modique.

### *Les influences sociales*

L'analyse sur la perception est à deux niveaux, du côté des demandeurs et du côté des offreurs. Au niveau des demandeurs, cette perception est double : par rapport à la création d'un bien public et aux signes de qualité des produits tant dans leur dimension environnementale (les certifications environnementales) que dans leur dimension "qualité des produits". Ces divers éléments (création de bien public et signes de qualité des produits) sont à la base de la perception du rôle social des agriculteurs par les consommateurs. On est donc à la fois dans la question de l'évaluation et de la volonté de payer pour la biodiversité. Mais la perception est également du côté des offreurs (les agriculteurs) et dans l'analyse de leurs capacités à participer ou à s'adapter à la diversité des cas rencontrés. Ainsi, même si, pour des raisons personnelles, un agriculteur est tenté d'adopter une attitude plus positive face à des demandes environnementales, si le jugement des pairs est négatif, il s'alignera sur celui-ci. Un levier utile dans cette perspective semble être la constitution de groupes locaux d'agriculteurs s'emparant des dimensions techniques de la conservation pour les intégrer comme catégories constitutives de l'excellence professionnelle.

De même, le type de relation que les agriculteurs entretiennent avec les autres résidents ruraux joue un rôle important : négatif quand ces relations sont mauvaises, plus positif lorsqu'elles sont meilleures. Dupraz et al. (2002) mettent en évidence l'influence du voisinage et des expériences passées. On souligne ici le rôle important que peuvent avoir certains acteurs comme les maires, dont les opinions servent souvent de système de référence public, mais surtout les agents locaux de mise en œuvre des politiques de conservation (et singulièrement les conseillers) comme possibles catalyseurs d'adoption des orientations politiques. Dans ce domaine, les nouvelles formes de "gouvernance territoriale", comme les programmes LEADER, apparaissent jouer un rôle favorable quant à l'adoption par les agriculteurs des orientations des politiques de conservation, à l'opposé des démarches "top-down" qui sont encore, dans la majorité des pays européens, dominantes dans la mise en œuvre des politiques de biodiversité.

Enfin, une dimension pesant sur l'attitude globale des agriculteurs face aux politiques de protection est la confiance dans la pérennité des politiques de conservation, pérennité dans l'absolu ou dans leurs dimensions multifonctionnelles. Ainsi, nous avons vu comment le passage CTE/CAD a créé des coûts de transaction supplémentaires pour les agriculteurs par rapport aux critères d'acceptabilité de ces mesures.

### **4.3.1.3. Une synthèse**

La longueur de cette section sur les MAE est liée au fait que certains résultats ne sont pas spécifiques à cet instrument ; nous les retrouverons, qu'ils soient positifs ou négatifs, dans les évaluations d'autres outils. Une synthèse rapide des points les plus importants est donc utile.

Au niveau juridique, comme sur le plan sociologique, l'approche contractuelle (donc volontaire) peut renforcer la prise de conscience des enjeux environnementaux de la part des agriculteurs. Toutefois,

c'est précisément le caractère volontaire du contrat, qui conduit globalement les juristes à le considérer comme moins protecteur de l'environnement que la réglementation. C'est ainsi la question de l'efficacité de l'instrument choisi qui est posée, en tenant compte du fait que l'arbitrage entre réglementation et mesure volontaire doit obéir à certaines conditions de légalité.

L'intérêt de la prise en compte des coûts de transaction ressort de l'ensemble des analyses. Ce point sera récurrent pour l'ensemble des instruments présentés, mais l'importance de ces coûts de transaction sera différente pour chacun des instruments et dépendra de variables telles que la lisibilité de la succession des politiques publiques, l'investissement dans des actifs spécifiques pour participer à une mesure, le zonage de la mesure, etc.

Que ce soit au niveau juridique ou économique, il ressort que :

- les MAE doivent avoir une certaine continuité dans le temps pour que les agriculteurs aient une meilleure lisibilité de l'action publique. Cela réduira leurs coûts de transaction ;
- les contrôles associés aux MAE doivent être crédibles pour les agriculteurs. Cela signifie que dans la mise en œuvre des MAE, il faut prévoir une enveloppe budgétaire pour mettre en œuvre une stratégie de contrôle efficace, cela permettant de limiter les comportements opportunistes.

Au niveau purement économique, nous avons vu qu'une approche par des rémunérations différenciées peut être la plus efficace en termes de gestion des fonds publics, mais que cela doit se faire sous certaines conditions qui peuvent elles-mêmes se révéler coûteuses (coûts de contrôle) ; il faut donc les étudier avec attention. Ainsi, l'adhésion des agriculteurs à des mesures agro-environnementales par le biais d'un mécanisme d'enchères peut être efficace pour la gestion des fonds publics mais aussi entraîner des coûts de transaction pour les agriculteurs, ce qui peut les inciter à ne pas participer au mécanisme d'enchères si les lourdeurs administratives sont trop fortes augmentant ainsi les coûts de transaction.

Au niveau de l'évaluation écologique des mesures, même si les mesures semblent aller dans le bon sens, il est démontré qu'il est nécessaire d'en relativiser la portée, que ce soit dans la mise en évidence d'effets positifs ou de non effet. L'efficacité des évaluations des MAE peut en effet être limitée par une durée des contrats insuffisante par rapport au temps de réponse des systèmes écologiques (seuil temporel de l'évaluation) et par la taille des surfaces sous contrats et leur dispersion (seuil spatial minimal pour que la mesure soit efficace).

La question du zonage apparaît alors comme un élément pouvant se révéler essentiel pour la réussite écologique des MAE et d'autres mesures telles que Natura 2000 (section 4.3.2.). Or ce zonage pose question au juriste dans le cadre de mesures volontaires comme les MAE, et à l'économiste qui préconise des aides différenciées (même si des réponses conjointes sont acceptées, le risque de collusion et donc les coûts des mesures de contrôle peuvent se révéler prohibitifs). Au niveau socio-économique, une mesure zonée renforce la prise de conscience de la mesure au niveau des agriculteurs en la rendant plus crédible tant au niveau environnemental qu'au niveau de la succession des politiques publiques, ce qui réduit donc les coûts de transaction pour les agriculteurs et facilite leur adhésion. Des recherches seront sans doute à développer sur ces questions.

A un niveau plus opérationnel, rappelons ici les conclusions de Bontems et al. (2008). Ils expliquent :

- "Qu'il faut accroître les primes pour prendre en compte les coûts de transaction" car, comme nous le verrons dans l'analyse de la conversion à l'agriculture biologique, ces coûts de transaction risquent rapidement de se transformer en coûts fixes de production du fait de l'externalisation de l'activité de contractualisation vers des entreprises de services (section 4.3.3.).
- Qu'un processus itératif de capitalisation, sur des petites zones déterminées, devrait permettre de définir pas à pas un contrat optimisé qui sera dans un second temps proposé à des zones comparables.
- Qu'en présence d'effets de seuils, le conditionnement du paiement à une intention de contractualisation supérieure à la surface nécessaire au franchissement du seuil, permet au régulateur de favoriser une solution coopérative même en asymétrie d'information sur le consentement à recevoir des agriculteurs. Ce système peut être optimisé par la capitalisation sur les connaissances locales.

- Qu'un consentement à payer des agriculteurs pour la mise en place de mesures agro-environnementales sur leurs propres exploitations est un élément à prendre en compte dans un objectif d'efficacité des dépenses publiques.
- Enfin, qu'en ce qui concerne les politiques d'inspection (contrôles) et de pénalisation du non respect des contrats, les recommandations sont qualitatives : nous recommandons de prendre en compte les aléas pouvant affecter la conformité. Le respect des normes et engagements n'est pas nécessairement facile pour les agriculteurs. Il faut alors privilégier les mesures et normes induisant le moins possible d'aléas indépendants des producteurs."

Ces différents éléments seront donc repris, en partie, dans l'analyse des différents instruments selon les objectifs de production agricole et environnementaux retenus.

#### 4.3.2. Le dispositif Natura 2000<sup>36</sup>

**Le dispositif Natura 2000 est l'élément central de la politique communautaire de protection de la biodiversité.** De façon générale, Natura 2000 se présente comme un réseau d'espaces dans lesquels des espèces végétales et animales, de même que leurs habitats, doivent être protégés. Plus spécifiquement, le réseau, qui couvre aujourd'hui plus de 20% du territoire communautaire (Union européenne à 15), est constitué de sites désignés pour assurer la conservation de certaines espèces d'oiseaux, en application de la **Directive "Oiseaux"** de 1979 (les Zones de Protection Spéciales ou ZPS), et de sites devant permettre la conservation de milieux naturels et d'autres espèces, en application de la **Directive "Habitats"** de 1992 (les Zones Spéciales de Conservation ou ZSC)<sup>37</sup>. A l'échelle communautaire, les ZPS visent la conservation de plus de 180 espèces et sous-espèces d'oiseaux et les ZSC la préservation de plus de 250 types d'habitats, 200 espèces d'animaux et 430 espèces végétales. Les activités humaines, en premier lieu l'activité agricole, ne sont pas exclues dans les zones ainsi protégées, bien au contraire ; c'est ainsi que la Directive "Habitats" reconnaît que la conservation doit tenir compte "des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales" et ajoute que la protection de "la biodiversité peut, dans certains cas, requérir le maintien, voire l'encouragement, des activités humaines" ; l'exercice de celles-ci doit "seulement" être compatible avec l'objectif de conservation de la flore, de la faune et des habitats. Les zones Natura 2000 sont désignées par la Commission européenne, sur propositions des Etats membres<sup>38</sup>. Selon Weber et Christophersen (2001) et Henle et al. (2008), la mise en œuvre de Natura 2000 a soulevé des contestations sociales. Ainsi : "*in Germany there has been strong local opposition to the designation of Natura 2000 sites partly because of the fear that established systems for agrienvironmental schemes which some farmers depends on will no longer apply or be more difficult to access. Other examples include Finland where the network caused major conflict between land owners and environmental authorities and ultimately affected countrywide attitude towards biodiversity conservation*". Dans ce cadre relativement conflictuel, le règlement 1257/1999 a prévu la possibilité d'octroyer des paiements aux agriculteurs destinés à compenser les coûts et les pertes de revenus résultant du respect des contraintes environnementales. Les paiements Natura 2000 sont appelés à devenir l'une des principales sources de la gestion des sites Natura 2000 en milieu agricole et forestier (avec les MAE), même si d'autres sources de cofinancement communautaires sont possibles (Life, et fonds structurels). L'intérêt des indemnités compensatoires par rapport aux MAE pour financer Natura 2000 est lié au fait qu'elles peuvent être octroyées pour compenser des contraintes réglementaires imposées à des fins de conservation dans les sites Natura 2000. Les MAE ne peuvent financer que des engagements volontaires qui dépassent les exigences des directives Habitats et Oiseaux.

<sup>36</sup> En dehors des articles cités, cette section est basée sur les travaux de Deverre et al. (2007), de Pinton et al. (2006) et de Rémy et al. (1999).

<sup>37</sup> Plus précisément, c'est la Directive Habitats du 22 mai 1992 qui définit la constitution du réseau Natura 2000, ce dernier comprenant à la fois les ZSC classées au titre de la même directive et les ZPS classées au titre de la Directive Oiseaux.

<sup>38</sup> On notera les nombreuses études juridiques portant sur la **difficile et lente transposition des directives** Natura 2000, sur la **complexité** du dispositif et sur le **contentieux** qui en a résulté auprès de la jurisprudence de la Cour de justice des communautés européennes (CJCE).

#### **4.3.2.1. La mise en œuvre du dispositif Natura 2000 en France**

En France, le travail d'identification des sites est confié, à partir de 1995, aux Conseils Scientifiques Régionaux du Patrimoine Naturel (CSRPN) composés d'experts naturalistes. Les propositions compilées à l'échelle nationale sont présentées, au début de l'année 1996, au Conseil National de Protection de la Nature (CNP) pour validation. En avril de la même année, le "groupe des neuf" composé de représentants d'intérêts agricoles, cynégétiques, halieutiques et sylvicoles remet en cause la délégation de la désignation des sites aux seuls scientifiques. Des "comités de suivi" sont alors instaurés aux niveaux national, régional et départemental, comités associant des représentants du "groupe des neuf", des associations environnementales et les collectivités territoriales. Ces comités obtiennent l'assurance que les propositions de zones soient présentées devant les conseils municipaux des communes concernées. Pour chaque site, il est décidé que sera élaboré, en concertation avec les acteurs locaux, un Document d'Objectifs (DOCOB) identifiant les objectifs de conservation et la participation attendue des différents acteurs locaux à leur accomplissement. Ces garanties apportées en termes de prise en compte des activités humaines menées à l'intérieur des zones permettent de relancer la procédure. En 1999, plus de 1000 sites sont transmis aux instances communautaires ; c'est aussi en 1999 qu'est mise en œuvre la démarche d'élaboration des DOCOB.

De façon générale, l'élaboration des DOCOB est marquée par la volonté d'associer tous les acteurs concernés via l'instauration d'espaces d'échanges et de débats en vue de définir, par la concertation et la négociation, les mesures de gestion adaptées à chaque site et acceptées (ou au minimum acceptables) par les acteurs. Plus spécifiquement, la délégation du travail d'élaboration des DOCOB est confiée à des structures locales, qualifiées d'opérateurs, avec mission d'établir des diagnostics écologiques, économiques et sociaux des sites, de définir les objectifs de conservation et de proposer les mesures à mettre en œuvre par les différents acteurs locaux pour les atteindre. La nature des opérateurs est variable, collectivités territoriales (parcs naturels régionaux, communautés de communes...), associations environnementales (en particulier, les Conservatoires régionaux des espaces naturels), institutions forestières (Office national des forêts et Centres régionaux de la propriété forestière), etc. Leur travail est placé sous la supervision d'un Comité de Pilotage (COPIL), initialement présidé par le Préfet, aujourd'hui par un élu, comprenant des représentants des activités et intérêts concernés par la conservation du site. La composition des COPIL témoigne de cette prise en compte : les collectivités territoriales représentent plus d'un tiers des membres ; puis viennent les représentants de l'administration, la profession agricole, les associations environnementales, les associations de chasseurs et de pêcheurs, etc. Au début de l'année 2005, plus de 300 DOCOB étaient validés par les COPIL et environ 550 DOCOB étaient en cours d'élaboration ; près d'un tiers des communes françaises étaient concernées ; plusieurs milliers d'élus et de représentants d'intérêts locaux avaient été mobilisés dans les COPIL ; et des dizaines de milliers de citoyens avaient pu prendre part aux procédures de consultation, de concertation, de négociation et d'élaboration des propositions de gestion. Cette dynamique a clairement permis une meilleure appropriation des enjeux liés à la préservation de la biodiversité par les acteurs, avec toutefois une intensité variable selon les sites et les caractéristiques de ces derniers (dimension des zones, diversité des activités présentes, etc.). Soulignons pour terminer la place centrale des collectivités locales dans le processus d'élaboration des DOCOB : cette place a été reconnue et confirmée par la loi du 23 février 2005 relative au Développement des Territoires Ruraux (DTR) qui confie aux collectivités locales la fonction de structure animatrice dans tous les sites et réserve désormais la présidence des COPIL à un élu local. Même si la construction de Natura 2000 n'a pas toujours été simple, il semble que la co-construction entre et avec l'ensemble des acteurs porte ses fruits, malgré les coûts de transaction liés à ce type d'organisation, par rapport à d'autres pays européens. En effet, comme le montrent von Haaren et Reich (2006) dans le cadre des réseaux Natura 2000, il existe des conflits avec les propriétaires de terres qui peuvent alors mettre en danger la réussite du programme. La même question porte sur l'évaluation des coûts qui sont associés aux mesures mises en œuvre. En général, l'Etat prend en charge le surcoût ou la perte directe et à court terme, mais pas les coûts de transaction associés à l'estimation de la crédibilité de la politique au niveau local.

En avril 2007, 1334 sites ZSC avaient été transmis à la Commission européenne au titre de la Directive Habitats et 369 sites ZPS au titre de la Directive Oiseaux. Au total, cela représentait 6,8



millions d'hectares, soit 12,4% du territoire français : 41% de ces surfaces correspondaient à des terres agricoles, 39% à des forêts, et 13% à des landes et des milieux ouverts. A cette même date, 587 DOCOB avaient été validés et étaient considérés comme "opérationnels".

#### **4.3.2.2. Les outils de protection de la biodiversité dans les sites Natura 2000**

De façon générale, les mesures de conservation de la flore, de la faune et des habitats des sites Natura 2000 sont prises dans le cadre de chartes Natura 2000<sup>39</sup> ou de contrats ou en application de dispositions législatives, réglementaires et administratives, notamment celles relatives aux parcs nationaux, aux réserves naturelles, aux biotopes, aux sites classés ou encore à la police de la nature. Les études juridiques portant sur le contrat comme outil de mise en œuvre d'une politique environnementale s'appuient, dans le cas de Natura 2000, sur la jurisprudence de la Cour de Justice des Communautés Européennes (CJCE), par exemple l'arrêt "Marais Poitevin" du 25 novembre 1999 (C-96/98) qui a considéré que le contrat résultant de l'application des MAE n'offrait pas une protection suffisante au regard des objectifs de la Directive Oiseaux en raison de "leur caractère volontaire et purement incitatif". Toutefois, les auteurs soulignent à ce propos que le législateur français n'a pas créé un outil spécifique de protection des sites Natura 2000 ou désigné dans l'arsenal juridique existant un outil privilégié. Il précise "simplement" que les mesures prises doivent être "*adaptées aux menaces spécifiques qui pèsent sur ces habitats naturels et espèces*". Ainsi, l'article L. 414-1-V du Code de l'Environnement mentionne la mobilisation des protections législatives ou réglementaires (parcs nationaux, réserves naturelles, arrêtés de protection de biotopes et sites classés) comme une possibilité, au même titre que les mesures contractuelles. Enfin, les juristes relèvent que le dispositif Natura 2000 offre un bon exemple d'une pluralité d'outils juridiques mobilisés : réglementations pour les zonages, contrats, exonérations fiscales et études d'impacts spécifiques pour les activités potentiellement dangereuses.

Le recours à l'outil contractuel pour la gestion des sites Natura 2000 et de la réalisation des opérations de conservation/restauration des habitats et des espèces est privilégié. Deux types de contrats sont utilisés de façon prioritaire : les MAE sur les surfaces agricoles et les contrats Natura 2000 sur les terres non agricoles. A la fin de l'année 2006, 3100 contrats "MAE"<sup>40</sup> avaient été conclus avec les agriculteurs et plus de 600 contrats Natura 2000 avec des collectivités territoriales, des propriétaires fonciers, des conservatoires régionaux d'espaces naturels, diverses associations, etc. A cette date, les ressources budgétaires allouées aux contrats Natura 2000 s'élevaient à 17 millions d'euros ; celles consacrées aux contrats "MAE" sur sites Natura 2000 ne sont pas disponibles mais la sous-section précédente a déjà mis en évidence la modestie des sommes allouées au titre de l'ensemble des MAE, sur et hors sites Natura 2000. En d'autres termes, alors que les premiers DOCOB ont été validés au début de 2002, très (trop) peu de ressources budgétaires ont été consacrées<sup>41</sup> : cette faiblesse des moyens financiers est doublement dommageable, non seulement parce qu'elle limite les surfaces sous contrat, mais aussi parce qu'elle fragilise la dynamique positive née de la démarche participative d'élaboration des DOCOB. Les chercheurs mettent ainsi en évidence le risque de démobilitation des acteurs, voire de défiance, à l'égard de la puissance publique. Les insuffisances des MAE identifiées précédemment (cf. 4.3.1.) s'appliquent dans le cas spécifique des MAE mises en œuvre sur des terres agricoles de sites Natura 2000 ; soulignons en particulier le problème posé par le fait que les MAE sont des contrats individuels alors que l'approche Natura 2000 est, par essence, une approche territoriale (par milieux) conduisant naturellement à des recommandations de gestion territoriale : sont

---

<sup>39</sup> "La charte Natura 2000 d'un site donné instaurée par la loi relative au DTR est constituée d'une liste d'engagements qui contribuent à atteindre les objectifs de conservation ou de restauration des habitats naturels et des espèces définis dans le DOCOB [du site considéré]..." (Article R. 414-12, code de l'environnement). Ces engagements ne sont pas rémunérés ; toutefois, le contractant peut être exonéré de la taxe sur le foncier non bâti.

<sup>40</sup> Avec les mêmes caractéristiques, tant juridiques, économiques et sociales que celles mises en évidence dans la section précédente (4.3.1.).

<sup>41</sup> Cette faiblesse n'est pas propre à la France : certains Etats membres ont certes transmis à Bruxelles des listes de sites couvrant un pourcentage plus élevé de leur territoire (par exemple, près de 23% pour l'Espagne) ; néanmoins, les procédures d'élaboration des plans de gestion, en règle générale moins participatives qu'en France, les instruments utilisés dans ce cadre et les ressources budgétaires mobilisables/mobilisées sont jugés insuffisants.

notamment en jeu ici les aspects relatifs aux superficies agricoles sous contrat, à leur localisation, à leur dispersion, etc. ; de façon plus générale, le problème posé est celui de la possible non cohérence de deux logiques, celle d'acteurs privés, par exemple d'agriculteurs, et celle de collectivités territoriales. Dans le même ordre d'idée, notons également que les MAE portent sur des obligations de moyens à mettre à œuvre alors que l'Union européenne exige de la part des Etats membres un suivi en termes de résultats, i.e., une obligation de résultats.

### 4.3.3. La conditionnalité des soutiens publics

Il s'agit, dans cette section, de présenter la mise en œuvre de la conditionnalité sur la base des règlements et directives européens, puis les premières évaluations qui ont pu en être faites<sup>42</sup>.

#### 4.3.3.1. La mise en œuvre de la conditionnalité

Le principe selon lequel les agriculteurs communautaires doivent respecter des exigences de protection de l'environnement pour bénéficier des aides directes de soutien des marchés et des revenus (aides directes dites du premier pilier) fut introduit à l'occasion de la réforme "Agenda 2000" de 1999. Le concept dit d'éco-conditionnalité<sup>43</sup> fut étendu à l'occasion de la réforme de la PAC de juin 2003. Selon le Règlement 1782/2003 "tout agriculteur percevant des paiements directs est tenu de respecter les exigences réglementaires en matière de gestion (...), ainsi que les bonnes conditions agricoles et environnementales". Les "exigences réglementaires en matière de gestion" désignent les réglementations concernant les domaines de l'environnement, mais aussi de la santé publique, de la santé animale et végétale et du bien-être animal. Quant aux "bonnes conditions agricoles et environnementales", elles visent des objectifs tels que la réduction des risques d'érosion ou de pollution par les fertilisants et pesticides. La conditionnalité des aides, définie par le règlement n° 1782/2003, s'applique aux droits à paiement unique (DPU), mais également à certaines mesures du Règlement de développement rural de 2005 (une partie des aides répondant à l'axe 2 est concernée).

#### . Les trois volets de la conditionnalité

**Le premier volet de la conditionnalité est constitué de 19 directives et règlements communautaires** répartis dans trois domaines, à savoir l'environnement (5 textes), la santé publique, des végétaux et des animaux (11 textes) et le bien-être animal (3 textes)<sup>44</sup>. Les 5 textes portant sur l'environnement sont la Directive 79/409 relative à la conservation des oiseaux sauvages, la Directive 80/68 relative à la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses, la Directive 86/278 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration, la Directive 91/676 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, et la Directive 92/43 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

**Le second volet de la conditionnalité porte sur le respect de Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE)** qui visent à satisfaire quatre objectifs : protéger les sols contre l'érosion ; maintenir le niveau de matière organique des sols ; maintenir la structure des sols ; et assurer un niveau minimal d'entretien des terres (Règlement (CE) 1782/2003). Alors que le premier

<sup>42</sup> Nous sommes conscients de la fragilité de ces premières évaluations du fait que la mise en œuvre de cette mesure est récente en Europe et un peu plus ancienne en Suisse par exemple. Il nous paraît néanmoins intéressant de les présenter dans cette expertise.

<sup>43</sup> Ce concept d'exiger des agriculteurs de se conformer aux normes environnementales afin d'être qualifié pour obtenir des subventions a été présenté la première fois aux Etats-Unis en 1985, pour éviter l'érosion du sol et pour empêcher des agriculteurs de reprendre des activités sur des marais (Hoag & Holloway, 1991). Ce concept a été discuté de manière très controversée (par exemple Ervin et al., 1984; Clark & Raitt, 1986; Dinehart, 1986 ; voir également Kramer & Batie, 1985; Batie & Sappington, 1986; Hoag & Holloway, 1991).

<sup>44</sup> Seuls certains articles de ces 19 textes font partie de la conditionnalité.

volet de la conditionnalité est obligatoire, les Etats membres ont la possibilité de définir, dans le cadre du menu communautaire, les BCAE à respecter sur leur territoire. C'est ainsi que la France a choisi de définir les BCAE nationales à travers 5 mesures : la mesure 1 oblige à mettre en place une surface minimale en couvert environnemental contraignant les agriculteurs bénéficiant d'aides du premier pilier à consacrer 3% de leur superficie emblavée en céréales, oléagineux, protéagineux, lin et chanvre, y compris les terres gelées au titre de la politique de gel obligatoire, au couvert végétal (sur ces surfaces, implantées de préférence le long des cours d'eau, aucune application de fertilisants et de pesticides)<sup>45</sup> ; la mesure 2 oblige à ne pas brûler les résidus de culture ; la mesure 3 encourage la diversité des assolements obligeant l'agriculteur (qui souhaite bénéficier des aides directes du premier pilier) à mettre en place au moins trois cultures différentes dans son assolement ou au moins deux familles de cultures différentes ; la mesure 4 exige de l'agriculteur irrigant en grandes cultures qu'il possède une déclaration/un arrêté d'autorisation de prélèvement et un moyen approprié d'évaluation des volumes prélevés ; enfin, la mesure 5 oblige à un entretien minimal des terres de façon à empêcher le développement d'adventices indésirables et la prolifération de broussailles.

Les deux premiers volets de la conditionnalité s'appliquent à toutes les surfaces de l'exploitation bénéficiant d'aides directes du premier pilier. **Le troisième volet porte spécifiquement sur les prairies permanentes** et est défini à l'échelle agrégée de l'Etat membre ou des régions. Ce dernier s'engage à ce que les surfaces en prairies permanentes soient "maintenues", plus précisément qu'un ratio de référence entre la surface (nationale ou régionale) en prairies permanentes et la surface agricole totale soit maintenu, dans une limite de diminution de 10% du ratio.

#### . Premiers éléments d'analyse

Les quelques travaux juridiques consacrés à la conditionnalité l'analysent comme un renforcement de la politique coercitive mise en œuvre par la réglementation environnementale. Les auteurs soulignent que sans modifier la nature juridique des "exigences réglementaires", le mécanisme de la conditionnalité est susceptible d'inciter les exploitants à les respecter, dans la mesure où il est moins facile de renoncer à une aide que de prendre le risque de s'exposer à des sanctions pénales. En outre, la conditionnalité a entraîné un **effort de communication** quant aux règles applicables. A des "anomalies" clairement identifiées, correspondent désormais des pourcentages de réduction des aides ; autrement dit, chaque exploitant est ainsi en mesure de connaître exactement les conséquences résultant de la violation de ses obligations. De ce fait, le dispositif juridique de la conditionnalité des aides au respect de la réglementation environnementale, **plus lisible** que cette dernière, risque d'être mieux compris de la profession et, partant, les contraintes mieux acceptées. En outre, la conditionnalité des aides agricoles est susceptible de se traduire, en cas de non respect par l'exploitant, par une **sanction plus systématique et plus rapide**, dans la mesure où la diminution des aides apparaît comme plus aisée à mettre en œuvre que les procédures répressives classiques. Le taux de réduction dépend de la gravité, de la répétition et de l'étendue des "anomalies" constatées. Ainsi le cumul de plusieurs manquements mineurs entraîne un taux de réduction allant de 1 à 5%, celui de manquements majeurs une réduction pouvant atteindre 15% de l'aide ; enfin des "anomalies" intentionnelles, des fraudes par exemple, peuvent réduire les aides au-delà de ce seuil. Toutefois, les juristes font remarquer que les **modalités de contrôle** sont sensiblement les mêmes que pour la réglementation et risquent donc de s'exposer aux mêmes critiques (taux d'exploitations contrôlées notamment).

En outre, on a pu se demander si la conditionnalité n'est pas de nature à entraîner une **marginalisation plus grande encore du dispositif pénal** dans le secteur agricole, la sanction pénale des infractions pouvant être vécue, par les exploitants mais aussi les acteurs publics, comme une "double peine" : l'exploitant ayant déjà subi une diminution du montant de sa prime, il n'est pas improbable que le prononcé d'une peine d'amende pour la même infraction apparaisse comme injustifié. Or le risque de

---

<sup>45</sup> Dans le cadre de la relation entre conditionnalité et projet de territoire, Dubois (2007) explique que la France a un problème de réglementation descendante. Le cas des bandes enherbées le long des cours d'eau illustre cette difficulté : les 3% doivent se situer le long des cours d'eau mais qu'est-ce qu'un cours d'eau ? La Chambre d'agriculture des Alpes de haute Provence avait demandé la possibilité de proposer des mesures adaptées localement (flexibilité dans la mise en œuvre des politiques publiques), ce qui a été refusé par le ministère de l'agriculture.

dépénalisation larvée des atteintes à l'environnement dans le secteur agricole n'est pas anodin, dans la mesure où les infractions environnementales risquent d'apparaître non plus comme des comportements juridiquement et moralement répréhensibles, mais comme des "anomalies", des dysfonctionnements techniques ayant pour seule conséquence une diminution des soutiens publics (Doussan, 2007).

Quant à la conditionnalité appliquée aux "**bonnes conditions agricoles et environnementales**", les juristes notent qu'elle peut se révéler intéressante, dans la mesure où elle transforme ces normes en obligations contractuelles dès lors qu'une contre partie est attendue par l'agriculteur qui s'engage à les respecter. La conditionnalité est également intéressante du point de vue d'autres disciplines, puisque comme l'expliquent Nitsch et Osterburg (2004), le fait que la conditionnalité des aides soit liée à des normes environnementales et que les aides représentent une part non négligeable du revenu de la plupart des agriculteurs de l'UE, alors, la conditionnalité peut être une chance pour se conformer réellement aux normes environnementales. D'ailleurs, **les faiblesses du contrat** pointées plus haut (caractère volontaire et absence de pérennité) **sont ici sensiblement moins marquées**. D'une part, le droit au paiement public modifie la perception de l'engagement de l'agriculteur : il est sans doute plus facile de renoncer à gagner plus que de voir se réduire le montant d'une aide déjà attribuée. D'autre part, la pérennité, qui fait défaut au contrat, est assurée dans le dispositif de la conditionnalité, puisque juridiquement rien ne s'oppose à ce qu'un droit à paiement soit reconnu sans limite dans le temps à un exploitant, dès lors qu'il est compatible avec les règles du droit de la concurrence.

#### **4.3.3.2. L'acceptabilité et l'évaluation de la mesure**

Certains travaux, portant principalement sur le Royaume-Uni, ont étudié la perception que pouvaient avoir les agriculteurs par rapport à la conditionnalité. Ainsi, Jones (2006) a constaté que les agriculteurs au Royaume-Uni n'attendent pas de la conditionnalité un impact significatif à court terme, mais qu'ils sont préoccupés par les conditions qui peuvent devenir encore plus contraignantes à l'avenir. Dans le même ordre d'idée, Davies et Hodge (2006) ont étudié la question de la perception des agriculteurs au sujet de la légitimité de la conditionnalité environnementale comme mécanisme de gouvernance. Ils partent du fait que l'importance de la légitimité attribuée à un règlement dépend de l'efficacité avec laquelle il peut être mis en application (voir également Schmitzberger et al., 2005). Sur la base d'une étude auprès de 102 exploitants agricoles au Royaume-Uni, Davies et Hodges (2006) ont classé ces exploitations selon leur soutien au principe de la conditionnalité des aides pour la préservation de la biodiversité. Ils ont constaté que deux facteurs attitudinaux, désignés sous le nom de la "*stewardship orientation*" et de la "*technological belief*", étaient de loin les plus significatifs pour déterminer l'acceptabilité de la conditionnalité par des agriculteurs, et que les facteurs structureux et sociodémographiques étaient moins importants. Néanmoins, une majorité d'éleveurs refuserait l'adhésion à la "conditionnalité". Ils notent : "*The study also identified clusters of farmers according to their overall attitudinal orientation. Of the five groups thus categorised, four appeared on average likely to reject cross compliance as a general principle, leaving only the most environmental cluster on support*". L'effort de communication auprès des agriculteurs, pour rendre la conditionnalité **plus lisible**, est donc essentiel si l'on veut qu'elle soit mieux comprise par la profession et donc mieux acceptée<sup>46</sup>. Néanmoins, la conditionnalité semble montrer certaines limites au niveau de son efficacité écologique. Ainsi, Bonnieux et Dupraz (2007) notent que les résultats des politiques de la conditionnalité aux USA ont été très controversés : "Les exploitations les plus dépendantes du soutien public sont elles situées dans les zones les plus sensibles du point de vue environnemental ?". Cette question renvoie au criblage des zones sensibles vis-à-vis de la faune et de la flore, de l'érosion et de la protection des ressources en eau. C'est un point qui a été soulevé à l'occasion de l'analyse de l'efficacité de la conditionnalité introduite pour lutter contre l'érosion aux USA. Les études soulignent l'inefficacité de cette approche et montre qu'elle ne cible pas les sols les plus sévèrement touchés par

---

<sup>46</sup> La question du couplage entre instruments d'obligation et de volontariat est particulièrement utile à analyser dans ce cadre. En effet, une mesure de type obligatoire est évidemment mal perçue en tant que telle, par l'agriculteur, mais peut intégrer des flexibilités. Ces flexibilités peuvent être par exemple la possibilité de négocier la localisation de la mesure et éventuellement que cette localisation puisse induire des aides supplémentaires. Cela donne un sens social à la mesure, tant pour l'agriculteur qui perçoit son propre rôle dans la société que pour la société dans son ensemble.

l'érosion. Le criblage amène à s'interroger sur le budget disponible, qui dépend du régulateur de la politique agricole et non de la politique environnementale (question de l'efficacité de la gestion des fonds publics par rapport à un objectif environnemental donné). Poursuivre un double objectif ne permet pas nécessairement de déterminer des politiques efficaces pour chacun des deux. La conditionnalité doit alors s'analyser comme une politique de second rang.

La conditionnalité des aides fait émerger de nouvelles contraintes pour les agriculteurs, ce qui entraîne des coûts supplémentaires qui ne sont pas compensés. Khephaliakos et al. (2007) ont montré qu'en plus des coûts directs, liés à la baisse de production et à l'entretien, il pouvait y avoir des coûts de transaction liés à l'augmentation des tâches administratives. La question de l'alourdissement des tâches administratives, donc des coûts de transaction associés, semble prendre une nouvelle tournure, s'ils se transforment progressivement en coûts de production. Ils pourraient alors devenir un facteur limitant à la participation de certains agriculteurs à ces mesures. Par ailleurs, bien qu'elle n'impose pas d'obligations légales, la conditionnalité procède à une redéfinition des droits de propriété, or plusieurs études ont montré que cela pouvait être perçu de manière irrationnelle par les agriculteurs (Khephaliakos et al., 2007) qui ont l'impression d'être dépossédés d'une partie de leurs biens.

Au niveau plus opérationnel, la mise en œuvre de la conditionnalité dans l'UE 25 a été évaluée en 2007 (Alliance Environnement, 2007). Cette évaluation a été limitée à une vue d'ensemble de la mise en œuvre des mécanismes de la conditionnalité dans les Etats membres. En ce qui concerne l'objectif de maintenir la prairie et les pâturages, les auteurs du rapport notent que : "... l'étendue globale des pâturages permanents au niveau national sera probablement maintenue. L'utilisation de 'niveaux de déclenchement' (niveaux de déclin des pâturages permanents) pour déclencher des mesures correctives est une approche efficace, bien que dans de nombreux Etats membres il semble peu probable qu'un déclin soit une menace imminente. La situation pourrait changer dans le futur en raison des prix des cultures arables actuellement plus élevés ou d'autres facteurs de marché. Lorsque l'on juge l'efficacité de la mesure selon l'objectif d'engendrer des effets environnementaux positifs, on note que des considérations environnementales spécifiques aux sites (telles que la valeur botanique) ne sont pas prises en compte, puisque seule la proportion de prairies permanentes doit être maintenue. Par conséquent, les effets des règles peuvent être limités du point de vue de la biodiversité" (Alliance Environnement, 2007). D'autres travaux ont proposé des options de pratiques pour favoriser la mise en œuvre de certaines pratiques. Ainsi, Briemle (2005) a proposé des options pour la mise en œuvre de la conditionnalité pour une prairie, qui n'est pas maintenue dans des "bonnes conditions" par rapport au calendrier des opérations. Dans cette étude basée sur des expériences sur plusieurs années, l'auteur conclut qu'une réduction de 3 à 5 opérations de fauches par an à une seule aura comme conséquence des modifications sérieuses dans la composition des plantes dans la prairie. Dans ce cadre, Briemle (2005) conclut que l'objectif "de maintenir la campagne ouverte et de prévenir l'extension de la forêt" peut être atteint. Pourtant, un tel objectif reste assez éloigné d'objectifs plus ambitieux tels que la conservation d'un paysage traditionnel avec une forte biodiversité.

Dans ce cadre, les évaluations reposent plus sur des hypothèses sur les conditions de mise en œuvre de la mesure que sur une évaluation de la mesure en elle-même. **Il est sans doute trop tôt pour porter une appréciation scientifiquement robuste de ses impacts (écologiques, agronomiques, économiques...); il est notamment plus que difficile d'apprécier ses effets en termes de préservation de la biodiversité** même si on peut avancer que plusieurs dispositions (plus spécifiquement, les trois premières mesures des BCAE et le maintien des prairies permanentes - sous réserve toutefois que l'Etat membre n'utilise pas la liberté de diminuer ces dernières de 10%) devraient avoir un impact positif en ce domaine, au minimum relativement à une situation de comparaison sans mise en œuvre de la conditionnalité.

Dans ce contexte, nous présentons l'évaluation de la conditionnalité en Suisse dont la mise en œuvre est plus ancienne (Mann, 2005). La Suisse est le premier pays européen où la conditionnalité a été mise en œuvre dans un objectif de promotion de la biodiversité (Aviron et al., 2008). Les secteurs écologiques de compensation (SEC) avaient été utilisés depuis 1993 à titre volontaire (MAE) et sont devenus des écoconditionnalités en 1998. Afin d'être qualifiés pour des paiements directs, les agriculteurs doivent gérer 7% ou plus de leur terre comme surface de compensation écologique (SCE)

(Tableau 4.3-4). 88% des agriculteurs représentant 97% de la surface agricole utile (SAU) remplissent ces conditions. Les SCE représentent à ce jour 145 000 ha (soit 13,6% de la SAU).

L'efficacité des SCE pour la conservation et la promotion de la biodiversité en Suisse a été évaluée par Herzog et Walter (2005). Par rapport aux objectifs qui avaient été définis, les auteurs concluent que les SCE réussissent à préserver et à promouvoir la biodiversité de manière relativement satisfaisante. Sur les SCE, il y a en général un nombre d'espèces plus important et des espèces qui sont plus exigeantes que celles présentes sur les surfaces-témoins (exploitées intensivement). Ce résultat est confirmé pour tous les types de SCE et pour la grande majorité des organismes examinés. Par contre, si l'on évalue les SCE sur la base des critères de qualité prédéfinis, on constate que les SCE ne répondent que partiellement à ces critères de qualité. L'objectif visant à préserver les espèces menacées, voire à permettre leur rétablissement, est sans aucun doute l'un des plus ambitieux de la compensation écologique. Or, à l'intérieur des SCE il y avait peu d'espèces animales et végétales inscrites sur la *Liste rouge* des espèces en danger. La compensation écologique a toutefois l'avantage de favoriser la biodiversité dans les paysages agricoles et d'éviter ainsi à certaines espèces potentiellement menacées de devenir si rares que l'on soit obligé de les inscrire sur la *Liste rouge*.

**Tableau 4.3-4.** Typologie des surfaces de compensation écologiques (SCE) en Suisse (BLW, 2007).

SCE types	Area in 2007 (ha)	Share of SAU (%)
<b>Low intensity hay meadows:</b> Meadows with minimum size of 0.05 ha, restrictions on fertilisation and mowing (late cut, specific dates for agricultural production zones according to altitude)	85,700	8.05
<b>Litter meadows:</b> Meadows with minimum size of 0.05 ha for traditional litter use, prescriptions on mowing, no use of fertiliser	7,062	0.66
<b>Hedges, field and riverside woods:</b> Hedges with grassland buffers of $\geq 3$ m on both sides	3,172	0.30
<b>Traditional orchards:</b> Standard fruit and nut trees, mostly on grassland	24,153	2.27
<b>Others:</b> Extensively managed and wooded pastures, wild flower strips and arable fallows, isolated trees and alleys, water ditches and ponds, rural areas, stonewalls, naturally covered field tracks, species rich vineyards	25,137	2.36
<b>Total</b>	<b>145,224</b>	<b>13.63</b>

#### 4.3.4. La certification

Il existe des approches basées sur la différenciation des produits pour assurer à l'agriculteur une rémunération liée à son choix de production agricole. Il s'agit de modèles gagnant-gagnant qui peuvent être aidés de manière transitoire ou à plus long terme selon l'existence d'une demande suffisante ou non pour ces produits certifiés. Si l'on s'en tient aux politiques publiques, le système utilisé est le dispositif des "modes de valorisation" des produits agricoles (articles L.640-2 et s. du code rural). Les certificats de produits représentent un support important des stratégies de différenciation dans l'agriculture et l'agroalimentaire et constituent, en France, la clé de voûte des politiques de la qualité menée par les pouvoirs publics depuis une trentaine d'années. **Ces certifications sont un moyen d'octroyer des financements additionnels privés par les consommateurs pour les agriculteurs.** Par rapport aux enjeux de biodiversité, on peut noter que les certifications sont souvent liées à des races locales (bovins en AOC Abondance, caprins en AOC Banon...) donc liées à des ressources génétiques et donc non prises en compte dans l'expertise. Néanmoins, de plus en plus d'AOC sont associées à des périodes de pâturage et à la présence de compositions floristiques particulières. Il y a donc un élargissement des domaines couverts par les cahiers des charges des certifications qui sont de plus en plus ouvertes sur des questions de biodiversité<sup>47</sup>.

<sup>47</sup> Le droit français distingue :

- les signes d'identification de la qualité et de l'origine, qui comprennent : le label rouge, attestant la qualité supérieure ; l'appellation d'origine, l'indication géographique protégée et la spécialité traditionnelle garantie, attestant la qualité liée à

C'est pourquoi dans cette section nous allons tout d'abord présenter les résultats des travaux portant sur l'efficacité environnementale des certifications. Ensuite, nous verrons l'efficacité économique de ces mesures pour les producteurs. Dans ce cadre, nous présenterons de manière plus détaillée les résultats des travaux sur une certification particulière, l'agriculture biologique, avant de conclure sur les limites qui peuvent exister à ce type de certification.

#### **4.3.4.1. L'efficacité environnementale**

Les produits certifiés (AOC, IGP, AB, etc.) sont considérés comme étant liés au territoire à plusieurs titres : par des conditions de production faisant référence à un lieu et des savoir-faire spécifiques, par des acteurs du "terroir" qui les produisent et les vendent et par une désignation faisant référence à une origine géographique (Berard et al., 2000; Sylvander et al., 2000; Casabianca et al., 2005). En référence à ce lien au lieu, l'exemple des Indications géographiques (IG) va être précisé ici. Les IG, ou certaines d'entre elles, peuvent être considérées comme participant au maintien de la biodiversité (sauvage et/ou domestique) (Bérard & Marchenay, 2004). Les justifications les plus fréquentes s'appuient sur le cahier des charges des IG, et relèvent en particulier les mentions concernant l'utilisation de races locales, les limitations en matière d'intrants (fertilisation, alimentation des animaux). Ceci ne signifie pas que les IG, dans leur ensemble, présentent un intérêt en matière de préservation de la biodiversité, comme de contribution au développement durable. La question des relations entre IG et biodiversité reste encore largement à documenter. Elle est actuellement l'objet d'un travail important dans un projet de recherche, intitulé "Promotion du Développement Durable par les Indications Géographiques" (PRODDIG), réalisé dans le cadre du programme fédérateur "Agriculture et développement durable" porté par divers organismes dont l'INRA, le Cemagref et le CIRAD.

Malgré cette absence de vision générale, l'état actuel des connaissances permet néanmoins de discuter des interrelations entre IG et biodiversité, en particulier en ce qui concerne les fromages AOC (appellation d'origine contrôlée) qui ont fait l'objet de travaux plus nombreux (Bérard & Marchenay, 2004). L'exemple de certaines AOC fromagères montre comment les IG peuvent contribuer à l'insertion de la biodiversité comme facteur de production de l'agriculture (Fleury, 2005). Cette mobilisation de la biodiversité par l'agriculture se retrouve à trois niveaux : les prairies, les animaux et les microorganismes – dont seuls les deux premiers concernent directement l'expertise.

#### **Tout d'abord, les prairies constituent la ressource de base de la production laitière et fromagère.**

De nombreux fromages AOC sont fondés sur des systèmes encore peu intensifs voire extensifs. L'utilisation de prairies permanentes, par opposition aux prairies temporaires et aux cultures fourragères reste très importante dans de nombreuses AOC fromagères, en particulier en montagne : Beaufort, Comté, Munster, Abondance, Reblochon, etc. Il existe, dans ces secteurs, toute une gamme

---

l'origine ou à la tradition ; la mention "agriculture biologique", attestant la qualité environnementale. 350 produits bénéficient du label rouge, 500 produits (dont 472 vins) bénéficient de l'AOC (source Agreste). En 2006, 11 400 exploitations françaises sont certifiées "Agriculture biologique" ;

- les mentions valorisantes, qui regroupent : la dénomination "montagne" ; le qualificatif "fermier" ou la mention "produit de la ferme" ou "produit à la ferme" ; les termes "produits pays" dans les départements d'outre-mer ; la dénomination "vin de pays", suivie d'une zone de production ou d'un département ;
- la démarche de certification des produits.

Par ailleurs, existent :

- la qualification des exploitations et des produits au titre de l'agriculture raisonnée (figurant dans le Code rural, parmi les "dispositions générales des productions et marchés"), mais qui connaît un succès modeste en termes d'exploitations qualifiées ;
- des normes "standards" applicables aux produits, qui se réfèrent au cahier des charges de l'agriculture raisonnée. Par exemple, la norme NF V 25-111, intitulée "Bonnes pratiques de production de la pomme de terre de conservation destinée au marché du frais, compatibles avec les objectifs de l'agriculture raisonnée" est appliquée par 1 300 exploitations, représentant 30% du marché ;
- la marque collective de certification (définie dans le code de la propriété intellectuelle), qui garantit que le produit ou le service auquel elle est appliquée présente certaines caractéristiques "quant à sa nature, ses propriétés ou ses qualités", qui sont précisées dans son règlement. C'est le cas par exemple de la Charte de la production fruitière intégrée, qui a été élaborée par les professionnels de la filière de production de pommes et de poires, et dont le respect du référentiel, contrôlé par un organisme externe, permet l'identification, au moyen d'un logo, des lots de fruits. 2000 exploitations sont concernées, représentant 70% de la production de pommes.

de composition floristique des prairies permanentes : les plus intensifiées ont une faible diversité floristique (de 10 à 20 espèces par parcelle), les prairies peu ou non fertilisées présentent au contraire une forte diversité et on y rencontre souvent plus de 40 espèces (Fleury, 1996). La diversité de la végétation est reconnue par les éleveurs comme un facteur de qualité. Ils évoquent des conséquences variées sur l'appétence de l'herbe et du foin, sur la souplesse d'utilisation (une prairie diversifiée produit un foin qui "pousse moins vite" et qui peut se récolter plus tardivement) et sur le goût des fromages. Des travaux de recherche ont mis en évidence les relations entre diversité floristique des prairies, diversité microbienne des laits et caractéristiques sensorielles des fromages (Bugaud, 2001; Bugaud et al., 2002). Enfin, les paysages sont également modelés et entretenus par les activités d'élevage et les pratiques d'utilisation et d'entretien des espaces agricoles. Ainsi, la diversité biologique des prairies dans les systèmes fromagers repose fondamentalement sur la diversité des pratiques agricoles et sur les savoirs et les savoir-faire des agriculteurs qui adaptent leurs pratiques aux conditions de milieu et à la végétation (Larrère & Fleury, 2004; Fleury et al., 2006).

**Les animaux.** Les races locales prennent de plus en plus d'importance dans les AOC fromagères : elles sont de plus en plus spécifiées dans le cahier des charges présentant les conditions de production. Les races locales sont un patrimoine génétique et culturel auquel les éleveurs sont particulièrement attachés. La spécification d'une race dans le cahier des charges d'une AOC permet de contribuer au maintien de races locales ayant souvent un niveau de production moyen. De plus ces races, souvent de plus petit format et rustiques, sont capables de résister à une sous-alimentation temporaire et de valoriser des aliments plus grossiers que les animaux hautement productifs. Elles permettent ainsi une valorisation maximale des ressources fourragères locales.

#### **Encadré 4.3-2. L'exemple de l'AOC du fromage de Beaufort**

L'AOC du fromage de Beaufort s'est dotée d'un cahier des charges très strict, conçu pour maximiser la valorisation des ressources locales et limiter l'intensification. Malgré cela, l'agriculture locale subit des changements importants, défavorables à la biodiversité. Ainsi, la recherche de l'amélioration de la ration de base a-t-elle entraîné une perte de diversité floristique dans les prairies destinées à l'alimentation des vaches laitières. De même, la diminution du nombre d'exploitations et l'augmentation de leur taille accroissent les contraintes et difficultés de travail, ce qui s'est traduit par une utilisation hétérogène de l'espace, avec en particulier une sur-utilisation des surfaces plates et une sous-utilisation des zones en pentes.

Conscients des risques que ces évolutions peuvent poser à long terme, les responsables du Beaufort cherchent à les maîtriser. Ils se sont ainsi fortement investis dans la création d'un CTE Collectif Beaufort (dispositif instauré par Loi d'orientation agricole de 1999). Pour les acteurs de la filière, cet outil, complémentaire de l'AOC, représentait une opportunité pour faire reconnaître la gestion de l'environnement et l'entretien de l'espace comme une fonction de l'agriculture. Cette dynamique a subi l'arrêt des CTE et les difficultés de l'agro-environnement en France. Elle s'est poursuivie localement dans des partenariats avec des communes, des intercommunalités et des gestionnaires de l'environnement. L'attente vis-à-vis des nouvelles MAE, en cours de lancement, reste forte.

Actuellement, le contexte peu favorable du marché des fromages et les évolutions de la PAC accentuent la concurrence sur l'ensemble du marché laitier. La rémunération des producteurs tend à stagner voire à diminuer après deux décennies de croissance. Depuis début 2007, la hausse du prix de base du lait réduit le différentiel de prix entre ce lait de base et celui destiné à la fabrication sous AOC. Cette situation incite certains agriculteurs savoyards à discuter la pertinence des cahiers des charges des AOC, dont l'assouplissement leur permettrait d'affronter avec moins de contraintes cette conjoncture difficile.

**La biodiversité, les pratiques et les savoirs locaux.** Derrière la diversité biologique, des végétaux, des animaux et des microorganismes, sur laquelle repose les IG, très vite apparaît la diversité des pratiques et des savoir-faire dans l'utilisation des prairies, dans la conduite de l'élevage et enfin dans la transformation du lait en fromage (par la gestion de la diversité des microorganismes par exemple). C'est la diversité des pratiques et des savoir-faire qui crée, entretient et gère la diversité biologique. En agriculture, séparer la diversité biologique de la diversité des pratiques et des savoirs n'a pas de sens. Ainsi, Marchenay (2005) considère qu'il n'est pas possible de conserver la diversité des ressources animales, végétales, ou microbiennes sans conserver les savoirs et les pratiques locaux. La valorisation



d'un patrimoine génétique local dans une IG peut ainsi constituer une troisième voie de préservation de la biodiversité complémentaire aux voies de la conservation *ex-situ* et *in-situ*. La voie des IG offre ainsi une perspective intéressante de maintien dans leur lieu des ressources biologiques, des savoir-faire et des pratiques qui y sont associés.

#### **4.3.4.2. L'efficacité économique pour les producteurs**

L'intérêt de ces certifications est de permettre, **en garantissant la manière de produire ou la qualité du produit, une valorisation différente des produits**. Ce mécanisme s'inscrit dans le jeu du marché. Ces outils permettent de faire l'hypothèse que des qualités spécifiques ou supérieures à celles des produits standards, qui génèrent des coûts de production plus élevés, peuvent être rémunérées par le marché : par des prix plus élevés des produits (compensant des coûts additionnels et/ou des productivités moindres) ou au moins par un accès privilégié à certains marchés (Roger, 2004; Cobb, 1999; Manhoudt et al., 2002). Cela suppose l'existence d'un consentement à payer des consommateurs. Ce type d'instrument ne pose pas de problème d'acceptabilité par les agriculteurs à partir du moment où le marché existe et que les contraintes administratives pour l'adhésion ne sont pas prohibitives (coût de transaction).

Les écolabels et tous les outils de labellisation qui permettent une différenciation des produits sont importants mais il faut être vigilant sur plusieurs points :

- le cahier des charges de la labellisation est fonction de l'objectif retenu (patrimonial, environnemental, développement local et/ou territorial) ;
- l'offre de produit labellisé doit être compatible avec une demande suffisante. En effet, si l'offre augmente alors que la demande stagne, les prix baissent (de Snoo & van de Ven, 1999).

Enfin, il est fréquent que la rémunération par le marché, via les produits, ne soit pas suffisante pour assurer la viabilité économique des exploitations. C'est notamment le cas lorsque l'entrée dans une filière de production certifiée ne correspond pas au maintien d'un système existant mais à l'adoption d'un nouveau système (coûts irrécouvrables liés à l'achat d'actifs spécifiques). La mise en œuvre des certifications représente alors un coût supplémentaire pour les producteurs, dont les coûts d'opportunité de l'adhésion doivent être compensés (Sinden, 2004). Pour atteindre une meilleure efficacité sociale, ces coûts peuvent être partagés entre les consommateurs et les pouvoirs publics. Une aide transitoire est alors nécessaire pendant la phase de conversion des exploitations, pour compenser les coûts et difficultés d'adaptation du système ; ces aides sont typiquement allouées dans le cadre d'un contrat global d'exploitation (CTE/CAD), en général de 5 ans (par exemple pour la conversion à l'agriculture biologique).

#### **4.3.4.3. L'exemple de l'agriculture biologique**

Dans beaucoup de pays, l'agriculture biologique est favorisée au moyen de MAE. En France, le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche considère que "L'agriculture biologique présente un intérêt majeur pour l'environnement et permet de répondre à des objectifs de protection des eaux et de maintien de la biodiversité, du fait de contraintes liées à leurs itinéraires techniques" (interdiction d'emploi de traitements phytosanitaires de synthèse et de fertilisation minérale) (<http://agriculture.gouv.fr>).

L'agriculture biologique (AB), dont l'intérêt pour la biodiversité est souvent mis en avant mais qui dépend du contexte paysager (Chapitres 1 et 3), constitue un exemple de combinaison progressive d'outils. Relevant a priori d'une rémunération par le marché (favorisée par sa reconnaissance officielle en 1981), l'AB a ensuite bénéficié d'aides à la conversion, dans le cadre des CTE/CAD, et fait l'objet d'un plan quinquennal de développement (PPDAB). Les objectifs du plan n'étant pas atteints et les surfaces stagnantes, l'Etat a décidé la création d'un crédit d'impôt (institué, par la Loi d'orientation agricole de 2006, pour la période 2005-2007, puis reconduit) pour les exploitations dont au moins 40% des recettes proviennent d'activités ayant fait l'objet d'une certification AB, et qui ne bénéficient pas (plus) d'un CTE ou CAD comprenant une aide à la conversion.

En 2005, l'Agriculture biologique (conversions en cours comprises) représentait 11 400 exploitations, et 560 800 ha, soit 2,03% de la Surface agricole utile (SAU). En 10 ans (1995-2005), les surfaces ont été multipliées par cinq et le nombre d'exploitations a triplé (3 500 en 1995). La croissance de l'AB connaît toutefois un fort ralentissement depuis 2002, et les objectifs du Plan pluriannuel de développement de l'AB lancé en 1997, qui étaient de parvenir à 25 000 exploitations et 1 million d'ha en 2005, sont loin d'être atteints. Les causes de ce ralentissement sont multiples, mais difficiles à hiérarchiser sur la base des travaux scientifiques existants : verrous techniques, inadaptation des référentiels d'évaluation des intrants, notamment au niveau de la sélection variétale, effort de recherche trop faible et complexité du dispositif de recherche-développement en AB, besoin d'accompagnement des agriculteurs, besoin de formation des agriculteurs et des conseillers, politiques publiques de soutien à l'AB insuffisamment incitatives, en valeur absolue et relative (i.e., par comparaison aux soutiens et aux revenus que peut espérer une exploitation conduite de façon conventionnelle), etc.

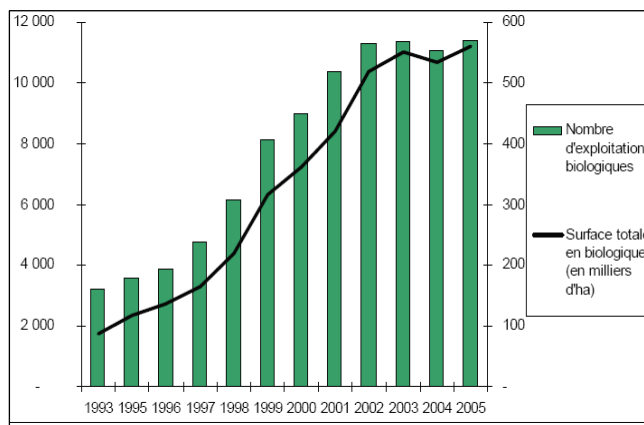
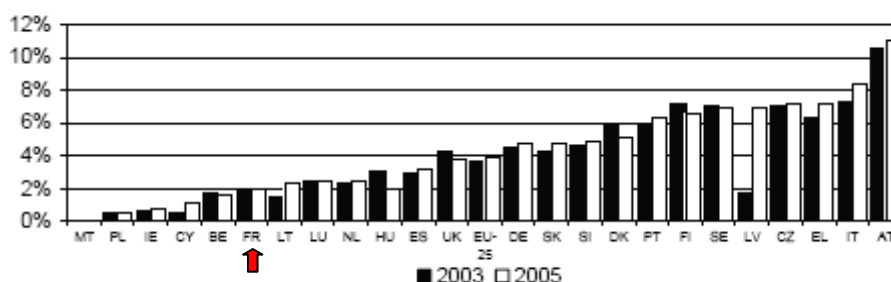


Figure 4.3-4. L'agriculture biologique en France : évolution des surfaces consacrées (milliers ha) et nombre d'exploitations concernées (source : Agence Bio, 2006)

Figure 4.3-5. Part de l'agriculture biologique en % des terres agricoles utiles, par pays de l'Union européenne, en 2003 et 2005. (Source : Llorens-Abando & Rohner-Thielen, 2007).



Le dernier plan de développement en date, "Agriculture biologique objectif 2012", présenté en septembre 2007, est décliné en cinq domaines d'actions : recherche, développement et formation ; structuration de la filière ; consommation de produits issus de l'AB ; réglementation ; et conversion et pérennité des exploitations en AB. Ce plan prévoit notamment de reconduire le crédit d'impôt pour les exploitations qui ne bénéficient plus d'un CTE ou d'un CAD. Il s'inscrit dans la logique du Grenelle de l'Environnement qui, pour ce qui est de l'AB (conclusions des tables rondes des 24-26 octobre 2007), recommande de stimuler la demande en encourageant la consommation de produits biologiques dans la restauration collective (20% en 2012) et, simultanément, de développer l'offre en augmentant les surfaces en AB, de préférence autour des zones de captage des eaux potables (6% en 2010, 15% en 2013 et 20% en 2020).

#### Evaluation de l'efficacité environnementale de l'agriculture biologique et biodiversité

Les effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité ont été recherchés. Ainsi, Hole et al. (2005) ont passé en revue 76 études qui comparent les impacts sur la biodiversité de l'agriculture biologique, relativement à l'agriculture conventionnelle. Ils ont identifié un éventail de taxons, y compris les oiseaux et les mammifères, les invertébrés et la flore, qui tirent bénéfice de la gestion biologique par des augmentations d'abondance et/ou de richesse d'espèces. Fuller et al. (2005) ont trouvé pour des systèmes d'emblavage de céréales au Royaume-Uni que la biodiversité était plus forte sur les parcelles

en AB que sur les parcelles conventionnelles, mais que l'ampleur de l'effet varie selon les taxons. Les plantes ont montré de meilleures réponses que les invertébrés, les oiseaux et les chauves souris. Bengtsson et al. (2005), dans une méta-analyse de 66 études, ont également trouvé que les effets de l'AB peuvent être différents selon les groupes. Les oiseaux, les insectes prédateurs, les organismes du sol et les plantes ont répondu positivement, tandis que les insectes non-prédateurs et les parasites ne l'ont pas fait. Scialabba et Hattam (2002) ont analysé les interactions entre AB et environnement. En ce qui concerne la biodiversité, ils ont déclaré que "des études en Europe et aux Etats-Unis (tant au niveau d'exploitations agricoles que lors d'essais pilotes) sur les effets des systèmes d'exploitation agricole sur les invertébrés et les oiseaux montrent uniformément une meilleure performance pour l'agriculture biologique" (Scialabba et Hattam, 2002).

Cependant, il y a certaines réserves quant à ces évaluations sur les effets bénéfiques de l'AB. Hole et al. (2005) insistent sur le fait que "Une approche holistique au niveau de l'exploitation dans son ensemble fournit de plus grands bénéfices à la biodiversité que des prescriptions soigneusement visées et appliquées des surfaces relativement petites d'habitats cultivés et/ou non-cultivés en agriculture conventionnelle". Ces derniers peuvent être des secteurs écologiques de compensation favorisés par des mesures d'agro-écologie ou rendus conditionnels dans une mesure de politique de la conditionnalité. Ces auteurs notent que comparativement, il y a peu d'informations disponibles sur les impacts de l'AB sur une agriculture pastorale et de montagne (Hole et al., 2005). Caraveli, dès 2000, montrait que les effets de l'AB dans les zones de montagne sont controversés. En zone de montagne, la gestion des exploitations agricoles conventionnelles et biologiques y sont souvent semblables et, par conséquent, les différences dans leurs effets sur la biodiversité tendront à être limitées. Bengtsson et al. (2005) suggèrent que "des effets positifs de l'agriculture biologique sur la richesse en termes d'espèces puissent être anticipés dans des paysages agricoles intensivement contrôlés, mais pas sur des espaces de petite taille comprenant beaucoup d'autres biotopes que les espaces agricoles" (voir aussi Rundlöf & Smith, 2006). Des niveaux de biodiversité peuvent être élevés dans des paysages complexes et de petite taille dans lesquels le passage à une agriculture biologique n'apporterait pas grand chose. Tandis que dans des paysages intensivement contrôlés, où la biodiversité tend à être inférieure (Billeter et al., 2008; Liira et al., 2008), l'AB pourrait être écologiquement plus efficace, mais avec un niveau de biodiversité inférieur.

#### **4.3.4.4. La certification : des limites**

Les limites des écolabels sont relevées par Brauer et al. (2006), particulièrement leur dépendance à la demande des consommateurs. Cet outil ne peut donc pas être généralisé, au risque d'avoir un effet contraire à celui attendu. Cet inconvénient est gommé si la labellisation devient une norme nécessaire pour la commercialisation ou la protection du produit, mais dans ce cas on est dans le domaine de la traçabilité et de l'interdiction de commercialisation (hors certification) et non plus dans un contexte d'incitation à la production. On se rapproche alors de la définition de normes. Ainsi, il existe des certifications pour le bois et pour certains poissons qui garantissent la légalité de leur provenance (Trommetter & Weber, 2004). L'évaluation économique montre que ce "besoin" de soutiens économiques des exploitations en AB s'explique aussi par le mode de calcul des aides du 1<sup>er</sup> pilier, qui continue à pénaliser l'AB en raison de la référence historique retenue pour fixer le montant des DPU - c'est un exemple d'effet pervers que peuvent avoir des politiques publiques. Une autre limite à son adoption peut être une nouvelle fois liée à la non prise en compte des coûts de transaction (Dupraz et al., 2007) pour l'agriculteur et au fait que l'aide à la conversion ne prend pas nécessairement la totalité des coûts liés à la conversion pour l'agriculteur. A la différence d'autres Etats membres, la France n'octroie pas d'aides au maintien des pratiques répondant au cahier des charges de l'AB, le plan de 2007 prévoyant néanmoins de réfléchir "sur une mesure d'aide au maintien ciblée sur des actions collectives, territoriales et contractuelles, renforçant la structuration des filières". Même si la preuve scientifique est lacunaire, on avancera qu'une des causes du ralentissement de l'offre en AB depuis 2002 est la distorsion induite par le fait que les producteurs français ne bénéficient pas d'aides ciblées sur le maintien en AB alors que nombre de leurs concurrents perçoivent de telles aides. Ainsi, l'Autriche et l'Italie ont utilisé les MAE pour favoriser l'AB.

Les coûts de transaction ont également augmenté du fait d'une incertitude pour les agriculteurs, quant à la durée réelle des aides dans le cadre de la conversion à l'agriculture biologique, suite au délicat passage de relais, relevé par Bodiguel (2003), entre CTE et CAD (plusieurs mois ont été nécessaires pour faire la transition entre le CTE et le CAD). Enfin, diverses incertitudes pèsent sur le système des certifications et ses possibilités d'évolution. Il est tributaire d'un consentement à payer des consommateurs (Brauer, 2006) qui demeure par nature incertain, et est par exemple sensible à une variation du pouvoir d'achat des ménages ou aux stratégies de la grande distribution... La rémunération permise par la certification peut être limitée, et remise en cause par les évolutions des prix agricoles (voir Encadré 4.3-2 sur l'AOC Beaufort).

## 4.4. L'augmentation de l'efficacité des instruments associés à l'action publique

En dépit d'une intégration croissante de l'environnement en général, de la biodiversité plus spécifiquement, dans la politique agricole communautaire et française, l'expertise montre que les outils utilisés présentent des avantages certains mais également des limites par rapport à la gestion de la biodiversité et que, donc, des pistes d'amélioration existent. Avant de présenter les principales propositions identifiées, un point mérite d'être souligné ; il a trait, de façon générale, à la cohérence des politiques publiques qui est un point préalable à la bonne relation entre agriculture et biodiversité. L'efficacité de cette mise en cohérence dépend néanmoins d'autres caractéristiques : l'amélioration nécessaire de la mesure de la valeur de la biodiversité, qui nécessite de mieux la connaître ; l'amélioration de la régulation de la relation entre agriculture et biodiversité par une meilleure coordination entre les divers acteurs impliqués dans les usages et la gestion de la biodiversité ; les incitations à innover tant dans les systèmes agricoles en tant que tels que dans les intrants nécessaires à la production agricole. Dans un dernier point et de manière plus prospective, nous présenterons les travaux référencés relatifs aux changements sociétaux et plus particulièrement aux circuits de diffusion des productions agro-alimentaires.

### 4.4.1. La cohérence des politiques publiques

A la lumière de la partie 4.3., il faut souligner que la question de la cohérence des politiques publiques ressort des études scientifiques. L'existence de mécanismes incitatifs divers pour construire les politiques publiques et leur mobilisation peut aboutir à des effets pervers du fait de la **coexistence d'outils dont les objectifs peuvent être contradictoires**.

**Tableau 4.4-1.** Taille relative des divers instruments de politique publique

	Part du territoire français	Surface totale (ST)	Part de la SAU dans la ST	Part de la SAU française	Primes totales au titre de la politique agricole
Marchés et revenus agricoles SCOP (conditionnalité)	24%	13 Mha	100%	40%	11 Md€ 6,6 Md€
dont jachère non industrielle	2,2%	1,2 Mha	100%	4%	
Développement rural/env. MAE totales	12,7%	7 Mha	100%	30%	1,51 Md€ 0,6 Md€
dont Agriculture Biologique	1,1%	0,6 Mha	100%	2%	Nd
Prime Herbe Agri Env.	5,8%	3,2 Mha	100%	10%	0,21 Md€
Natura 2000 (1705 sites)	12,4%	6,8 Mha	40%	10%	0,002 Md€
Parcs Naturels Régionaux (45 Parcs)	12,7%	7 Mha	40%	10%	Nd

Le tableau 4.4-1 montre que les primes totales versées sont sans aucune commune mesure selon les différentes options de production : 11 Md€ pour les aides au marché et au revenu, contre 1,51 Md€ pour l'ensemble des mesures relatives à l'environnement dans le volet "développement rural" (MAE + compensation pour handicap naturel + aménagement et protection de l'espace rural). Les aides soumises à la conditionnalité traduisent une prise en compte de plus en plus forte des enjeux environnementaux dans le premier pilier de la PAC, même si ces aides sont toujours (en 2006) à près de 30% versées sous la forme d'aides couplées. Le "bilan de santé" de la PAC (20/05/2008), propose d'ailleurs la suppression des liens entre subvention et production et l'augmentation du budget en faveur du développement rural à budget total constant (transfert de fonds de la boîte du premier pilier

vers le second). La plupart des pays considèrent les MAE, et non pas la conditionnalité, comme l'instrument principal pour atteindre des objectifs environnementaux. Or, potentiellement, la conditionnalité fournit un instrument de politique plus puissant pour protéger et favoriser la biodiversité, une part beaucoup plus élevée des aides versées aux agriculteurs étant soumise à la conditionnalité. L'étude de cas de la Suisse prouve que la conditionnalité peut bénéficier à la biodiversité de terres cultivées.

Il reste à souligner que la conditionnalité, telle que prévue par la PAC, est une contrepartie au maintien des primes (le montant de la prime n'étant pas lié au service rendu à l'environnement). L'intégration de la protection de la biodiversité et de l'environnement sous forme de conditionnalité des aides du premier pilier peut donc se révéler insuffisante.

Par ailleurs, la stratégie pour la conservation de la biodiversité des terres cultivées est contrainte par l'évolution de la demande des produits agricoles. Cette demande devrait augmenter à l'avenir afin d'alimenter une population croissante dans le monde et de réaliser une production d'énergie renouvelable. Satisfaire ces demandes sans endommager irréversiblement nos ressources naturelles sera un défi important des prochaines décennies (Tilman et al., 2002). Réconcilier l'intensification de la production agricole avec la protection de la biodiversité de terres cultivées exigera la gestion des paysages agricoles. Il y a deux stratégies opposées. La plupart des MAE de l'UE, tout comme l'approche de la conditionnalité en Suisse, ont adopté une stratégie de conservation intégrée de la biodiversité qui prévoit de réduire l'intensité de la production sur au moins une partie des exploitations agricoles pour faciliter la survie des espèces sauvages de terres cultivées. Cette stratégie est contestée (Balmford et al., 2005; Green et al., 2005) et ces auteurs proposent une approche alternative : la ségrégation qui propose une intensité et une productivité plus élevées des exploitations agricoles qui devraient permettre la production du même montant de produits agricoles sur une plus petite surface, libérant, de ce fait, des terres pour la conservation de la biodiversité.

#### **4.4.2. L'amélioration de la mesure de la biodiversité et de sa valeur**

La présentation des études scientifiques qui a été faite (cf. 4.1.) a montré que la reconnaissance, la mesure et la prise en compte de la valeur de la biodiversité sont des conditions essentielles de sa protection. Si incontestablement des marges de progrès existent, certaines pistes peuvent être signalées ici. Une première porte sur les réductions des atteintes à la biodiversité, une seconde sur les conditions de rémunérations des services écosystémiques et des nouvelles activités sur les exploitations agricoles, y compris par une modification des politiques fiscales.

##### **4.4.2.1. L'analyse juridique et économique des atteintes à la biodiversité**

Dans cette section nous analyserons les questions liées à la responsabilité environnementale et à la compensation.

##### **. La responsabilité environnementale**

De nombreuses études juridiques sont consacrées à cette question. Les auteurs analysent les nombreuses **difficultés de l'application des régimes de responsabilité civile** aux dommages écologiques : désignation d'un titulaire de l'action pour les dommages écologiques "purs", évaluation du dommage, preuve du lien de causalité entre les agissements d'une ou d'un groupe de personnes déterminées et les atteintes, régimes d'assurance... Mais les auteurs soulignent également les **avantages d'un régime de responsabilité adapté à l'environnement**, lequel est vu comme une étape essentielle de la politique de l'environnement, tant du point de vue de la réparation des dommages que de leur prévention. Ainsi, la responsabilité environnementale est de nature à renforcer le respect de la réglementation : l'éventualité d'avoir à réparer le dommage écologique peut être une motivation plus

forte que des sanctions pénales souvent aléatoires et peu dissuasives<sup>48</sup> ; en outre, l'action en responsabilité appartenant à la victime, le mécanisme "marche" par principe tout seul, sans intervention de l'administration ; enfin, la responsabilité permet d'imputer le coût des dommages à leur auteur, en application du principe pollueur-payeur. Alors que jusqu'à présent, **l'application très imparfaite du principe pollueur-payeur**, dans le secteur des productions agricoles, par le biais de la fiscalité, notamment dans le domaine de l'eau, est souvent relevée par les auteurs (Doussan, 2002; Gaonac'h, 2002; Van Lang, 2005; Thieffry, 2006).

La directive **2004/35 du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale** a fait l'objet d'études juridiques critiques dans la mesure où elle ne s'analyse pas comme un régime de responsabilité civile, mais comme un régime de police administrative. Toutefois, les auteurs dans leur ensemble relèvent les **progress réalisés**, en particulier dans la mesure où le **dommage à la biodiversité** est explicitement pris en compte, même si seules les zones protégées sont concernées. En revanche, le fait que la directive se fonde sur les atteintes portées aux "fonctions assurées par une ressource naturelle au bénéfice d'une autre ressource naturelle ou du public" pour définir le dommage et ses mesures de réparation ne semble pas avoir été spécialement remarqué par les juristes ; il semble pourtant qu'il s'agit là d'un élément de nature à faciliter l'évaluation et la réparation du dommage.

### . La compensation des dommages à la biodiversité

La compensation des dommages à la biodiversité a déjà été mentionnée à plusieurs reprises dans cette expertise, mais sa mise en œuvre nécessite encore quelques améliorations. C'est pourquoi dans cette section, la compensation est analysée à la fois du point de vue juridique et économique.

#### *L'analyse juridique de la compensation*

Le mécanisme de la compensation désigne ici l'obligation pour le responsable d'un projet qui porte atteinte à l'environnement de compenser cette dégradation par la création et la gestion d'un espace naturel équivalent. Autrement dit, le mécanisme de la compensation intervient avant le dommage à l'environnement. La compensation pourtant connue en droit de l'environnement, n'a pas fait l'objet d'études juridiques approfondies en droit français<sup>49</sup>, sans doute car elle est très rarement mise en œuvre. C'est le cas par exemple dans la réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), où l'intérêt jugé supérieur des activités industrielles ou agricoles autorise des atteintes irréversibles à un environnement qualifié de banal ou ordinaire, sous réserve de mesures compensatoires, ou encore lors des grands projets et aménagements depuis la loi du 10 juillet 1976 (L121-1 C.Env.). Selon la valeur accordée à l'environnement, certains auteurs relèvent que le droit peut réduire sensiblement les atteintes autorisées et ainsi le recours à la compensation. Dans le cadre de la Directive "Habitats", le déclassement d'une zone est possible pour des "raisons impératives d'intérêt public majeur" et pour les habitats et/ou espèces particulièrement menacés, les atteintes ne sont autorisées que pour des considérations liées à la santé humaine, à la sécurité publique ou à des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement. Il est à noter que dans le cadre de Natura 2000, la compensation est effectivement mise en œuvre (Haumont, 2007).

Encore assez frustré en droit français, le mécanisme est plus élaboré dans d'autres pays, en particulier aux Etats-Unis où les Mitigation Banks ont été créées dans le cadre du Clean Water Act de 1972 pour la protection des zones humides. Ces banques de compensation sont des institutions privées ou mixtes, qui rassemblent l'ensemble des offres de crédits (Mitigation Credits) afin de les vendre pour des futurs projets de développement. Selon le même principe et à peu près à la même époque, des Conservation

---

<sup>48</sup> Toutefois, le recours au droit pénal ne devrait pas être négligé comme mécanisme de reconnaissance de la valeur de la biodiversité. A cet égard, des améliorations peuvent être apportées dans la définition des incriminations et des sanctions (par ex. remise en état) et dans les procédures et moyens de contrôle. Voir la proposition de directive relative à la protection de l'environnement par le droit pénal, COM (2007) 51 final du 9 février 2007.

<sup>49</sup> Voir toutefois le colloque *Biodiversité et évolution du droit de la protection de la nature : réflexion prospective*, SFDE, Paris, 22 mai 2008, en particulier Camproux-Duffrenne M.P. et Martin G., "Les Unités de biodiversité, questions de principe et problèmes de mise en œuvre".

Banks ont été créées pour la protection des espèces et de leurs habitats. L'Australie a mis également en place des systèmes équivalents. Par ailleurs, la notion de services des écosystèmes qui tend à se généraliser est susceptible de faire de la compensation un véritable mode de gestion de l'environnement et de la biodiversité dans l'Union européenne. Dans ce cas, des problèmes juridiques très concrets se poseront. La gestion des sites "compensatoires" peut être assurée par la personne, publique ou privée, ayant recours à la compensation ou être déléguée à un tiers par contrat. Les conditions de cette gestion peuvent emprunter plusieurs voies juridiques dont dépendra la pérennité de la protection : servitudes, contrats, réglementation... La propriété des terrains "compensatoires" est également une question qui se pose, ainsi que les modalités de régulation de ce nouveau marché.

### *L'analyse économique de la compensation*

La compensation écologique présente plusieurs avantages. Elle donne une valeur (un prix, voir le débat présenté dans la section 4.1.) à des terres qui n'en avaient pas beaucoup d'un point de vue agricole. Les économies d'échelle incitent, par ailleurs, les sociétés à restaurer les habitats sur des territoires étendus et à vendre les unités de biodiversité associées à ces territoires à plusieurs entreprises ayant des besoins de compensation. Le secteur privé prend la relève du secteur public pour le financement de la préservation de la biodiversité. L'administration garde néanmoins le contrôle de l'aménagement du territoire puisqu'elle décide de l'équivalence entre hectares aménagés et hectares restaurés. Sur ce dernier point, Roach (2006) pose la question de l'équivalence en terme d'habitat et il précise qu'il est d'autant plus important de raisonner en équivalence qu'il est délicat d'évaluer économiquement les dommages. Une question est alors soulevée par Perrings (2007) sur la construction du ratio entre ha aménagés et ha restaurés qui reste, dans les faits, relativement empirique.

La compensation présente également certaines limites. Hallwood (2006) met en évidence les limites et les difficultés à la mise en œuvre de contrats de compensation entre acteurs privés. Il insiste sur :

- des coûts de restauration qui peuvent être prohibitifs pour l'entreprise compensatrice par rapport aux prix de l'unité de biodiversité sur le marché ;
- des pénalités non prévues ou non mises en œuvre<sup>50</sup> ;
- des coûts de transaction très élevés qui peuvent avoir des effets négatifs sur le bien-être social. Ce point est renforcé par Goldman (2007). Il faut donc selon Hallwood simplifier les démarches de manière à réduire ces coûts de transaction pour rendre la compensation plus efficace.

Ces limites sont en partie liées au fait que pour l'entreprise qui aménage, la compensation n'est pas uniquement basée sur un achat d'unités de biodiversité. Il existe trois options pour l'entreprise qui veut aménager un site : la compensation évitée ; la compensation réalisée et la compensation par achat d'unités de biodiversité. La compensation évitée repose sur le fait que l'aménagement est réalisé de telle manière qu'il n'affecte ni l'écosystème, ni les services qu'en retirent les autres acteurs (coût d'aménagement supplémentaire et compensation nulle) ; la compensation réalisée revient pour l'entreprise qui aménage le site à réaliser elle-même les actions de restauration demandées par les pouvoirs publics (coût de restauration supplémentaire et compensation par soi-même) ; enfin la compensation est liée à l'achat d'unités de biodiversité (le coût supplémentaire est mesuré par le prix de marché de l'unité de biodiversité multiplié par le nombre d'unités nécessaires pour réaliser la compensation). L'entreprise avant d'aménager un site devra comparer les coûts de ces diverses alternatives avec les coûts d'aménager ailleurs. Elle choisira alors l'option qui lui est la moins coûteuse.

En France, cette compensation, bien que prévue depuis 1976, n'avait jamais véritablement été mise en œuvre, elle devrait maintenant se développer. En effet, la Caisse des dépôts et consignation (Piermont, 2005, 2006) a récemment créé une filiale – CDC Biodiversité - dont l'objet est de gérer écologiquement des terrains qui génèrent des "unités de biodiversité" destinées à être vendues à des personnes, publiques ou privées, dont les projets portent atteinte à l'environnement. Cette CDC Biodiversité est également une entreprise de service qui doit aussi aider les entreprises à compenser

---

<sup>50</sup> Sans que cela soit toutefois spécifique au mécanisme de la compensation.



elles-mêmes (notion de compensation évitée ou réalisée). La CDC Biodiversité est dotée d'un capital de 15 millions d'euros, sa mission sera justement d'organiser, sur le long terme, le financement et la réalisation des opérations de compensation :

- \* Par exemple, un projet est de restaurer, au bord des rivières, l'habitat naturel du vison d'Europe, un mammifère protégé. Il faut convaincre les propriétaires forestiers de ne pas détruire les terriers, recréer un passage pour les animaux, acheter les parcelles de terrain les plus importantes... Le financement pour réaliser ce projet provient principalement des compensations apportées par une société d'autoroute ;
- \* En Provence, la CDC Biodiversité travaille également sur un projet d'achat de terrains dans la plaine de la Crau, afin de participer à la reconstitution d'une des dernières plaines steppiques de France (les Cossouls), sur laquelle vit une grande population d'outardes canepetières. Sur ce projet précis, le mécanisme serait proche de celui des crédits de CO<sub>2</sub> : la caisse achète des terrains, obtient une validation de l'Etat quant à la conformité de son action de préservation, puis revend ses crédits de biodiversité à des maîtres d'ouvrage (constructeur de rocade, zone portuaire, industriels, distributeurs).

Les agriculteurs sont susceptibles d'être concernés à un double titre par la question de la compensation : comme **débiteurs de l'obligation de compensation** en cas de mise en œuvre de pratiques portant atteinte à la biodiversité, et comme **gestionnaires potentiels des unités de biodiversité**, issues de la compensation de projets industriels ou d'aménagement du territoire. Dans ce cas, la question du paiement du coût des pratiques favorables à la biodiversité peut être facilitée, puisque c'est le porteur du projet soumis à l'obligation de compensation qui devra en financer le coût. Aux Etats-Unis, des entreprises peuvent aujourd'hui acheter des permis d'émission de CO<sub>2</sub> qui sont alloués aux agriculteurs pour renoncer à exploiter des terres à des fins de séquestration de carbone (retrait de 10 ou 15 ans). C'est une option offerte aux entreprises et aux agriculteurs dans le cadre de la compensation carbone (*Farmer's Unions Credit Program*). Ce modèle peut sans doute être extrapolé à une compensation biodiversité dans le cadre de la CDC biodiversité.

#### **4.4.2.2. La prise en compte de nouveaux services écosystémiques et de nouvelles activités**

A l'avenir, la pérennité des exploitations agricoles va dépendre de plus en plus de la pluriactivité, tant par la prise en compte des services que par la prise en compte de nouveaux débouchés pour les productions agricoles tels les agro-carburants. La rémunération des services écosystémiques repose, comme nous l'avons vu, principalement sur des rémunérations sur fonds publics dans le cadre de la multifonctionnalité. Or divers auteurs proposent d'une part la prise en compte de nouveaux services, donc de nouveaux modes de rémunérations, et d'autre part de modifier, pour les pouvoirs publics, les approches en terme de fiscalité. Au-delà de la rémunération des services, certains auteurs étudient la prise en compte de nouvelles activités au sein des exploitations agricoles telles que la production d'outputs à vocation industrielle. L'objectif est dans cette section de présenter les différentes sources possibles pour diversifier les revenus des exploitations agricoles tout en gérant l'environnement en général et la biodiversité en particulier.

#### **. Les paiements pour services**

Comme nous l'avons vu, certaines activités permettent de maintenir une offre de biens publics de biodiversité, i.e. des services écosystémiques. C'est le cas des agriculteurs dans leur activité de maintien du paysage, ce qui revient à préciser la notion de multifonctionnalité. Dans ce cadre, des appels d'offres peuvent être lancés. Des financements privés peuvent également être envisagés si la biodiversité devient un actif comme un autre dans la fonction de production des entreprises et pas seulement des entreprises agricoles. Dans ce cadre, les entreprises seraient donc prêtes à compenser les agriculteurs pour pouvoir continuer à bénéficier de services issus de la biodiversité, à condition que la compensation soit inférieure au coût de la substitution artificielle de ce service pour l'entreprise. On passe donc d'une approche par la valeur à une approche par les coûts. Il s'agit d'une sous-évaluation

de la valeur de la biodiversité, cette valeur étant approchée, par exemple, par les coûts de substitution du service. Cette approche par les coûts permet de mettre en œuvre de nouveaux outils privés additionnels de financement de la conservation de la biodiversité. Au niveau de la littérature, ces paiements directs pour compensation se retrouvent chez Perrings et al. (2007) et également chez Pascual et Perrings (2007). Ils proposent des mécanismes pour assurer la conservation *in-situ* de l'agrobiodiversité. Des paiements directs de compensations peuvent, par exemple, être envisagés lorsqu'un propriétaire retire ses terres de la production pour la conservation (exemple des trames vertes dans le cadre du Grenelle de 2007).

Jusqu'à présent, les agriculteurs sont quasi exclusivement mobilisés pour leur intervention dans des services en termes de maintien ou de recréation de paysages et rémunérés sur fonds publics. Vouloir aller plus loin dans l'étendue de cette rémunération pourrait selon Hackl (2007) passer par des rémunérations additionnelles en provenance de collectivités territoriales locales ou du secteur privé : *"local compensation to supplement UE subsidies"*. Dans ce cadre, certains auteurs proposent par exemple de mettre en place des taxes de séjours dans les hôtels qui bénéficient du service paysage par la présence de touristes. Ainsi Hackl (2007) note que : *"hoteliers are expected to benefit from landscape amenities through higher income while the costs of service provision are borne by agriculture. A local compensation scheme addresses this inequitable misalignment of costs and benefits"*. Ce point est bien connu en économie : le Principe Pollueur Payeur (PPP) permet-il de laisser une place à un Principe Bénéficiaire Payeur (PBP) ? Dans le cas de l'expérience Vittel, l'entreprise compense les agriculteurs pour un service - niveau de nitrate dans l'eau - afin de pouvoir poursuivre son activité de production d'eau minérale pour laquelle le taux de nitrate est inférieur à celui requis pour l'eau du robinet. Il faut donc inciter l'agriculteur à aller au-delà de la réglementation. Le service est donc rétribué selon l'intérêt de l'entreprise puisqu'il dépasse l'objectif fixé par la réglementation. On entre dans un nouveau paradigme, dans lequel on peut envisager que l'agriculteur lui-même devrait rémunérer d'autres acteurs pour le maintien des services que lui-même retire de l'écosystème pour sa production agricole. Ainsi, Bjorklund (1999) pose la question de comment gérer la perte de la *"local ecological insurance"* avec la perte de services écologiques fournis par la biodiversité à l'agriculture suédoise. Hackl (2007) note encore que : *"intangible benefits for resident do not fall into this category, even so it would be economically sensitive from a distributional as well as an efficient point of view to internalize external benefit in non tourist communities too. Further research is needed to investigate whether transaction cost or political restriction may also explain the lack of these compensation schemes in non tourist communities"*. La biodiversité devient alors un élément stratégique au même titre que d'autres variables dans les entreprises et pour la société (comptabilité écosystémique) (voir les travaux de l'Agence Européenne de l'Environnement et ceux de Goldman et al., 2007).

Mais, ces rémunérations pour services écosystémiques mettent en évidence d'autres questions quant à leur mise en œuvre. En particulier sur le rôle des aides publiques à la production agricole qui est controversé. Ainsi, Boody et al. (2005) proposent que plutôt que de supporter la production de biens agricoles, il serait souhaitable que la politique agricole supporte la diversification des exploitations agricoles pour favoriser les services écosystémiques non-marchands. Cela rejoint les travaux de Brunstad et al. (2005) qui montrent que le niveau de production de biens publics par l'agriculture, que ce soit en termes de sécurité alimentaire ou de préservation des terres, serait fortement réduit sans aides directes, donc sans une rémunération de ces services. Par contre, ils démontrent également qu'il n'est pas optimal alors de fournir des aides à la production agricole en tant que telle pour la réalisation de biens publics. Les effets nets restent donc ambigus (importance de la cohérence des politiques publiques).

Dans ce contexte, Perrings et al. 2007 étudient des mesures qui ont par exemple été mises en œuvre au Costa Rica, où la loi reconnaît 4 services écosystémiques : séquestration de gaz à effet de serre, protection de l'eau, conservation de la biodiversité et beauté du paysage. Les fonds pour compenser proviennent de taxes sur l'essence, de la vente de permis d'émissions, de financements par l'industrie et du Global Environmental Facility (organe financier de la Convention sur la Diversité Biologique). Mais ils expliquent également que : *"Many developed countries have adopted some form of green payment in which agricultural support payments are targeted to farmers who adopt environmentally friendly management practices or land uses"*. Perrings et al. (2007) précisent enfin quelles sont les

conditions nécessaires pour avoir un partage efficace des avantages liés à ces services : "1. to clarify the level of excludability and rivalry of such ecosystem services by beneficiaries and providers, 2. of a sufficient demand or willingness to pay for such services by the beneficiaries, 3. to delineate and enforce property rights surrounding land use and ecosystem services, 4. of investment in social capital to foster collective action and cohesion between the providers and beneficiaries of ecosystem services".

Cette section a mis en évidence l'arbitrage qui peut exister entre aménager un site et compenser d'une part, ou ne pas aménager un site et bénéficier d'une rémunération pour le maintien d'un service d'autre part. Cet arbitrage n'est pas simple puisqu'il combine le Principe Pollueur Payeur (en cas de destruction de services) et le Principe Bénéficiaire Payeur (en cas de maintien du service). Cela pourrait sans doute être une piste de recherche pour le futur.

## . Le rôle de la fiscalité

Dans le cadre de la rémunération des services écosystémiques, la révision des politiques de fiscalité est potentiellement intéressante tant du point de vue juridique qu'économique. Les exemples économiques présentés ne portent pas sur la biodiversité mais ouvrent des horizons pour les politiques futures de gestion conjointe de la production agricole et de la biodiversité.

### *L'approche juridique de la fiscalité*

Si plusieurs études juridiques critiquent la sous-utilisation de la fiscalité comme outil de protection de l'environnement (par ex. Caudal, 2001), les auteurs s'accordent pour le considérer comme un outil essentiel d'action publique (London, 1999). Il est d'ailleurs à noter des récentes modifications allant dans le sens préconisé par les auteurs : ainsi de l'exonération des propriétaires de bois et forêts, de la taxe foncière sur les propriétés non bâties (TFPNB), dont la durée est modulée selon les essences forestières plantées (art. 1395 CGI<sup>51</sup>), de l'exonération de la moitié de cette même taxe pour les propriétaires de zones humides, sous réserve d'un engagement de gestion pendant 5 ans (art.1395 D-I CGI), enfin, dans les espaces juridiquement protégés, de l'exonération totale de la TFPNB dans les sites Natura 2000 (art. 1395 E CGI) et dans les zones humides protégées, sous la même réserve (art. 1395-D-II CGI).

### *L'approche économique des changements en terme de politique fiscale*

Pour mettre en œuvre une politique environnementale plus efficace, Henry et al. (2007) ont proposé de revoir la politique fiscale des Etats. Il faut réfléchir à une modification de la politique fiscale avec le passage par exemple à une fiscalité écologique qui se substitue à la fiscalité sur le travail et sur le capital, qui aura des effets sur l'organisation même de la société<sup>52</sup>. Cela modifiera donc les relations entre les individus dans leurs interrelations avec l'environnement en général, et avec la biodiversité en particulier. Une telle fiscalité doit être mise en œuvre sans hausse des taxes pour le consommateur. Il doit donc y avoir une redistribution de ces taxes qui devrait alors conduire à une hausse des prix très faible pour le consommateur tout en incitant les agriculteurs à mieux valoriser la biodiversité, puisque mieux elle sera valorisée et moins les agriculteurs paieront de taxes. D'autres exemples existent selon Brauer et al. (2006) avec des réductions de taxes : *The canadian EcoGift initiative* ("The canadian income tax act was amended to exempt from capital gain tax all donations of ecologically sensitive land").

---

<sup>51</sup> Code général des impôts

<sup>52</sup> Cette politique fiscale peut être accompagnée par une taxe écologique sur les produits importés, taxe qui serait fonction par exemple des émissions de CO<sub>2</sub> qui ont été nécessaires pour qu'ils arrivent jusqu'à sur nos états.

#### Encadré 4.4-1. Réforme fiscale en Suède en 1990

La réforme n'a pas, conformément aux engagements pris, changé la part des prélèvements obligatoires dans le PNB, mais elle a réalisé des transferts permanents entre impôts de types différents pour un montant total égal à 6% du PNB – un transfert significatif d'imposition a été réalisé du travail et de l'entreprise vers la consommation de ressources naturelles.

En ce qui concerne les taxes destinées à modifier le comportement des pollueurs, elles ont pour la plupart été fixées à des niveaux réellement incitatifs, en particulier vis-à-vis des émissions d'oxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), lesquelles sont à l'origine des pluies acides, dévastatrices à l'époque des lacs et forêts de conifères en Scandinavie. Le produit de cette taxe est redistribué aux entreprises qui la paient, en proportion de la quantité d'énergie produite mais évidemment pas de la pollution émise. Ainsi, tout en étant incitative, la taxe ne décourage pas l'activité économique des entreprises - puisque c'est la pollution qui est pénalisée, non l'activité économique - et ne pousse donc pas à la délocalisation. Grâce au pouvoir incitatif de ces taxes écologiques, en dix ans les émissions de SO<sub>2</sub> ont été diminuées de 75%, et les émissions d'oxydes d'azote de 50%.

Cette disposition d'une réforme fiscale budgétairement neutre est une illustration du réalisme de l'ensemble. Elle est susceptible d'application dans des activités de prélèvement de ressources renouvelables ; elle peut aussi être utilisée – cela a été le cas en Suède – pour inciter les agriculteurs à moins utiliser d'intrants artificiels.

Source : Henry et al., 2007

#### *La pluriactivité et la prise en compte de la pluriproduction*

Au-delà de la prise en compte des nouveaux services agricoles, le périmètre de la pluriactivité des exploitations agricoles peut s'élargir avec la prise en compte de la pluriproduction. En effet, avec l'évolution des prix des matières premières (principalement énergétiques), l'activité agricole pourrait demain être associée à une activité de pluriproduction (agricole et industrielle, par exemple les agro-carburants). L'objectif sera de rendre compatible cette activité de pluriproduction avec des activités de gestion de l'environnement. Une telle avancée se fera en général dans un objectif d'amélioration de l'efficacité économique, pourvu que cela ne se fasse pas au détriment de l'efficacité écologique. Il s'agit de multiplier les sources de rémunération pour les agriculteurs (Daily et al., 2003 ; Tableau 4.4-2).

**Tableau 4.4-2.** Part des différentes activités dans le revenu agricole

Commodity	Share of farm plants (%)
Wheat	40
Wool	15
Water filtration	15
Timber	10
Carbon sequestration	7.5
Salinity Control	7.5
Biodiversity	5

Source : Daily et al. (2003)

Multiplier les sources de rémunération pouvant multiplier les sources potentielles de destruction de la biodiversité, il peut être utile de raisonner sur la base de la mise en œuvre d'un bilan biodiversité. Ainsi, un guide édité en septembre prochain par l'association Orée (association qui rassemble une quarantaine d'industriels et de collectivités territoriales sur des questions environnementales) en collaboration avec la Fondation Française pour la Recherche en Biodiversité – ex- Institut Français pour la Biodiversité, IFB - porte sur l'intégration de la biodiversité dans la stratégie des entreprises. Dans ce guide, les auteurs analysent le niveau de dépendance des entreprises par rapport à la biodiversité, ce qui permet de faire émerger des questions quant à l'interdépendance entre entreprises sur des questions de biodiversité<sup>53</sup>.

<sup>53</sup> Pour illustrer ces questions d'interdépendance, prenons le cas d'un pays qui ne serait pas autosuffisant au niveau production alimentaire, il faut alors penser à la manière dont on va calculer le "bilan" biodiversité associé à l'agriculture :

La prise en compte de la pluriproduction, pour la gestion de l'environnement en général et de la biodiversité en particulier, est d'autant plus importante que Perrings et al. (2007) démontrent que le coût d'opportunité de transformer les terres de production alimentaire en terre de production industrielle et plus particulièrement en bioénergie est particulièrement élevé. Dans ce cadre d'arbitrage dans les usages des terres, Kuzma et al. (2006) expliquent comment les nanomatériaux peuvent être mobilisés : *The development of nano-innovations so that the plant varieties are transformed into technology pluri-productions. For example, it would be a question of transforming a production of corn or wheat: the seeds would be used in food and the stem thanks to the use, for example, of nanomaterial could be used to manufacture biofuels. There would not be thus more phenomenon of competition between food production and industrial production but well a pluri-production on the level of the farms.*

#### 4.4.3. Une meilleure connaissance de la biodiversité dans sa relation à l'agriculture

La section précédente et les premiers résultats, développés dans la section 4.3., montrent l'intérêt de mieux connaître la biodiversité pour mieux la mesurer et mieux l'évaluer. En effet, dans la section 4.3., nous avons présenté les premiers résultats scientifiquement validés par les pairs qui montrent des effets modérément positifs pour la biodiversité de terres cultivées. Les grands espoirs concernant la protection des espèces menacées ont été déçus. Environ 50% des études ont trouvé une augmentation globale de la biodiversité qui pourrait être attribuée aux différentes politiques dont l'objectif est de favoriser la biodiversité. Bien que cette augmentation concerne plutôt des espèces généralistes de terres cultivées, c'est là un premier résultat positif. D'autres résultats portent sur le maintien de systèmes de production locaux, tels que les systèmes mélangés d'emblavage ou d'agrosylviculture, qui peuvent potentiellement augmenter la production de biomasse tout en fournissant des bénéfices environnementaux (Kirwan et al., 2007; Palma et al., 2007). Enfin, d'autres auteurs montrent que la gestion de la diversité fonctionnelle et, par exemple, de la pollinisation serait la motivation principale pour la conservation de biodiversité (Duelli & Obrist, 2003). Ces pratiques bénéficieraient donc, la plupart du temps, à la biodiversité dans son ensemble et contribueraient à en arrêter le déclin.

Or nous avons vu que ces diverses évaluations - même si, rappelons-le encore, elles semblent aller dans le bon sens, puisqu'il n'y a pas eu de mesures à effets négatifs pour la biodiversité - ont mis en évidence qu'il est nécessaire d'en relativiser leur portée. Dans la littérature, nous avons alors identifié deux seuils critiques : la durée des contrats par rapport au temps de réponse des systèmes écologiques (cela pose la question de la construction des critères de reconduction des mesures par rapport à la vitesse de réponse des écosystèmes : comment être assuré que le non succès d'une mesure puisse en justifier la non reconduction ?) et par la taille des surfaces sous contrats et leur dispersion (seuil de zonage minimal pour que la mesure soit efficace) (Dupraz et al., 2007; Bontems et al., 2008).

La mise en œuvre de telles politiques repose alors sur la définition d'indicateurs qui prennent en compte ces deux effets de seuils. Certains auteurs proposent de mettre en place des indicateurs au niveau mondial à des fins de comparaison (Yli, 2003). D'autres critiquent cette approche en mettant en avant les différences qui peuvent exister selon les conditions biophysique et pédoclimatiques. Par exemple, Sanz (1999) explique qu'il doit y avoir une reconnaissance des spécificités biophysiques et sociales des différentes régions dans lesquelles on veut mettre en œuvre des politiques publiques et en

---

bilan lié à la production agricole ou bilan lié à la consommation agricole du pays. Dans le premier cas le bilan ne concerne que la production nationale, alors que dans le second le bilan concerne la production nationale et la manière dont sont produites les importations. Le cas de la Suisse est intéressant à étudier ici, en effet, la Suisse est autosuffisante à 60%. Cela lui permet de mettre en œuvre des pratiques avec des objectifs environnementaux et de biodiversité qui correspondent à cet objectif de productions agricoles. Avec un autre objectif de productions, les options de pratiques auraient été différentes tout comme les objectifs environnementaux atteignables. La question qui se pose alors est : comment sont produites les importations ? 1<sup>re</sup> option, le pays importateur a les mêmes exigences environnementales sur ses importations que sur sa production ; 2<sup>e</sup> option, le pays importateur n'a pas les mêmes exigences (par exemple des exigences plus faibles). Selon l'option retenue par le pays importateur sur le mode de production de ses importations, le bilan biodiversité net ne sera pas le même. Il semble que la Suisse ait retenu la 1<sup>re</sup> option.

particulier des mesures agro-environnementales. La question des indicateurs est alors centrale ; les indicateurs sont présentés soit pour construire des objectifs de production et d'environnement qui doivent conduire à l'élaboration de politiques publiques, soit pour évaluer des politiques publiques voire pour construire les politiques publiques en fonction des indicateurs de capacités d'adhésion des agriculteurs (Toma, 2007).

La mise en œuvre de telles politiques ne peut se limiter à une analyse en statique d'indicateurs, elle repose alors sur la mise en place des systèmes d'information permettant le suivi des performances environnementales et agronomiques des pratiques agricoles imposées par tel ou tel cahier des charges. Or cela ne va pas de soi, et peut se révéler coûteux (cf. Encadré 4.4-2). Dans cette perspective, les expériences de nations ou régions étrangères (Bade-Wurtemberg en Allemagne, Pays-Bas, Suisse...) peuvent être mises à profit ; elles montrent que les systèmes d'information facilitent l'évaluation des mesures et l'apprentissage collectif permettant d'accroître l'acceptabilité des mesures par les acteurs et d'améliorer les cahiers des charges des bonnes pratiques préconisées. Un effort significatif portant sur l'information, sa collecte et sa maintenance est donc utile pour la définition des politiques publiques de préservation de la biodiversité, le suivi de leurs effets et leur amélioration.

#### **Encadré 4.4-2. L'information et le suivi**

Les observations sur les éléments constitutifs de la biodiversité (populations, espèces, etc.) sont lacunaires et insuffisamment inscrites dans la durée. Plusieurs facteurs expliquent pourquoi il en est ainsi :

- le coût de collecte de l'information est élevé car la biodiversité est multiple, distribuée spatialement et sa mesure requiert des compétences hautement spécialisées ;
- la collecte est le plus souvent assurée par des "naturalistes" bénévoles motivés par la conservation ou par des utilisateurs (chasseurs, pêcheurs, etc.),
- les mesures des changements et leurs interprétations sont difficiles et sources d'erreurs.

#### **4.4.4. Une meilleure régulation de la relation entre agriculteur et biodiversité**

A la lumière des sections précédentes, il ne suffira pas de mieux connaître la biodiversité pour la gérer, il faudra également connaître les caractéristiques des acteurs dont cette gestion dépend grandement. Il faudra donc étudier la manière dont se créent les réseaux d'acteurs pour qu'ils prennent en compte le plus efficacement possible les informations sur la mesure de la biodiversité et ses valeurs respectives. Cela posera la question de la construction du débat public sur ces questions liées à la gestion de la relation entre agriculture et biodiversité.

##### **4.4.4.1. La construction de réseaux**

Dans le cadre de l'analyse de la relation entre biodiversité et agriculture, on peut identifier des effets de réseaux (partage des coûts ; Cooper, 2003) et des approches conduisant à la définition de masses critiques nécessaires pour qu'une mesure agro-environnementale soit efficace (Scheringer, 2004; Whittingham, 2006; Ylisyla 2003; Bontems et al., 2008). Goldman et al. (2007) présentent un modèle sur la mise en réseau d'agriculteurs (coordination entre agriculteurs) pour la réalisation de trois types de services écologiques (pollinisation, services hydrologiques et séquestration de carbone) sur la base d'incitations volontaires et non de réglementations. Il s'agit de mettre en œuvre des mécanismes incitatifs individuels pour arriver à un objectif collectif, comme c'est le cas dans certains modèles incitatifs dans le cadre de pollutions diffuses. Ainsi, la taxe ambiante avec audit est un outil de gestion collectif de l'environnement. Les agriculteurs ne sont pas taxés en fonction de leur contribution à la pollution, mais en fonction d'un niveau de pollution ambiant, ce qui oblige les agriculteurs à internaliser cette pollution dans leur schéma de maximisation (Franckx, 2005). Par contre en cas d'échec de la mesure, les contrôles sont réalisés de manière aléatoire et doivent conduire à des sanctions crédibles en cas de manquement de la part des agriculteurs. Des travaux récents ont montré

(de manière expérimentale) les conditions nécessaires pour que la mise en œuvre d'une taxe ambiante avec audit aléatoire soit efficace. Ils montrent en particulier l'importance de l'effet de la régulation et des coûts de l'inspection sur la crédibilité de la mesure, et en particulier du contrôle en cas d'objectif collectif non réalisé (Bontems et al., 2008, insistent également sur l'importance de la crédibilité du contrôle dans le contrat). Ce type d'outils pourrait être extrapolé aux objectifs de biodiversité.

Elargir le réseau d'acteurs, au-delà de la sphère agricole, peut se révéler complexe, ainsi Morris (2004) montre que cela peut conduire à des contestations et à des instabilités dans un certain nombre d'écosystèmes. Il existe alors d'autres effets que des effets associés à des productions agricoles dans la négociation (Haynes et al., 2003). La mise en œuvre de ces politiques nécessite d'entamer une réflexion sur la notion de coopération (Heinz, 2002 ; de coordination pour Larrère, 2004) et sur la construction de réseaux d'acteurs divers (Lockie, 2006; Scheringer, 2004; Burgess, 2000). Dans ce cadre, Weber et Christophersen (2001) et O'Riordan (2002) ont montré quelles ont été les difficultés de la mise en œuvre des réseaux Natura 2000 en particulier sur les enjeux en termes de continuité spatiale et des conflits d'acteurs qu'elles ont engendrées. Ces conflits d'usages sont d'autant plus complexes à étudier que, comme le rappellent Anton et al. (2007), ils concernent également des enjeux liés à l'extension de l'urbanisation et donc à des questions d'aménagement du territoire. Le raisonnement se situe à une autre échelle, l'échelle de l'écosystème dans son ensemble. Muller (2002) ajoute une difficulté à la tâche : certaines mesures peuvent avoir des effets conflictuels sur différentes espèces ou communautés protégées par les directives "Oiseaux" et "Habitats".

Dans ce cadre de négociations multi-acteurs au niveau territorial, Berger (2001) montre que l'utilisation des modèles multi-agents peut être importante pour comprendre et aider à la diffusion des innovations et des changements d'usage des ressources. Ces modèles multi-agents sont utilisés à l'INRA par M. Etienne et ont donné lieu à plusieurs publications référencées et à plusieurs thèses, dont la thèse de Harold Levrel (2006), dans laquelle il montre comment ces outils de médiation permettent de créer de nouveaux indicateurs de performance : économique, écologique et sociétale. Jackson et al. (2007) vont encore plus loin dans la prise en compte des interactions entre acteurs, puisqu'ils montrent que des partenariats entre agriculteurs, chercheurs et les autres acteurs intervenant sur un écosystème sont nécessaires pour évaluer les services écologiques et évaluer les divers scénarios d'évolution de la biodiversité dans sa relation avec l'agriculture. Ils expliquent que cela est d'autant plus nécessaire pour comprendre comment conserver la biodiversité dans des mosaïques spatiales qui correspondent à des mixités de types d'usage des terres ; c'est par exemple le cas lorsque l'on veut mettre en œuvre des modèles de "sélection participative". Il s'agit d'éviter les irréversibilités. Dans ce cadre d'analyse, les risques d'irréversibilité liés à l'absence de prise de décision et à ses coûts potentiels tant pour l'exploitant agricole que pour la société, conduisent des auteurs, tel Westhoek (2006), à essayer de les intégrer pour éviter de ne pas aller assez vite dans les changements. Tel est également, à l'origine, l'objectif du "rapport Stern" sur la biodiversité (*The economics of ecosystems and biodiversity an interim report*, Sukhdev, 2008) : identifier les coûts futurs de ne pas faire aujourd'hui.

#### **4.4.4.2. Les différentes conceptions du débat public**

Si beaucoup d'institutions et d'acteurs en appellent au débat pour discuter des choix à faire en matière d'environnement et d'aménagement, un grand flou entoure les notions de participation du public et de concertation. On retrouve ce flou sur ce que doit être un débat public à différents niveaux : du plus global par exemple pour les OGM, à des niveaux plus locaux lorsqu'il s'agit de faire travailler ensemble des usagers et des gestionnaires de l'environnement. Barthe (2005), en s'appuyant en particulier sur les travaux de Callon et al. (2001), distingue deux grandes conceptions du débat public :

- **Le débat public comme outil pédagogique.** Il s'agit ici d'informer et d'expliquer une vérité considérée comme connue. Les justifications qui accompagnent la mise en œuvre de tels débats se réfèrent aux notions d'information, de vulgarisation, de communication. Il s'agit de convaincre en expliquant.

- **Le débat public comme moyen d'élaborer une solution.** Il ne s'agit plus ici de diffuser une technique, un cahier des charges, mais de mettre à plat et de confronter les différents points de vue,

intérêts et contraintes des différents acteurs. Le débat est un outil d'exploration de différents scénarios pour articuler les logiques des parties prenantes.

Barthe (2005) considère que le premier type de débat crée souvent des désillusions pour les groupes concernés par un projet technique, comme le sont les agriculteurs à qui on demande de modifier leurs pratiques pour la biodiversité. Le dialogue n'intervient souvent que lorsque tout est déjà bien ficelé. A partir de présentations centrées sur le travail d'experts, la discussion se limite souvent à un jeu de questions et de réponses. Il n'y a plus grand-chose à discuter et encore moins d'alternatives à imaginer. En s'appuyant sur des exemples très globaux comme les OGM et l'enfouissement des déchets nucléaires, Barthe fait le constat que les responsables politiques considèrent toujours le débat comme un outil pédagogique et qu'ils restent sourds à une conception alternative de la discussion des choix technologiques. Il en conclut que dans ces conditions le débat public risque de produire davantage de conflits qu'il ne permettra d'en résoudre.

### **. Dynamiques collectives et concertations locales**

Les dynamiques collectives d'insertion de la biodiversité dans les systèmes de production renvoient en particulier au niveau local. Les scènes sont celles de groupes et de réseaux d'acteurs qui se constituent progressivement pour mettre en œuvre une politique publique et/ou pour gérer en commun un bien environnemental. Nous présentons un exemple à partir duquel il est possible de discuter de la valeur productive et des limites de la concertation : la protection de l'outarde canepetière en plaine céréalière intensive (Bretagnolle, 2004, 2006; Bretagnolle & Houte, 2005).

#### **Encadré 4.4-3. La protection de l'outarde canepetière en plaine céréalière intensive**

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un programme de recherche sur le maintien de surfaces pérennes de prairie en plaine céréalière de façon à assurer la protection de la biodiversité, en particulier d'un oiseau en danger, l'outarde canepetière. Les prairies assurent des ressources alimentaires indispensables à l'outarde. Un des objectifs de ce projet de recherche a été d'évaluer comment les mesures agro-environnementales permettent d'augmenter les superficies en prairies tout en optimisant leur distribution et leur conduite culturale. Il s'agissait en particulier d'évaluer la réceptivité des agriculteurs à l'idée de conserver une partie de l'exploitation en surface pérenne, et de tester divers moyens de mise en pratique, comme les jachères PAC et les CTE/CAD. A également été évaluée la vision des agriculteurs sur ces milieux et plus généralement, sur les enjeux de biodiversité.

Les principaux résultats de ces enquêtes auprès des agriculteurs montrent que ceux-ci s'engagent dans des contrats agro-environnementaux pour des raisons à la fois environnementales (sensibilité au fait que l'outarde est une espèce de plus en plus rare) et économiques (augmenter le revenu). Les agriculteurs sont souvent satisfaits d'avoir pris cet engagement, et ils estiment que la publicité faite autour de ces mesures est insuffisante, ce qui selon eux explique pourquoi ces contrats sont dans l'ensemble souscrits par peu d'agriculteurs et sur des surfaces modestes. Nous sommes ici dans une situation où les mesures agro-environnementales présentent globalement des cahiers des charges adaptés et efficaces, où les agriculteurs sont motivés pour y souscrire, et ces mesures bénéficient du soutien de la profession agricole.

Cependant le dispositif est à l'échelle de l'exploitation, il n'y a pas ou il y a peu d'animation territoriale. Celle-ci a été principalement le fait du CNRS de Chizé engagé dans le programme de recherche et de la LPO (Ligue de Protection des Oiseaux) sur leurs fonds propres. Ils ont réussi à intéresser des agriculteurs, des représentants de la profession agricole, des habitants, ainsi que d'autres chercheurs à leur projet. Ils ont aussi cherché à adapter leur projet aux logiques et contraintes des agriculteurs. Une enquête s'est en particulier intéressée aux points de vue des agriculteurs sur la faisabilité de contrats collectifs associant plusieurs exploitations. Au final, un petit réseau se crée progressivement autour de l'outarde et du CNRS de Chizé. Mais les moyens d'animation, de communication, de mise en réseau d'acteurs font cruellement défaut. Avec l'instabilité des politiques en faveur de l'environnement (le CTE, puis le CAD ont été abrogés), c'est le principal frein à la mise en œuvre des contrats, et les surfaces contractualisées restent faibles (environ 1500 ha dans le centre-ouest en 2005).

L'encadré 4.4-3 illustre que des mesures agro-environnementales adaptées et l'existence d'une sensibilité des agriculteurs ne suffisent pas pour assurer l'insertion dans l'agriculture de préoccupations liées à la biodiversité : il faut aussi des démarches d'animation collective. Animation



certes pour faire connaître, mais aussi animation qui ne peut pas se réduire à une approche descendante et diffusionniste. Elle est plus à envisager comme la constitution progressive d'un réseau, dans lequel les termes du problème, comme ses solutions, ne sont pas figées mais évoluent au fur et à mesure de la production de connaissances nouvelles et de l'arrivée de nouveaux acteurs.

L'expérience du réseau Natura 2000 en France (implication croissante des collectivités territoriales et reconnaissance de l'impact positif de cette implication) suggère que la territorialisation de la gouvernance permet de faciliter l'appropriation des enjeux par les acteurs et, par suite, leur adhésion ; elle permet aussi, en application du principe de subsidiarité, d'accroître la cohérence entre objectifs et moyens d'action.

#### **4.4.5. Des mesures d'accompagnement : des innovations**

Les propositions présentées dans les sections précédentes permettent d'améliorer l'efficacité des politiques publiques. Cette efficacité peut encore être améliorée par l'innovation, tant au niveau des systèmes de production agricole que dans les intrants nécessaires à cette production.

##### **4.4.5.1. Les systèmes agricoles innovants**

Les travaux sur les systèmes agricoles innovants (SAI) portent principalement sur les innovations dans les systèmes de production agricole (Meynard, 2006). Même si cette idée n'est pas nouvelle, sa mobilisation pour gérer des questions liées à la biodiversité peut être intéressante. L'idée supportée ici, est que le modèle agricole hérité de la période de modernisation d'après guerre, ne répond plus que partiellement aux rôles assignés à l'agriculture, notamment en matière de respect de l'environnement. Dans ce cadre, l'agriculture française doit donc "innover et réinventer ses manières de produire, d'organiser la production et de gérer les espaces agricoles". Trois axes d'innovations complémentaires sont proposés par Meynard (2006) : accentuer la prise en compte de l'environnement dans la stratégie des exploitations agricoles ; créer des capacités pour les agriculteurs pour adapter au cas par cas les systèmes agricoles aux demandes des filières ; enfin, innover dans la prise en compte de l'évolution du métier d'agriculteur, en particulier du fait d'une pluriactivité de plus en plus forte. Dans ce contexte, des politiques environnementales plus exigeantes peuvent, par exemple, stimuler les recherches sur les systèmes de production pour éliminer les sources de "gaspillage" et réduire de manière drastique les utilisations d'intrants de façon à compenser les coûts liés à l'application de techniques propres. C'est donc potentiellement une démarche "gagnant-gagnant", où la pollution et les coûts de production peuvent être réduits en même temps<sup>54</sup>. Une meilleure performance environnementale peut se traduire par une amélioration de la performance économique, grâce à un accroissement des revenus (accès à des marchés plus rémunérateurs...) ou à une réduction des coûts (économies d'intrants...). C'est l'hypothèse de Porter. Dans ce contexte, l'efficacité économique n'est pas nécessairement synonyme d'efficacité agronomique au sens ancien, i.e. on peut avoir une réduction de la production agricole avec une amélioration du revenu pour l'agriculteur. On peut donc s'approcher de l'objectif écologique en ne s'éloignant pas trop de l'objectif de production agricole.

L'approche par les "systèmes agricoles innovants" n'est pas toujours gagnant-gagnant. Pour que les agriculteurs les adoptent, il faut soit les indemniser de manière transitoire ou définitive, soit inciter les firmes productrices d'intrants à innover. En effet, les SAI peuvent être renforcés si des investissements en R&D sont réalisés dans l'industrie des intrants (semences, pesticides...) dans un objectif de rendre ces systèmes agricoles innovants encore plus efficaces.

<sup>54</sup> Quelques travaux testent l'hypothèse d'une relation positive entre le stock de biodiversité et le niveau optimal de production de céréales. Omer et al. (2007) testent leur modèle sur 230 exploitations agricoles de l'est de l'Angleterre. Ils montrent qu'un accroissement de 1% de la biodiversité conduit à un accroissement de 0,26% de la production agricole. Même s'il existe des controverses, une solution "win-win" peut donc émerger, sa mise en œuvre n'aurait pas besoin d'être compensée. Dans ce cadre, l'agrobiodiversité sert de capital pour supporter une agriculture soutenable i) en produisant plus et de meilleure qualité face à la croissance de la population, ii) en protégeant les ressources naturelles dont l'agriculture dépend et iii) en améliorant le bien-être de l'agriculture et de la société dans son ensemble.

#### 4.4.5.2. Les innovations d'intrants

Dans la section précédente, nous avons vu que la mise en œuvre d'un SAI, pour être efficace tant économiquement qu'écologiquement, peut dépendre de la réalisation d'investissements en R&D dans l'industrie des intrants. Nous avons vu que le futur de l'agriculture pourra être de gérer la pluriactivité (combinaison des productions agroalimentaires et industrielles et des services) avec les risques d'extension des zones agricoles et de l'intensification au détriment de la biodiversité. La question des substitutions d'intrants dans les systèmes de production (redesign de l'agriculture pour quel volume de production) devient ainsi incontournable. Cela pose alors la question de l'incitation des innovateurs à réaliser des innovations qui vont dans le sens d'une meilleure prise en compte de la biodiversité, même s'il existe peu de choses sur le sujet dans la littérature.

Les investissements pour financer les activités de R&D pour réaliser une innovation dépendront de la taille du marché anticipé pour cette innovation (niche, national, mondial) et éventuellement des fonds publics (en anglais, nous dirions "public or private for non profit organisation") qui pourraient être alloués à ces recherches dans le cas où le marché est trop faible pour financer l'investissement alors que les conséquences sociales sont considérées comme importantes (Trommetter, 2007). La taille du marché potentiel et les fonds publics éventuels définiront le montant potentiel des investissements en R&D qui définiront alors les technologies qui seront mobilisables pour réaliser les innovations. Par exemple, le coût et le timing d'utilisation des biotechnologies dans le domaine agricole ne seront pas les mêmes selon que l'on s'intéressera aux technologies de sélection assistée par marqueurs moléculaires dans le cadre d'un schéma de sélection classique, ou par exemple à la mise au point d'un OGM (20-300 millions de US\$).

Les incitations à innover sont pour partie de la responsabilité des pouvoirs publics qui en incitant financièrement de telles recherches (politique de recherche, appel d'offre, crédit d'impôt recherche...) et en rendant plus chère l'utilisation de certaines ressources de façon à en limiter l'usage par l'agriculteur (taxes, interdictions...) favorisera le progrès technique induit. Si l'on étudie les secteurs des pesticides et des semences, on se rend compte que :

- Dans le secteur des pesticides, s'il n'y a plus de molécules chimiques nouvelles, ou si celles-ci sont interdites, il faudra trouver des alternatives. Cela peut passer par des régulations biologiques (lutte intégrée ou agriculture biologique) ou par l'utilisation d'innovations alternatives comme les OGM. Une autre option est la mobilisation de systèmes de production (SAI) qui ne doivent pas être perçus comme un retour en arrière, mais comme de véritables innovations : en incitant à l'adoption des innovations de pratiques, par exemple les innovations de pratiques dans la gestion des jachères ; la mobilisation des biopesticides...

- Dans le secteur des semences, deux défis majeurs émergent : d'une part proposer des semences qui permettent de réduire l'impact de l'activité agricole sur la biodiversité et des semences permettant de mieux mobiliser les services que l'on peut tirer de la biodiversité pour la production agricole (rappelons qu'une des limites à la conversion à l'agriculture biologique est une question d'accès à des variétés végétales économiquement efficaces et écologiquement adaptées, 4.3.4.3.) et d'autre part, face aux défis liés à l'arbitrage dans l'usage des terres entre production alimentaire et agro-carburants, de favoriser des recherches sur la pluriproduction des plantes, i.e. de permettre à une semence d'engendrer à la fois des outputs alimentaires et agrocarburants sur une même parcelle et dans une même plante.

Avant même d'envisager la mise en œuvre de mécanismes incitatifs à la mise sur le marché d'intrants innovants, il convient de s'assurer que la réglementation applicable ne leur oppose pas d'obstacles. *Cela nécessite, au niveau juridique, de définir les conditions de mise sur le marché qui peuvent dans certains cas être liées à la définition de risques acceptables.* Ce point peut être illustré par les exemples des produits phytopharmaceutiques et des semences :

- Une problématique majeure liée aux produits phytopharmaceutiques est celle du "risque acceptable" (cf. 4.1.1.2.), lequel requiert des procédures de décision et d'évaluation transparentes et démocratiques, et la détermination de critères d'acceptabilité des risques qui tiennent compte,

notamment, de la valeur de la biodiversité. Ainsi, par exemple, les incitations à innover dans les biopesticides dépendront de leurs conditions de certification par rapport aux pesticides chimiques.

- Le marché des semences, comme celui des pesticides, est strictement réglementé. Le principe est que toutes les espèces de semences sont commercialisables, sauf disposition spécifique contraire<sup>55</sup>. Toutefois, le droit français applicable aux semences distingue les espèces réglementées, dont la commercialisation est subordonnée à l'inscription de variétés au "Catalogue" - c'est-à-dire le Catalogue officiel des espèces et variétés - et les espèces non réglementées, non soumises à cette obligation. L'inscription au Catalogue s'analyse comme une véritable autorisation administrative de mise sur le marché, dont la compétence relève du ministère chargé de l'agriculture. Cette procédure concerne toutes les variétés d'une majorité d'espèces cultivées, comme pour l'espèce "tomate" par exemple. On observe d'ailleurs un accroissement du nombre d'espèces réglementées puisque en 1933, seules les variétés de blé devaient être inscrites au Catalogue, contre 58 espèces de grandes cultures et 47 espèces potagères aujourd'hui. Il y a donc incontestablement une extension du champ d'application de la réglementation des espèces (Shabman, 2007)<sup>56</sup>. Or la procédure d'inscription, comme celles concernant les produits phytopharmaceutiques et les fertilisants, répond à des critères fixés selon les objectifs d'une agriculture conventionnelle ou à tout le moins d'une agriculture n'intégrant pas la protection de la diversité biologique comme un élément du processus de production. Ainsi, l'évaluation de la semence porte notamment sur sa "supériorité" par rapport aux produits déjà sur le marché, en termes de valeur agronomique et technique, tels que rendement, résistance aux maladies, à la sécheresse... (Hermitte & David, 2000). En revanche, l'éventualité d'une amélioration de la biodiversité ou l'exercice de "services écologiques" ne sont pas des critères faisant l'objet d'une évaluation. En ce qui concerne les OGM, le droit français, conformément au droit communautaire, comporte un dispositif réglementaire, ayant pour objet de contrôler la production et la dissémination volontaire d'OGM végétaux et animaux, qui s'insère dans la police spéciale des installations classées pour la protection de l'environnement codifiée à L 531-1 et s. et complétée par une quinzaine de décrets et d'arrêtés d'application. Le contrôle administratif de la création et l'utilisation d'OGM est donc encadré par des techniques juridiques classiques, telles que des procédures d'autorisation, d'agrément, et des sanctions administratives et pénales. Il faut ajouter que ce corpus juridique est complété par des règles en matière de droit à l'information des consommateurs (étiquetage), de droit du travail (protection des travailleurs contre les risques biotechnologiques), de droit d'auteur (propriété intellectuelle), ou encore de droit rural (semences, alimentation animale).

Par ailleurs, la mise en place d'une politique d'incitation à la R&D dans le secteur des intrants agricoles *nécessite de définir et d'associer au niveau socio-économique les acteurs impliqués dans la recherche*. Dollacker (2006) explique que dans la construction de politique publique, il ne faut pas oublier les industriels qui ont des compétences et des connaissances qui peuvent permettre d'avoir une meilleure intégration de la biodiversité dans la production agricole. Ainsi, les entreprises semencières et agro-chimiques peuvent être impliquées dans la démarche. Dollacker (2007) présente trois exemples de développement de recherche au Royaume-Uni par Bayer Crop Science dans les semences et les intrants pour préserver un niveau de production et la biodiversité. De nouvelles technologies peuvent d'ailleurs être mobilisées puisque Kuzma et VerHage (2006) présentent une étude sur les nanotechnologies dans laquelle ils montrent qu'aujourd'hui celles-ci sont principalement développées dans le domaine de l'industrie agroalimentaire mais qu'il est probable que des développements au niveau de l'exploitation agricole soient réalisés. Cela répondrait à la question de la substitution entre usage alimentaire et industriel des productions agricoles que certains auteurs essaient d'optimiser en

---

<sup>55</sup> Il n'existe aujourd'hui que des interdictions de certaines variétés, comme par exemple le chanvre utilisé pour la fabrication du cannabis.

<sup>56</sup> Il est à noter que cette analyse du droit n'est pas partagée par les producteurs de semences, qui revendiquent au contraire une "valorisation" de l'environnement à travers les critères de sélection et de certification des semences. Les critères techniques de résistance aux maladies ou aux insectes par exemple sont présentés comme permettant de réduire les traitements phytosanitaires ; de même l'efficacité de l'absorption de l'azote permet de réduire la fertilisation azotée, l'enherbement (surface occupée au sol) diminue la présence de mauvaises herbes et donc l'usage d'herbicides. Les plantes génétiquement modifiées pour résister aux maladies, comme le maïs Bt, sont également présentées comme permettant de réduire les impacts environnementaux (source : site du Gnis).

prenant en compte à la fois les contraintes que peuvent avoir les différents acteurs (stakeholders) et les négociations entre eux.

Enfin, la prise en compte de la relation entre agriculteurs et entreprises offreuses d'intrants ne doit pas être sous-estimée, et nécessite une réflexion pluridisciplinaire. Avec l'évolution des réglementations et des conflits de droits qui peuvent intervenir dans le cas de production de semences (Trommetter, 2008), les agriculteurs pourraient se retrouver dans des situations où ils n'achèteraient plus des intrants mais où ils achèteraient soit des droits d'usages de ces intrants, soit des services liés à l'utilisation de ces intrants - par exemple, des choix dans un menu de niveaux de production agricole, de niveau de perte de production par des attaques de pathogènes... (Trommetter, 2007, 2008). Certains auteurs montrent en effet que lorsque c'est possible, le passage d'une économie de biens à une économie de services est l'option la plus efficace pour traiter des questions environnementales (Bourg et al., 2005). Ces approches, basées sur le concept "d'économie de la fonctionnalité" restent aujourd'hui controversées. Au niveau de l'acceptabilité par les agriculteurs de telles mesures, des réflexions doivent être engagées puisque l'agriculteur pourrait alors se sentir dépossédé d'une part dans ses choix d'intrants et d'autre part dans ses choix de production.

En résumé, l'intérêt d'innover repose donc sur la taille du marché potentiel pour ces innovations qui dépendra de la capacité d'adoption des innovations par les agriculteurs, qui dépendra des incitations que peut leur envoyer l'Etat, mais également de la perception qu'ils ont de leur métier par rapport à l'environnement dont la biodiversité, et aux préférences des consommateurs (Hazell et al., dès 2000, insistent sur ce point). Les agriculteurs doivent conserver une demande et ne pas se sentir dépendants des firmes agro-chimiques dans leurs choix des intrants (passage d'une économie de biens à une économie de service). Cela nécessite de réaliser, par exemple, des innovations institutionnelles. Gurr et al. (2003) expliquent les différents bénéfices de court terme et de long terme (soutenabilité du système de production agricole, bénéfices sociétaux dont la préservation de la faune et de la flore) qui peuvent être tirés d'une modification de pratiques utilisant, par exemple, moins de pesticides. Or dans ces travaux, les auteurs ne prennent pas suffisamment en compte les coûts de court terme de l'adoption de nouveaux systèmes de production (dont les coûts de transaction) qui peuvent alors se révéler négatifs pour l'adoption de ces systèmes (la demande d'innovation diminue), donc pour les incitations à innover (l'offre diminue).

#### **4.4.6. Des changements sociétaux**

Même si cette approche peut paraître par certains côtés utopiste, elle repose sur une littérature que nous ne pouvons ignorer. Les travaux montrent qu'une gouvernance territoriale peut être favorisée par une modification du système social : ainsi aujourd'hui le système alimentaire induit d'une part du gaspillage (produits agricoles jetés) et d'autre part des coûts associés à des dépenses d'énergies et de transport. Un objectif peut être de réduire ces deux effets. Pour y arriver, on peut citer des expériences réalisées aux USA (les pratiques agro-écologiques en Californie). Dans ces expériences, des auteurs comme Feagan (2007) montrent qu'il est possible de produire moins en ayant des revenus équivalents et sans augmenter les prix. Il s'agit de relocaliser les systèmes alimentaires avec une production et une consommation saisonnalisées.

Ces initiatives sont à rapprocher des politiques de certification ou Natura 2000, sachant qu'un modèle français basé sur la saisonnalité de la production et de la consommation est celui des AMAP, mais dont les objectifs sont aujourd'hui ailleurs, les prix de la production dans le cadre des AMAP étant plutôt plus élevés que les prix associés à d'autres modes de production. Quoiqu'il en soit, il s'agit de modifier la demande pour qu'elle s'adapte à l'offre (Feagan, 2007).

Ces changements pourraient, par exemple, conduire à une réduction des circuits de commercialisation des produits, ce qui devrait conduire au final à des coûts qui ne seront pas nécessairement plus élevés pour le consommateur (ce qui n'est pas le cas des AMAP en France aujourd'hui) et à des revenus plus élevés pour les agriculteurs (extrapolation des modèles de l'agroécologie de Californie). Gilg (1997)

s'interrogeait d'ailleurs sur la manière dont des évolutions de la demande alimentaire pouvaient se substituer aux aides publiques.

Même si ces travaux restent controversés, cela conduit à prendre en compte de nouvelles questions sur les évolutions de la demande et de la traçabilité de la demande. Certains auteurs proposent de nouvelles politiques de marketing, par exemple de Snoo (1999), principalement des politiques d'écolabellisation. D'ailleurs, Matthews et Selman (2005) conceptualisent les "*cultural landscape*" comme des "*socio-ecological systems*" dans lesquels l'objectif est d'avoir une approche en termes de viabilité. En conclusion de cette section très prospective, s'appuyant sur des travaux référencés, on peut dire que ces travaux seront moins utopiques (d'autant plus opérationnels), s'ils sont associés, par exemple, à des réflexions sur des changements de politiques publiques, par exemple au niveau fiscal.

#### 4.4.7. Synthèse conclusive

Dans cette section 4.4., ont été analysés les éléments intervenant dans la construction et la mise en œuvre des politiques publiques afin de mieux prendre en compte les synergies entre agriculture et biodiversité. De l'analyse des politiques actuellement mises en œuvre en faveur de la biodiversité, on retiendra d'abord que leurs effets sont mitigés. Ceci tient à plusieurs facteurs, dont les limites des instruments.

1. Le **bilan des actions passées est mitigé**, tant pour le premier pilier de la PAC et les aides couplées que pour le second pilier. Nous avons vu que chaque instrument a des avantages et des limites par rapport aux objectifs d'efficacité économique, écologique et sociale. Dans cette conclusion, nous allons reprendre les éléments qui nous paraissent les plus importants pour des analyses futures. **Au niveau écologique**, nous avons vu que même si les évaluations des divers instruments montrent que ceux-ci vont plutôt dans "le bon sens" (avec au pire une absence d'effet de la mesure), certains points ont montré leurs limites : la question des indicateurs et des mesures est une priorité ; en effet, la plupart des évaluations portent sur un nombre limité d'espèces et les choix méthodologiques ne sont pas toujours justifiés. Parallèlement nous avons vu que certaines variables ont pu être oubliées lors de l'évaluation : ainsi, la prise en compte d'un seuil temporel minimal avant d'évaluer une mesure ; ce seuil doit rendre compatible l'évaluation avec le temps de réaction des écosystèmes. **Au niveau socio-économique** nous avons retrouvé des avantages et des limites qui ont un périmètre de validité plus large que celui lié à la relation entre agriculture et biodiversité. Ainsi, la prise en compte des coûts de transaction paraît incontournable du fait de leur présence à des degrés divers dans l'ensemble des instruments et du fait qu'ils ont tendance à croître (cf., par exemple, la conditionnalité des aides). La gestion de la biodiversité dépasse le monde agricole mais ne peut pas se faire sans lui. Cela nécessite de mettre en cohérence les objectifs des divers acteurs, c'est par exemple le cas des projets Natura 2000. Enfin, l'existence d'une incertitude sur la continuité dans la succession des politiques est un facteur limitant pour l'adoption de certains instruments par les agriculteurs (nous avons vu par exemple que la conversion à l'agriculture biologique n'a pas toujours été simple, surtout lors du passage des CTE aux CAD). **Au niveau de la compatibilité entre les différents niveaux d'efficacité**, nous avons mis en évidence certains risques : les objectifs en termes d'efficacité peuvent être eux-mêmes contradictoires. Par exemple, une meilleure efficacité de la gestion des fonds publics pourrait conduire à recommander des aides différenciées et la mise en œuvre de mécanismes d'enchères qui ne prendront pas nécessairement en compte le critère de positionnement spatial de la mesure qui peut être nécessaire à son efficacité écologique.
2. Certaines de ces limites sont en partie liées au fait que les **valeurs** (intrinsèque, instrumentale, monétaire ou non) **de la biodiversité ne sont pas actuellement suffisamment reconnues - car insuffisamment connues -**, par le corps social dont les agriculteurs, les acteurs économiques et les instruments de politiques publiques. Il existe donc un décalage entre (i) les études scientifiques et le discours politique qui reconnaissent que les atteintes à la biodiversité existent, qu'elles

menacent la survie même de l'humanité et qu'elles sont le fait en grande part d'activités humaines et (ii) les actions concrètes mises en œuvre pour assurer la protection de la biodiversité.

De cette analyse, on se risquera ici à proposer des voies d'amélioration, fondées sur l'analyse de la littérature scientifique :

3. La **cohérence des politiques publiques** apparaît comme un préalable à la réussite de tout instrument de politique publique (il ne servirait à rien de verser une aide pour le maintien de la biodiversité, voire d'augmenter cette aide, si "en face" l'agriculteur fait le choix d'une autre politique de soutien, donc d'une autre pratique, parce que plus avantageux) ; les méthodes d'évaluation des mesures pourront être développées lorsque l'on aura défini des objectifs en termes de productions agricoles et de protection de la biodiversité ; dans ce contexte, la question de la durée dans le temps des dispositifs et celle de leur mise en œuvre aux bonnes échelles spatiales ressortent clairement de l'analyse de la littérature. La question du **financement des divers instruments** est également posée, ce qui peut amener des réflexions sur la question de la responsabilité et de la compensation, et également de la rémunération des services écosystémiques. On passe d'une approche purement publique du financement pour la réalisation d'un bien public à un financement mixte public/privé qui est associé à des usages locaux des écosystèmes par les divers acteurs.
4. Pour gérer la biodiversité, il paraît nécessaire de mobiliser l'ensemble des acteurs et de **construire des modèles de gouvernance locale et territoriale**. Les échelles territoriales pertinentes devraient se construire en fonction des échelles spatiales et des niveaux d'organisation dégagés dans les trois chapitres précédents de l'expertise (les informations dans ce domaine restant cependant trop rares). Il reste évidemment que ces procédures de construction de formes de gouvernance territoriale environnementale sont source, tout au moins dans les phases de démarrage, de coûts financiers et humains qui peuvent être très importants (l'ampleur des coûts de construction et d'animation des OLAE a été un des motifs invoqués pour leur abandon). Mais il reste à évaluer si ces coûts de transaction sont réellement trop importants sur la durée face à d'autres méthodes de gouvernance, et si leurs retombées en termes de dynamique d'adhésion aux politiques publiques et de mise en cohérence entre objectifs et action ne les justifient pas.
5. Enfin, les travaux analysés ont principalement portés sur la réduction des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. Pour les travaux portant sur les approches cherchant à **associer objectifs de production et objectifs de biodiversité** dans les espaces agricoles, nous avons vu qu'il peut exister un arbitrage entre production agricole et biodiversité (chapitre 3). La mobilisation de la recherche tant publique que privée peut alors permettre de renforcer l'intérêt économique et écologique des interactions entre production agricole et biodiversité par le développement d'innovations tant de semences que d'intrants pour parvenir à une solution gagnant-gagnant aux niveaux économique, écologique et social.

## Annexe : Eléments de méthodologie juridique et études de cas

### **Eléments de méthodologie juridique**

En termes de méthodologie juridique, les évaluations peuvent porter sur les politiques juridiques (la voie d'action choisie par l'autorité publique) ou sur tel ou tel acte juridique de mise en œuvre d'une politique environnementale.

Quant aux politiques juridiques dans le domaine de l'environnement, de nombreuses études portent sur l'articulation entre la voie classique de l'intervention publique - unilatérale et autoritaire - et les techniques incitatives ou participatives. Ces analyses rejoignent des travaux plus généraux relatifs aux concepts de gouvernance et de régulation, qui désignent des formes d'élaboration, de mises en œuvre et de contrôle du droit plus complexes que les modes d'intervention traditionnelle - unilatéraux et autoritaires - de l'Etat. L'analyse dominante dans la littérature juridique est que gouvernance et régulation ne signifient par déréglementation, ni "moins de droit" mais un droit différent, négocié et participatif, que les acteurs sont plus à même de s'approprier. A cet égard, le droit à l'information, le principe de participation du public à la décision publique, ou encore l'accès à la justice, font du droit de l'environnement un terrain privilégié de ces formes nouvelles du droit. Les auteurs s'attachent également à l'intégration des préoccupations environnementales dans les différentes branches du droit, telles que le droit de la propriété, de la responsabilité civile, de la concurrence, de l'urbanisme, des marchés publics, par exemple.

Quant à l'évaluation de telle ou telle technique juridique pour atteindre les objectifs de préservation de l'environnement, les études peuvent porter sur son effectivité (la règle est-elle respectée par les acteurs) ou son efficacité (la règle permet-elle d'atteindre l'objectif visé). Pour ce qui concerne les éléments d'appréciation situés dans le champ juridique, sont pris en compte dans les études : le degré de complexité de la procédure, le rang dans la hiérarchie des contraintes, le degré de contrainte (de la "soft-law" au droit pénal, par exemple), la pérennité de la mesure, l'applicabilité de la norme, la nature et la faisabilité des mécanismes de contrôle, l'existence ou non de mesures de gestion, ou encore l'articulation ou les facteurs de blocages, ainsi que la complémentarité, entre les différents instruments juridiques (pour un bilan, voir par ex. Makowiak, 2006).

## Etudes de cas

### L'écologisation du métier d'agriculteur en Suisse

En Suisse, Valérie Mieville-Ott (2000, 2001) s'est intéressée aux réactions et aux adaptations des éleveurs jurassiens face à la nouvelle politique agricole suisse. Dans cette politique, à partir de 1999, tout paiement direct aux agriculteurs est soumis à l'obligation de fournir des prestations écologiques requises qui reprennent intégralement le cahier des charges de la production intégrée. Mieville-Ott s'est particulièrement intéressée à la façon dont les agriculteurs choisissaient les surfaces de compensation écologique (SCE).

Les SCE visent à préserver une certaine biodiversité ainsi qu'une certaine diversité paysagère. La palette des SCE est large et l'agriculteur peut s'engager dans des mesures plus ou moins contraignantes en matière de fertilisation, de stade de fauche et de pâture. A l'époque de son enquête, l'agriculteur devait consacrer aux SCE au moins 5% de la surface de son domaine. Sur 16 types de SCE proposés, seuls quatre types sont choisis massivement. Le type de SCE le plus contractualisé est la prairie peu intensive, qui associe une rétribution financière et des contraintes modérées : fauche après le 15 juillet, pas d'azote minéral ni de purin, pâture autorisée dès le 15 septembre. De plus, s'il est constaté une évolution positive du taux de SCE (de 9% à 12% par exploitation de 1996 à 1999), il y a un transfert de types de SCE contraignants vers des types moins contraignants.

Mieville-Ott propose une interprétation ethnologique de ces résultats. Elle conclut que l'implémentation des SCE se fait plus selon un processus de résistance que d'adhésion. Tout d'abord, près de 90% des agriculteurs ne déclarent qu'un ou deux types de SCE sur les seize qui existent. En bons gestionnaires de leur exploitation, ils essaient de simplifier au maximum les aspects administratifs de cette contrainte. D'autre part, l'agriculteur cherche à remplir la contrainte SCE de manière à perturber le moins possible son système : il contractualise les zones peu mécanisables, les parcelles au potentiel agronomique faible (sols superficiels ou marais). Contractualiser des parcelles très productives, comme cela était visé par la politique, est un double non sens pour l'agriculteur. Non sens agronomique tout d'abord, mais également hérésie symbolique. Les bonnes parcelles ont un statut patrimonial particulier : *"les bonnes terres sont encore imprégnées de la sueur des ancêtres. Dès lors, les extensifier reviendrait à nier le travail séculaire des anciens, à nier sa propre filiation d'éleveur"*. L'objectif de biodiversité n'entre pas dans le système de références de l'agriculteur, il n'a pas de sens pour lui.

Si Mieville-Ott, à partir de ses enquêtes, affirme qu'aucun agriculteur n'effectue des choix sur son exploitation en référence explicite à des valeurs écologiques, elle mentionne cependant avoir rencontré des agriculteurs plus sensibles que d'autres au discours de la protection de la nature. Ceux-ci ont intégré dans leurs pratiques des valeurs qui dépassent le cadre de référence agricole strict : ils considèrent que les espaces marginaux (pentes, zones sèches, humides, souvent plus ou moins recouvertes de buissons) ont une certaine utilité. Utilité écologique, pour les oiseaux, les belettes qui mangent les campagnols, mais aussi parfois utilité agronomique, pour le bien-être des animaux d'élevage. Enfin, on peut reconnaître une certaine beauté à ces espaces. Mais si sur le terrain, logique agricole et logique écologique peuvent parfois se rencontrer, se pose de manière aiguë le problème du dialogue et de la négociation : ces agriculteurs ouverts à des logiques écologiques restent très peu nombreux, se sont souvent des femmes, et pour autant ils/elles ne sont pas prêts à se laisser dicter par les environnementalistes ce qu'ils doivent faire et où ils doivent le faire.

### Adoption et adaptation des mesures agro-environnementales dans le Sud-est de l'Angleterre

Dans le sud-est de l'Angleterre, Nigel Walford (2002, 2003) analyse les stratégies d'adoption et d'adaptation des politiques agro-environnementales par les agriculteurs. Il s'intéresse plus particulièrement à des agriculteurs engagés dans une logique commerciale et ayant de grandes exploitations. Il situe son analyse en référence à un changement supposé de paradigme en matière de vision de l'agriculture auquel contribueraient de façon structurante les réformes de la politique agricole commune : le passage d'un paradigme productiviste à une ère post-productiviste.



Dans un premier temps, l'auteur caractérise le profil des agriculteurs s'engageant dans les mesures volontaires. Ceux-ci sont, dans cette zone d'étude, les agriculteurs ayant les exploitations les plus grandes, ils sont le plus souvent propriétaires de leur foncier, plus jeunes et plus dynamiques que les non-contractants. Il confirme ainsi les conclusions de Morris et Potter (1995) qui ont également montré que les contractants sont des agriculteurs plus jeunes avec des exploitations plus grandes et en croissance. Du point de vue des motivations des contractants, Walford insiste sur leur caractère pragmatique : s'il y a pour beaucoup un intérêt authentique dans la conservation et l'environnement, l'intérêt économique de la contractualisation et le fait que la mise en œuvre des mesures puisse être compatible avec la logique productive de l'agriculteur sont essentiels.

Dans un second temps, Walford s'intéresse aux mesures obligatoires concernant le gel des terres. Il regarde comment les agriculteurs mobilisent la mise en jachère obligatoire de certaines parcelles comme un outil de gestion mis au service de leur logique productive. Il observe trois formes principales de mobilisation du gel des terres comme outil permettant au final d'augmenter les rendements des cultures : l'utilisation d'une jachère avant un blé pour en augmenter le rendement ; le retrait de parcelles peu productives ; la jachère facilite l'application d'un herbicide sur les mauvaises herbes. Le gel des terres devient ainsi un promoteur inattendu du productivisme.

Les travaux de Walford ont certes un caractère local, mais ils illustrent trois conclusions essentielles :

- La diversité des modes d'adaptation des mesures agro-environnementales par les agriculteurs pour les mettre au service de leurs propres logiques au risque de les détourner des objectifs pour lesquels elles avaient été conçues par les politiques publiques.

- Les mesures obligatoires engendrent tout particulièrement des comportements adaptatifs des agriculteurs ayant pour effet de détourner les finalités des politiques et de promouvoir le productivisme agricole. Au contraire, les mesures volontaires peuvent contribuer à faire s'exprimer dans les pratiques agricoles des motivations conservationnistes qui autrement seraient restées latentes chez beaucoup d'agriculteurs, même s'ils raisonnent leur implication de façon à en minimiser les conséquences sur leurs pratiques.

- Chez les agriculteurs, la référence au paradigme productiviste reste profonde. On ne peut pas considérer que nous sommes entrés dans une ère post-productiviste ; au contraire, les processus de concentration des moyens de production, d'intensification et de spécialisation des exploitations persistent. Pour beaucoup des agriculteurs de son enquête, la production de biens environnementaux n'est pas considérée comme une activité respectable pour de "bons agriculteurs".

Walford insiste sur le besoin de ne pas envisager les politiques en faveur de l'environnement dans une perspective d'ajustement temporaire des comportements des agriculteurs. Le succès de ces politiques dépend du développement d'une nouvelle culture qui ne serait plus fondée seulement sur un objectif d'augmentation de la production agricole. La prise en compte d'une éthique et d'une logique environnementale par les agriculteurs suppose des transformations culturelles profondes qui permettraient de redéfinir aux yeux des agriculteurs ce qu'est un bon agriculteur (cf. dans le Chapitre 3 la section consacrée aux facteurs sociologiques). De ce point de vue, Walford constate le relatif échec des mesures même volontaires ; si elles se traduisent par un taux important de contractualisation, en particulier chez les agriculteurs sensibilisés aux questions d'environnement, pour autant elles ne contribuent pas à l'évolution des valeurs de référence du productivisme.

### **L'insertion de contrats de préservation de la biodiversité dans les exploitations des Alpes du Nord françaises**

Dans les Alpes du Nord, Thevenet et al (2006) ont analysé l'insertion dans les exploitations agricoles de contrats visant la préservation de la biodiversité. Sur un échantillon de 19 exploitations, différents points de vue ont été abordés : profils sociaux et motivations des signataires, conduite technique de l'exploitation, organisation du travail.

Tout d'abord, les signataires ne sont pas n'importe quels agriculteurs : ils ont tous des contacts nombreux en dehors de leur exploitation. Certains ont eu des expériences antérieures hors de l'agriculture, d'autres sont fortement insérés aux plans local ou professionnel, d'autres encore exercent des activités les mettant en contact avec des non agriculteurs (vente directe, agritourisme, pluriactivité...). Ceci explique peut-être une sensibilité plus forte, une réceptivité aux attentes, notamment environnementales, portées par les autres acteurs de la société. La plupart de ces signataires affichent d'abord une motivation financière, mais celle-ci est très fréquemment associée à des motivations d'un autre ordre : le contrat est le signe d'une reconnaissance de leur travail d'entretien et de préservation de l'espace.

En matière d'organisation technique, les agriculteurs signataires adoptent parfois d'importants changements dans la façon de conduire leur exploitation. Allant au-delà de la seule mise en œuvre d'un contrat sur une parcelle, souvent ils internalisent ce contrat dans un projet d'exploitation plus global associant dimensions économique, technique, sociale mais aussi environnementale. Ainsi beaucoup d'agriculteurs ne s'engagent pas que sur des parcelles marginales, de petite taille et de qualité médiocre. Dans la majorité des situations, les surfaces concernées représentent 5 à 15% de la surface de fauche ou de pâture. Ceci se traduit souvent par des changements importants dans les modes d'utilisation de ces parcelles et parfois dans l'organisation de l'ensemble du système fourrager : des parcelles passent de fauche à pâture, ou l'inverse, d'autres destinées à la production de foin pour les vaches laitières sont récoltées aujourd'hui pour les génisses, il peut y avoir prise en pension de brebis pour augmenter la pression de pâture sur des zones débroussaillées...

Dans des cas rares, l'agriculteur reste extérieur à ce contrat : il ne reconnaît pas la légitimité de sa finalité, considère le cahier des charges comme inadapté aux objectifs ou encore est confronté à des difficultés importantes de mise en œuvre technique. Enfin, dans la grande majorité des situations (13 sur 19), les agriculteurs ont intégré le contrat dans une nouvelle cohérence d'exploitation et lui ont donné du sens par rapport à leur métier : intégré dans le système d'exploitation (tant au niveau des pratiques que de l'organisation du travail), aboutissant parfois à des réaménagements avantageux, le contrat donne un sens nouveau au métier, une légitimité supplémentaire et s'inscrit ainsi dans l'éthique professionnelle de l'agriculteur. **De ce qui est présenté comme une contrainte, la majorité des exploitants enquêtés en ont ainsi fait un atout.**