



HAL
open science

Agriculture and biodiversity: how define their connections and organize an appraisal of knowledge?

Robert Barbault, Robert Lifran, Isabelle Doussan, Michel Trommetter

► To cite this version:

Robert Barbault, Robert Lifran, Isabelle Doussan, Michel Trommetter. Agriculture and biodiversity: how define their connections and organize an appraisal of knowledge?. Diffusion du document : Publique. 2008. hal-02824701

HAL Id: hal-02824701

<https://hal.inrae.fr/hal-02824701>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

Chapitre liminaire

Agriculture et Biodiversité : comment appréhender leurs relations et organiser un bilan des connaissances ?

Coordinateurs :

Robert Barbault
Robert Lifran

Autres auteurs :

Isabelle Doussan
Michel Trommetter

Sommaire

Introduction.....	3
1. La biodiversité : définitions, enjeux et politiques publiques.....	4
1.1. La diversité biologique, un champ de concepts et d'enjeux entremêlés.....	4
1.2. Contexte et enjeux.....	7
1.2.1. Enjeux cognitifs.....	7
1.2.2. Enjeux juridiques.....	10
1.3. La diversité fonctionnelle et les services des écosystèmes.....	12
1.3.1. L'émergence du concept.....	12
1.3.2. Les fonctions et services des écosystèmes : bilan de l'approche écologique.....	13
1.4. Les fondements des politiques de conservation de la biodiversité.....	14
1.4.1. Les fondements juridiques de la valeur de la biodiversité.....	15
1.4.2. Les fondements économiques de l'évaluation de la biodiversité.....	18
1.5. A la recherche d'une métrique de biodiversité.....	20
1.5.1. Indices de biodiversité.....	20
1.5.2. La production de l'information sur la biodiversité.....	22
1.6. Synthèse et discussion.....	24
2. L'agriculture, de sa modernisation au XX^e siècle aux défis du XXI^e siècle.....	26
2.1. Agriculture et exploitation agricole : définitions et enjeux.....	26
2.2. La mise en place d'un modèle agronomique dominant.....	28
2.3. Le processus de modernisation agricole au XX ^e siècle.....	30
2.3.1. Le processus de modernisation de l'agriculture après la seconde guerre mondiale.....	30
2.3.2. Les grands traits des transformations de l'agriculture.....	33
2.3.3. Les résultats : des performances techniques aux résultats économiques.....	37
2.3.4. Comment prendre en compte des impacts de l'intensification agricole sur l'environnement.....	39
3. Agriculture et biodiversité : des synergies à développer.....	41
3.1. Un contexte nouveau marqué par l'incertitude.....	41
3.1.1. L'enjeu alimentaire, côté offre et côté demande.....	41
3.1.2. L'enjeu énergétique.....	41
3.1.3. L'enjeu environnemental : pollutions globales et locales.....	42
3.1.4. L'enjeu démographique et l'aménagement du territoire.....	43
3.1.5. L'enjeu sociétal : quels liens sociaux au-delà des relations marchandes ?.....	43
3.1.6. Quelles pondérations des enjeux ?.....	44
3.2. Arguments pour une valorisation nouvelle de la biodiversité par l'agriculture.....	45
3.2.1. La valeur productive de la diversité pour l'agriculture : une approche théorique.....	45
3.2.2. Deux exemples de la valeur de la diversité.....	46
3.3. Ségrégation spatiale ou intégration ?.....	48
3.4. Agriculture et biodiversité : des cadres conceptuels concurrents pour appréhender leur relation.....	50
3.4.1. L'après Rio : agrobiodiversité et multifonctionnalité.....	50
3.4.2. Les cadres proposés pour l'analyse de la relation Agriculture-Biodiversité.....	52
3.5. Les déclinaisons de la relation agriculture-biodiversité dans l'espace.....	55
3.5.1. Intensification, "land sparing" et ségrégation spatiale.....	55
3.5.2. Trames et réseaux.....	58
3.6. Conclusion.....	58
Références bibliographiques citées dans le chapitre liminaire.....	59

Introduction

Si l'on en juge par l'importance des résistances qu'a suscitées en France la Directive Habitat-Faune-Flore, ainsi que l'accent mis après la Conférence européenne sur le développement rural de Cork (1996) sur le rôle de l'agriculture dans la production de services environnementaux, la relation entre agriculture et biodiversité serait pour le moins ambiguë, voire conflictuelle.

Le problème a au moins deux dimensions : l'une porte sur l'impact réel de l'agriculture sur la dynamique de la biodiversité, l'autre sur la perception de ces impacts par les agriculteurs comme par les autres acteurs, scientifiques ou associations de naturalistes. La même analyse, en terme d'impacts et de représentations, peut être menée pour les politiques publiques, tant agricoles que de protection de la biodiversité. Dans ces deux dimensions, la question des représentations ou des modèles scientifiques qui fondent, d'une part, les modèles de développement de l'agriculture et, d'autre part, ceux de la protection de la biodiversité, est au cœur des débats.

L'objectif de ce chapitre introductif est double. Il vise d'abord à donner des repères pour comprendre la progression des idées et des débats dans un domaine où les concepts et les enjeux économiques et sociaux sont si étroitement imbriqués. Il vise ensuite à identifier les points cruciaux à prendre en compte pour exploiter les synergies possibles entre biodiversité et agriculture dans le sens du développement durable.

Il comporte trois grandes parties.

Dans la première, nous retraçons l'émergence du concept de biodiversité, nous rapportons les débats en cours à son sujet et examinons les enjeux et les politiques publiques de conservation.

Dans une deuxième partie, nous revisitons le champ de l'agronomie et de l'agriculture, en tentant de relier le processus de modernisation agricole du XX^e siècle à celui de l'histoire des idées en agronomie et en économie. Nous examinons les traits essentiels du processus de modernisation agricole, et réunissons les éléments pour en mesurer l'impact sur la biodiversité.

Dans une troisième partie, nous présentons les fondements possibles d'une agriculture diversifiée techniquement et socialement, utilisant la biodiversité comme une ressource, et contribuant ainsi à sa conservation. La réalisation et le développement d'un tel modèle se heurtent à de nombreuses difficultés, liées en grande partie aux histoires et aux fondements intellectuels et sociaux différents du monde agricole et du monde de la conservation de la biodiversité. Enfin, nous passons en revue les nouveaux enjeux de l'agriculture européenne au XXI^e siècle, et posons la question de la pondération de ces enjeux, et de l'impératif de coordination que leur multiplicité pose aux politiques publiques.

1. La biodiversité : définitions, enjeux et politiques publiques

1.1. La diversité biologique, un champ de concepts et d'enjeux entremêlés

Que le monde vivant soit caractérisé par une prodigieuse diversité n'est pas un fait nouveau. D'Aristote et Théophraste quatre siècles avant J.C. à l'épanouissement de la systématique, de la paléontologie, de la biogéographie, de l'écologie ou de la génétique, on n'a cessé de décrire et de s'intéresser à la diversité du vivant. De sorte que beaucoup de biologistes considèrent que parler de biodiversité équivaut à parler de diversité biologique. C'est d'ailleurs cette dernière expression qui est utilisée pour la Convention signée à Rio en 1992 dans le cadre du sommet planétaire sur l'environnement et le développement. La définition qui y est donnée (article 2) est un simple constat de la variabilité du vivant et de ses principales dimensions :

"Diversité biologique : 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."

Banale en apparence – et un peu lourde -, cette définition ne part pas des gènes ou des espèces comme le feraient des biologistes orthodoxes, mais privilégie l'entrée "écosystème" (Encadré 1-1), ce qui, vu le contexte – un événement politique planétaire sur l'environnement et le développement – est pertinent. Et nouveau.

Encadré 1-1. De H.T. Odum à C.SC Holling : une brève histoire du concept d'écosystème

L'écosystème n'est pas un objet du monde biophysique, mais un objet de pensée, qui, en tant que tel, appartient au monde des représentations. Ce concept holiste est issu de l'influence des concepts de la cybernétique et de l'automatique, nées au cours de la 2^{de} Guerre Mondiale et popularisées dans les années 1960 par L. Von Bertalanffy. En fait, l'idée d'interdépendance généralisée était très familière des philosophes grecs ; mais elle fut largement éclipsée par l'influence du cartésianisme. Son renouveau est lié aux développements de l'automatique et à l'analyse des mécanismes de rétro-action en biologie (modèles proie-prédateur de Lotka-Volterra, régulation de la glycémie...). En écologie, c'est A.G. Tansley (1935), puis R.E. Lindeman (1942) et H.T. Odum (1953) qui, les premiers, reconnaissent le niveau du "système entier", intégrant les espèces, les populations et les habitats et leurs interactions comme unités de base de la Nature du Terre.

"L'écosystème est la plus grande unité fonctionnelle en écologie, puisqu'il inclut à la fois les organismes (communautés biotiques) et l'environnement abiotique, chacun influençant les propriétés de l'autre, et les deux sont nécessaires au maintien de la vie telle qu'elle existe sur la Terre. Le Lac est un exemple d'écosystème" (Odum, 1953).

Au départ, l'approche était centrée sur les flux d'énergie et de matière, Odum souhaitant donner à l'écologie des bases scientifiques solides, analogues à celles de la physique. A partir des années 1980, on admet que les écosystèmes sont ouverts et contingents, et qu'ils sont caractérisés par des processus fonctionnels avec des flux d'énergie, de matière et aussi d'organismes. On découvre que les écosystèmes sont dynamiques et ont de multiples états d'équilibre.

Jusqu'à la création du programme MAB (Man and Biosphere) à l'UNESCO, en 1971, l'Homme était curieusement exclu de l'approche. La dernière décennie du 20^e siècle va combler cette lacune, en combinant les approches de la résilience des écosystèmes avec celles des processus d'interactions humaines à propos de leur gestion. C'est la métaphore de la gestion adaptative des écosystèmes (Holling & Gunderson, 2001).

La création du néologisme "*biodiversity*" s'inscrit dans l'esprit de cette rupture et y a contribué. David Takacs, dans son remarquable ouvrage *The idea of biodiversity. Philosophies of Paradise* paru en 1996, étaye brillamment, avec toute la rigueur et la subtilité souhaitables, une analyse exhaustive critique et distanciée des courants de pensée qui ont forgé le mot et le concept de biodiversité (Takacs, 1996). Il s'agit d'une invention d'écologues, de naturalistes et de biologistes de la conservation américains – certes largement reprise ensuite par le monde entier via la Convention sur la diversité

biologique. Il est bon de rappeler l'histoire et le contexte de cette "invention" - ce que fait Takacs, avec références, citations et interviews à l'appui. Quelques éléments clés en sont repris dans l'Encadré 1-2. Ils justifient le jugement de David Takacs en ouverture de son livre de 1996 (p.1) :

"Conservation biologists have generated and disseminated the term biodiversity specifically to change the terrain of your mental map, reasoning that if you were to conceive of nature differently, you would view and value it differently. As a result of a determined and vigorous campaign by a cadre of ecologists and biologists over the past decade, biodiversity has become a focal point for the environmental movement... The term biodiversity is a tool for a zealous defence of a particular social construction of nature that recognizes, analyses, and rues this furious destruction of life on Earth. When they deploy the term, biologists aim to change science, conservation, cultural habits, human values, our ideas about nature, and, ultimately, nature itself."

Encadré 1-2. L'opération "biodiversité"

- Dans les décennies 1970 et 1980, des écologues développent une argumentation mettant en avant les valeurs économiques et écologiques de la diversité biologique (Myers, 1979, *The sinking ark: a new look at the problem of disappearing species* ; Ehrlich & Ehrlich, 1981, *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species* ; Ehrlich & Ehrlich, 1991, *Healing the Planet: strategies for resolving the environmental crisis...*).

"Myers and the Ehrlichs extend the reach of science further into the realms of politics, economics, ethics, and religion. They borrowed from other teachers how to put biology into service for conservation ; they, in turn, would become teachers for others" (Takacs, 1996).

- Dans les années 80 prend forme une nouvelle discipline, qui se baptise "*Conservation biology*" (Michel Soulé, 1986, *Conservation Biology : the science of scarcity and diversity*). En 1985, est créée la Société pour la biologie de la conservation, qui réunit les spécialistes de cette nouvelle science et lance un nouveau journal spécialisé, *Conservation Biology*.

"Conservation biologists describe their discipline as 'mission-oriented'. Their mission is not merely to document the deterioration of Earth's diversity but to develop and promote the tools that would reverse that deterioration" (Takacs, 1996).

- A l'occasion du *National Forum on Biodiversity* sponsorisé par la *Smithsonian Institution* et la *National Academy of Sciences*, Walter G. Rosen lance le néologisme que Edward Wilson finit par reprendre et "mondialiser" dès 1988, donc avant Rio (Wilson, 1988, *Biodiversity*) mais surtout après 1992 (Wilson, 1992, *The diversity of life*). Takacs cite Wilson pour mieux souligner l'effet dudit Forum :

"In 1986, there wasn't any word or simple phrase that could capture the broadened sweep of concerns represented at the Forum, and which were soon thereafter to coalesce into a new direction in the international conservation movement, and even as a discipline. So that biodiversity studies, or biodiversity issues, however you want to phrase it, so that the forum came to be not just about the biology of the origination of diversity and extinction, but also all of the other concerns, through ecology, population biology, and in the most novel development, economics, sociology, and even the humanities. So in one stroke, the biology and the focus of biodiversity were recognized as a concern of a large array of disciplines" (Wilson, in Takacs, 1996, p. 39).

Quoi qu'il en soit de la profondeur et de la pertinence du jugement de David Takacs, qui s'appuie sur une analyse scientifique rigoureuse, il reste que beaucoup d'utilisateurs du vocable "biodiversité" en font, de bonne foi, un simple synonyme de "diversité biologique". Une diversité qui tantôt englobe explicitement la totalité de ses composantes (génétique, spécifique, fonctionnelle et écologique), tantôt se restreint à la seule richesse spécifique (voir Encadré 1-3). Cependant, une majorité d'auteurs, mettant en relief le contexte international, politique, social et économique dans lequel le concept s'est formalisé, s'accordent pour lui donner un sens plus large que le constat banal d'un vivant diversifié.

C'est ce que résume Robert Barbault (2002) dans le texte suivant. "La diversité du vivant est un fait. J'aimerais que l'on réserve l'emploi du néologisme biodiversité – qui certes dit la même chose au premier degré – au concept qui s'est dessiné dans les coulisses de Rio de Janeiro et qui donne corps à la Convention sur la diversité biologique. Parler de diversité du vivant dans ce cadre, c'est dire autre chose que ce qu'entend habituellement le systématien, le généticien ou l'écologue dans son univers

Encadré 1-3. Quelques définitions de la biodiversité

- Une sélection de réponses données à D. Takacs par d'éminents spécialistes de la biologie de la conservation : Paul Ehrlich : "To me, biodiversity is the living resources of the planet".

Daniel Janzen : "The whole package of genes, populations, species, and the cluster of interactions that they manifest".

Thomas Lovejoy : "The term is really supposed to mean diversity at all levels of organization. But the way it's often used is basically relating to species diversity used to mean just the number of species and their relative abundance and various measures of it".

Peter Raven : "The sum total of plants, animals, fungi, and microorganisms in the world including their genetic diversity and the way in which they fit together into communities and ecosystems".

Edward Wilson : "Biodiversity is the variety of life across all levels of organization from genic diversity within populations, to species, which have to be regarded as the pivotal unit of classification, to ecosystems. Each of these levels can be treated, and are treated, independently, or together, to give a total picture. And each can be treated locally or globally".

- Quelques définitions ou interprétations de sources françaises :

Robert Barbault (1994) : "Ainsi, la diversité biologique apparaît comme quelque chose d'omniprésent, de consubstantiel à la vie, mais aussi comme quelque chose de complexe, de dynamique. Elle s'enracine dans les systèmes moléculaires qui contrôlent l'activité et la multiplication des cellules et, par là, les performances des organismes – notamment leur reproduction. A l'échelle des populations, au sein des espèces, elle se déploie dans la variabilité interindividuelle, qui garantit les capacités d'adaptation et d'évolution des espèces. Ainsi se prolonge-t-elle naturellement, fruit d'une longue histoire évolutive, dans la profusion des espèces, pour s'exprimer enfin dans la structuration et la dynamique des systèmes écologiques complexes qui constituent la biosphère" (Barbault, 1994).

Jacques Blondel (2005) : "Le concept de biodiversité, avec tous les enjeux et défis qu'il véhicule sur les plans scientifique, sociologique, économique et politique, est directement lié à la crise de l'environnement. Cette crise, dont l'ampleur apparaît chaque jour plus sérieuse et menaçante pour l'avenir des sociétés, s'est peu à peu cristallisée dans le monde scientifique et politique ainsi qu'auprès du grand public au point de devenir aujourd'hui un problème majeur de société. Longtemps confinée dans la seule sphère des sciences de la nature, la biodiversité pénètre le champ des sciences de l'homme et de la société lors de la Convention sur la diversité biologique (CDB) de la Conférence de Rio (1992) sur l'environnement et le développement, ce qui étendit considérablement son sens et explique qu'on lui ait donné plus d'une centaine de définitions" ("Biodiversité et sciences de la nature", in Marty et al., 2005).

Michel Chauvet et Louis Olivier (1993) : "Biodiversité est un synonyme de diversité biologique. Sous cette notion très globale, on entend la diversité que présente le monde vivant à tous les niveaux : la diversité écologique ou diversité des écosystèmes ; la diversité spécifique ou diversité interspécifique ; la diversité génétique ou diversité interspécifique" (Chauvet & Olivier, 1993).

Christian Lévêque et Jean-Claude Mounolou (2001) : "De fait, la biodiversité est un problème d'environnement qui a émergé au début des années 1980, et culminé lors de la conférence sur le développement durable qui s'est tenue à Rio en 1992. En cette fin de XX^e siècle, les hommes prenaient conscience de leur impact sans précédent sur les milieux naturels, et des menaces d'épuisement des ressources biologiques. Mais, simultanément, on mesurait que la diversité biologique était une ressource indispensable, pour les industries agroalimentaires et pharmaceutiques en particulier. Se posaient donc des questions d'éthique en matière de conservation de la diversité biologique ou de prises de brevets sur le vivant. La biodiversité est ainsi devenue le cadre de réflexion et de discussion dans lequel on a revisité l'ensemble des questions posées par les relations que l'homme entretient avec les autres espèces et les milieux naturels" (Lévêque & Mounolou, 2001).

- Le point de vue de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité :

"La biodiversité est une dimension essentielle du vivant. Elle s'exprime par la diversité génétique, la diversité des espèces et la diversité des écosystèmes. Elle est porteuse du potentiel évolutif qui garantit la capacité d'adaptation des espèces et des écosystèmes face, notamment, au changement global. La biodiversité est un enjeu vital pour les sociétés humaines par les biens et services qu'elle procure. Les utilisations qui en sont faites ont marqué les paysages et l'ont façonné en retour. Elle est, de fait, investie de valeurs symboliques, culturelles, identitaires. L'homme doit préserver la diversité du vivant pour des raisons d'ordre éthique, culturel, biologique, écologique, mais aussi économique" (MEDD, 2004).

de spécialiste. C'est à la fois cela et davantage. Et c'est donc différent. Par le concept de biodiversité, on introduit deux ruptures épistémologiques par rapport au constat bien connu de la diversité du vivant. La première nous maintient dans le champ des sciences de la nature et attire notre attention sur les interdépendances qui existent entre les trois composantes majeures de la diversité du vivant, classiquement abordées séparément par des spécialistes portés à s'ignorer – je veux parler d'une part de la variabilité génétique, de la diversité des espèces et de la diversité fonctionnelle ou écologique, et d'autre part des généticiens, des systématistes ou des écologues. Bref, c'est l'idée même de diversité qui prend de l'importance. La seconde rupture épistémologique, et à mes yeux la plus significative, nous fait sortir du seul champ des sciences de la nature : le concept de biodiversité n'appartient pas aux seuls biologistes. Il inscrit la diversité du vivant au creux des enjeux, préoccupations et conflits d'intérêts qui se sont fait jour à Rio et qui expliquent qu'une convention internationale, ratifiée par 182 pays et l'Union européenne, s'impose aujourd'hui aux gouvernements du monde entier (même à ceux qui ont refusé de signer, comme les Etats-Unis) pour organiser le développement des connaissances, la protection et l'utilisation durable de la diversité du vivant, ainsi qu'un juste portage des bénéfices qui en découlent. On est bien, là, dans un univers conceptuel différent de celui des biologistes intéressés par la diversité du vivant – son état, ses mécanismes et son rôle dans le fonctionnement des écosystèmes" (Barbault, 2002).

Pour résumer, depuis Linné, l'histoire scientifique du concept de diversité biologique a connu quatre grandes périodes délimitées par des ruptures ou sauts épistémologiques symbolisés successivement par :

- l'émergence de la théorie évolutionniste, de Darwin et l'*Origine des espèces* (1859) jusqu'à Mendel ;
- l'émergence de la biologie de la Conservation (décennie 1980), le Sommet planétaire de Rio et la ratification de la Convention sur la Diversité Biologique (1992) ;
- l'émergence du concept de service écologique, de diversité fonctionnelle et le *Millennium Ecosystem Assessment* (2000).

La première phase est dominée par l'inventaire du vivant et sa classification ; la seconde par le développement de l'écologie, les débats sur l'origine, la géographie et l'écologie de la diversité spécifique et la controverse diversité/stabilité ; la troisième par les préoccupations antagonistes de sauvegarde de la biodiversité et d'utilisation durable des ressources qu'elle apporte ; la quatrième, qui conserve et intègre les approches précédentes, met au cœur de ses réflexions les aspects fonctionnels en appréhendant ouvertement les relations entre sociétés humaines et systèmes écologiques.

1.2. Contexte et enjeux

1.2.1. Enjeux cognitifs

Depuis le sommet planétaire de Rio de Janeiro (1992), la biodiversité est devenue un objectif politique : la Convention sur la diversité biologique, ratifiée par quelque 182 pays et l'Union Européenne, engage les Etats. Mais ce terrain est balisé par de nombreux autres engagements internationaux. En Europe, on peut citer la directive Oiseaux, la directive Habitats, le réseau Natura 2000, la Directive cadre sur l'eau. Ce contexte a conduit de nombreux pays à se doter de stratégies nationales sur la biodiversité et le développement durable, et c'est le cas de la France.

Cette mobilisation planétaire, que d'aucuns jugent bien molle (Pearce & Moran, 1995), traduit la montée en puissance des inquiétudes relatives à ce qui s'apparente à une crise d'extinction en masse des espèces ainsi qu'à l'érosion de la diversité génétique des espèces domestiques – les uns parce qu'ils se préoccupent de la nature, d'autres parce qu'ils souhaitent en tirer des bénéfices ou bienfaits durables et d'autres encore parce qu'ils établissent un lien entre biodiversité et bien-être humain. C'est ce dernier courant, qui tend ou vise à rapprocher voire réconcilier les deux premiers, qui s'est incarné récemment dans le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA).

De fait, si le champ marqué par le vocable "biodiversité" a d'abord paru privilégier les grands écosystèmes naturels et la nature "cathédrale", sous l'effet d'une médiatisation mais aussi d'une mobilisation réussie notamment de grandes ONG telles que l'UICN, le WWF ou *Conservation International*, l'intérêt pour les ressources génétiques et les problèmes d'alimentation et de développement, présent dès l'origine, s'est développé parallèlement puis de façon croisée à mesure que se succédaient les réunions internationales. Le fil conducteur et la raison d'être de toute cette dynamique sont l'exigence de s'inscrire dans une perspective de développement durable.

Les rapports de l'homme avec la biosphère ont radicalement changé au cours des trois derniers siècles écoulés. Au point que Crutzen et Stoermer (2000) ont proposé d'appeler *Anthropocène* cette nouvelle époque géologique marquée par l'impact soutenu et, à bien des égards, dominant des sociétés humaines sur l'écologie et la géologie de "notre" planète. Cette proposition, qui paraît judicieuse, repose sur toute une série de constats convergents : l'expansion de l'humanité, à la fois en effectifs et en exploitation par tête des ressources de la planète, a été stupéfiante (en trois siècles, la population a été multipliée par dix, comme l'urbanisation au cours du seul dernier siècle) ; en quelques siècles, les hommes auront virtuellement épuisé les réserves de combustibles fossiles constituées par la biosphère au long de plusieurs centaines de millions d'années ; l'utilisation de l'énergie a été multipliée par 16 au cours du XX^e siècle, ce qui a engendré la libération dans l'atmosphère de 160 millions de tonnes par an de dioxyde de soufre, soit plus du double des émissions naturelles de SO₂ ; environ 40% des terres ont été transformés ou affectés par les activités humaines ; l'épandage d'engrais azotés a plus que doublé la fixation naturelle d'azote par les écosystèmes terrestres de la planète ; plus de la moitié des ressources en eau douce accessibles sont utilisées par l'homme ; les concentrations de plusieurs gaz à effet de serre ont été significativement accrues dans l'atmosphère (de plus de 30% pour le CO₂, de quelque 150% pour le méthane).

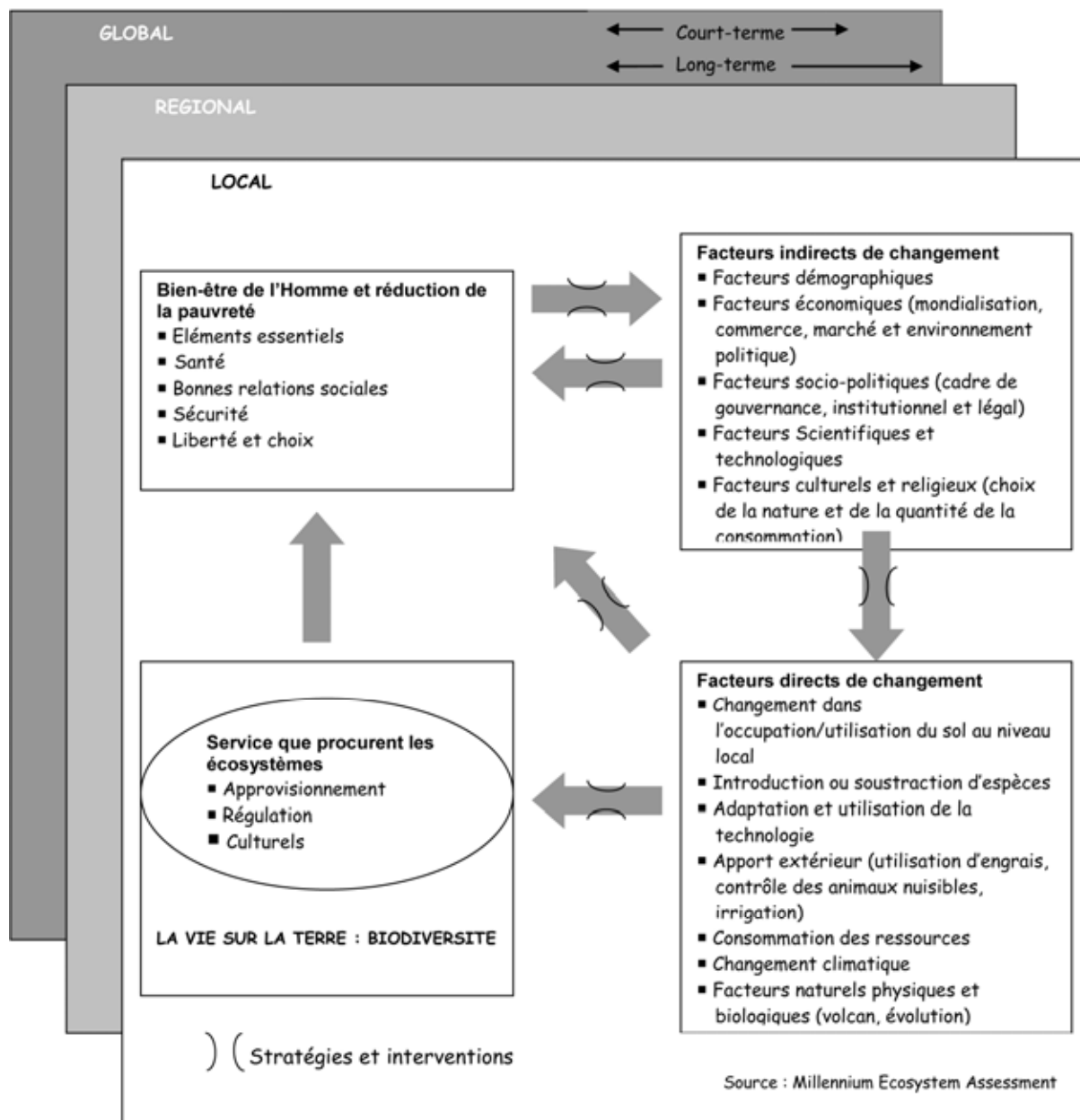
Cette prise de conscience et ce cri d'alarme lancé par la communauté scientifique sont quelque peu antérieurs (Vitousek et al., 1986) avec notamment la publication en 1997 d'un numéro spécial de *Science* intitulé "Human Domination of Earth's Ecosystems" (Vitousek et al., 1997).

La Société américaine d'écologie engage dès 1991 les écologues à élargir et renouveler leurs approches dans l'esprit de ce que Jane Lubchenco et al. (1991) appellent "*The sustainable biosphere initiative : an ecological research agenda*". Sept ans plus tard, Jane Lubchenco revient sur cette nécessaire révolution dans un article qui paraît dans la revue *Science* (Lubchenco, 1998, "*Entering the century of the environment : an ecological research agenda*") : "Alors que l'on commence à réaliser la façon intime avec laquelle l'humanité dépend des systèmes écologiques de la planète, il devient de plus en plus évident que de nombreuses questions que nous avons considérées jusque là comme indépendantes de l'environnement sont intimement connectées avec lui. La santé humaine, l'économie, la justice sociale et la sécurité nationale ont toutes d'importants aspects environnementaux dont l'ampleur est habituellement négligée".

Voilà la source de ce qui s'incarna en 2000, avec la bénédiction de l'ONU et le soutien financier du PNUE, sous les traits du *Millennium Ecosystem Assessment* dont les rapports de synthèse parurent en 2005 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

L'originalité du MEA réside à la fois dans son approche résolument multidisciplinaire et à plusieurs échelles, et dans sa volonté de croiser les questions écologiques et les questions sociales et économiques. C'est une rupture épistémologique majeure : on s'interroge simultanément sur les services que rendent les écosystèmes, sur les facteurs directs (occupation et usage des sols, réchauffement climatique, consommation des ressources...) et indirects (démographie, marché mondial, novations technologiques...) de changement et sur les composantes du "bien-être humain". Au-delà de la connaissance des "boîtes" que représentent ces quatre ensembles, c'est sur les interactions entre elles que l'accent est mis. C'est donc une vraie démarche intégrée qui est proposée, étayée par un cadre théorique cohérent, et organisée autour de cette approche écosystémique déjà préconisée par la CDB comme par la Stratégie mondiale sur la biodiversité (1992)... ou le Programme Man and Biosphere de l'UNESCO (Figure 1).

Figure 1. Toile de fond conceptuelle du Millenium Ecosystem Assessment posant le concept de "Service écolique"



Le MEA souligne notamment, dans son rapport de 2005, que pour faire face aux besoins accrus de nourriture d'une population humaine aujourd'hui de 6,3 milliards d'âmes mais appelée à franchir le cap des 9 milliards en 2050, il faudra à la fois poursuivre l'intensification de l'agriculture et lui "donner" de nouvelles terres – accroissant de ce double fait les pressions sur la biodiversité et les écosystèmes naturels. Il insiste sur le déclin accéléré que subit la biodiversité, particulièrement dans les paysages dominés par les activités humaines (Encadré 1-4). Etant donné la croissance attendue de la population humaine, l'extension du marché mondial, les perspectives de changements climatiques et le défi de réduire la pauvreté (Nations Unies, 2006) il est permis de penser qu'une meilleure conservation et gestion de la biodiversité devrait aider à répondre aux besoins actuels et futurs d'une gestion des ressources et d'une agriculture durables.

Encadré 1-4. Une biodiversité menacée

(d'après MEA, 2005)

"Les hommes ont fortement, et dans une certaine mesure irréversiblement, changé la diversité de la vie sur Terre, et la plupart de ces changements se traduisent par une perte de biodiversité.

- Plus des deux tiers de la surface de 2 des 14 biomes terrestres mondiaux et plus de la moitié de celle de 4 autres biomes ont été "convertis", principalement pour l'agriculture.
- Pour une vaste gamme de groupes taxinomiques, soit l'effectif des populations, soit leur aire géographique, soit les deux sont en déclin chez une majorité d'espèces.
- La distribution des espèces sur la planète tend à s'homogénéiser de plus en plus ; en d'autres termes, le jeu d'espèces d'une région donnée du monde tend à se rapprocher de celui d'autres régions principalement du fait des introductions d'espèces, à la fois intentionnellement et accidentellement en relation avec l'accroissement des voyages et des échanges maritimes.
- Le nombre des espèces de la planète est en déclin. Sur les quelques centaines d'années écoulées, les hommes ont multiplié par 1000 (*certitude moyenne*) le taux d'extinction moyen normal. Quelque 10 à 30% des espèces de mammifères, d'oiseaux et d'amphibiens sont actuellement menacés d'extinction (*certitude de moyenne à forte*). Les écosystèmes d'eau douce tendent à avoir la proportion la plus élevée d'espèces menacées d'extinction.
- La diversité génétique a globalement décliné, particulièrement au sein des espèces cultivées."

Millennium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and Human Well-Being. Synthesis*. (p. 4).

Ainsi, au-delà de la diversité des espèces et de leur variabilité génétique, l'accent est mis : (1) sur l'espèce – et la concurrence pour l'espace entre l'espèce humaine et les autres, rassemblées sous la bannière de biodiversité ; (2) sur l'étroite intrication entre l'homme et la nature (pardon : les écosystèmes, la biodiversité !).

Voilà un terrain commun idéal pour débattre des relations entre biodiversité et agriculture. Et le cadre posé est bien celui des paysages, des territoires, les échelles allant de la région ou du bassin versant à la planète.

Par rapport à la panoplie des diversités biologiques, cela nous oriente sur les aspects fonctionnels, ceux qui relient les espèces aux grandes fonctions physiologiques ou écologiques qui "animent" les écosystèmes et fondent ces fameux services écologiques que le MEA a mis au coeur des priorités futures et qui, mieux que le concept de biodiversité, peuvent rapprocher (et opposer !) écologues, économistes, anthropologues et autres agronomes.

1.2.2. Enjeux juridiques

Si la biodiversité¹ n'était pas complètement absente des textes juridiques, avant 1992, la Convention sur la diversité biologique est le premier texte de droit international² spécifique à cet objet. Toutefois, la reconnaissance juridique de la biodiversité n'a pas donné lieu à la création d'un statut juridique spécifique. La légitimité de la protection de la biodiversité reste donc subordonnée à d'autres priorités, comme par exemple la propriété privée ou la liberté du commerce.

Actuellement, la nécessité de protéger la biodiversité est reconnue par les textes juridiques, internationaux et nationaux, mais sans que soit mis en place un statut particulier permettant d'identifier les catégories juridiques fondamentales à partir desquelles pourraient ensuite être fondées les réglementations opérationnelles. La **Convention sur la diversité biologique de 1992** (CDB) est le premier texte de droit international à vocation universelle à reconnaître la nécessité de protéger la

¹ Compte tenu du choix sémantique opéré plus haut, le terme "biodiversité" est utilisé de préférence à "diversité biologique".

² Seul le droit international sera traité dans ces développements. Ce choix est justifié par le fait que, d'une part, le niveau décisionnel pertinent en matière de biodiversité est, par nature, supranational et, d'autre part, les principaux débats relatifs, notamment, au statut juridique de la biodiversité, se situent dans ce même cadre. Les droits français et européen de la biodiversité seront plus spécifiquement traités dans le Chapitre 4.

biodiversité, sans que pour autant, il ait donné lieu à l'instauration d'un statut juridique particulier, coordonné avec les autres parties du droit. De manière significative, le texte ne retient pas le concept de "patrimoine commun de l'humanité", pour réduire la diversité biologique à une "préoccupation commune de l'humanité". Mais surtout, il apparaît très marqué par des finalités antagonistes : la nécessité de protéger la biodiversité d'une part et les enjeux économiques liés à son exploitation d'autre part. En effet, la valeur commerciale et industrielle de la diversité génétique a faussé les termes du débat sur l'instauration d'un statut juridique protecteur de la biodiversité. Si la valeur économique de la diversité génétique a donné un souffle nouveau à la protection de la biodiversité, elle l'a orientée vers des techniques d'appropriation privative plutôt que vers des outils de gestion commune. La CDB confirme les droits de propriété intellectuelle sur le vivant, ainsi que la souveraineté étatique et la qualification de diversité génétique comme ressource nationale. En d'autres termes, la protection de la biodiversité devra s'accommoder des catégories juridiques classiques qu'elle n'est pas parvenue à remettre en cause.

Le **droit de la propriété intellectuelle sur les ressources phytogénétiques** offre un bon exemple des difficultés résultant de l'absence de statut juridique de la biodiversité propre à rendre compte de sa spécificité en tant que "bien commun". En effet, la question des droits issus de l'exploitation des ressources génétiques du vivant pose la question de l'accès à la ressource, de son usage et du partage des bénéfices qui en résultent. La "matière biologique" - 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 - en étant 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. A cet égard, et même si les ressources génétiques ne relèvent pas directement du champ de la présente expertise, il convient de signaler qu'elle a donné lieu à l'élaboration d'un régime dérogatoire à la CDB, institué par le Traité international sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture de 2002, ratifié par la France. Ce texte concerne 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.

Compte tenu de l'incapacité de la CDB à protéger ces ressources, un régime dérogatoire a été institué. Notons d'ailleurs que sa mise en œuvre ne va pas sans susciter quelques réserves : d'une part le principe du partage des avantages perd de sa force dans les dispositions concrètes d'application et d'autre part, comme le souligne le rapport de l'OPECST sur la biodiversité (2007), "la France n'a toujours pas décidé quel organisme devrait piloter la mise en œuvre de la CDB et le traité de la FAO sur les ressources phytogénétiques".

La CBD ne prévoit donc pas un statut et partant un régime de protection juridique spécifique à la biodiversité. Sa protection effective relève alors de la mise en œuvre des droits régionaux, comme celui de l'UE, ou nationaux et elle est donc susceptible d'entrer en conflit avec d'autres accords internationaux, notamment ceux relatifs au commerce international, dans le cadre de l'OMC. Ainsi, si le droit établi dans ce cadre reconnaît la légitimité des règles protectrices de l'environnement et partant de la biodiversité, celles-ci sont mises en balance, en cas de conflit, avec les principes de la liberté de la concurrence et des échanges.

Au final, la CDB réaffirme d'une part, les droits de propriété intellectuelle sur le vivant³ et, d'autre part, la souveraineté étatique et la qualification de diversité génétique comme ressource nationale. La notion de patrimoine commun de l'humanité n'est pas retenue et la diversité biologique est réduite à être une "préoccupation commune de l'humanité". Le mouvement n'est pas limité à la CBD puisque en remplacement de l'engagement de la FAO de 1983, le traité international de 2001 sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture abandonne aussi la qualification de patrimoine commun de l'humanité.

³ Art. 16-2 : "lorsque les technologies font l'objet de brevets et autres droits de propriété intellectuelle, l'accès et le transfert sont assurés selon des modalités qui reconnaissent les droits de propriété intellectuelle et sont compatibles avec leur protection adéquate et effective".

Encadré 1-5. La biodiversité, patrimoine commun de l'Humanité ?

Le concept apparaît pour la première fois en 1967 dans une résolution des Nations Unies, à propos des nodules poly-métalliques des grands fonds marins. L'idée est reprise dans la Convention de l'UNESCO sur le patrimoine mondial culturel et naturel de 1972. L'engagement international, non contraignant, sur les ressources phylogénétiques, en 1983, est basé sur le principe que de telles ressources doivent rester accessibles à tous car elles appartiennent à un héritage commun. La Charte de la nature, texte non contraignant de 1982, procède également de la même approche. Egalement, les conséquences en termes de devoirs de préservation à la charge des Etats figurent dans la Convention sur le droit de la mer de 1982. Dans le même ordre d'idée, le droit communautaire à la fin des années 70 dispose que les espèces d'oiseaux migrateurs font partie du patrimoine commun de la Communauté européenne. Enfin, le concept figure aussi dans de très nombreux textes de droit interne, par ex., l'article L110-1 C. Env. français, repris plus tard par la loi constitutionnelle française du 1^{er} mars 2005 : "l'environnement est le patrimoine commun des êtres humains".

C'est parce que les catégories de *res nullius* et de *res communis* n'apparaissent pas adaptées à une protection des ressources naturelles que les auteurs et les textes relatifs à la protection des espèces et de leurs habitats consacrent progressivement l'idée que certains éléments du patrimoine naturel doivent être conservés par les Etats pour le bien de l'humanité.

Se construit ainsi le concept de patrimoine commun de l'humanité. Au sens commun du terme, un patrimoine comprend deux éléments essentiels : i) des biens au sens de "choses de valeur" et ii) la transmission de ces biens. Le concept de patrimoine commun naît du besoin de dépasser les deux types principaux de catégories juridiques : les objets et les sujets de droits. La spécificité des ressources naturelles, et notamment de la biodiversité, est de ne pouvoir être réduites à un objet comme un autre, tout en étant différentes d'un être humain ou d'une communauté, seuls sujets de droits. A cet égard, le concept de patrimoine commun de l'humanité emprunte à la théorie classique du patrimoine, au sens civiliste du terme, dégagée à la fin du XIX^e siècle par deux juristes français, Aubry et Rau.

Reconnaître le statut de patrimoine commun de l'humanité à la biodiversité implique des conséquences pratiques importantes, notamment en terme de gestion. Celle-ci doit permettre d'assurer les besoins des générations présentes, mais également futures. Mais surtout, l'affectation d'un patrimoine à l'humanité oblige à une gestion commune, qui met à mal les souverainetés nationales. Autrement dit, 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 dès lors pas 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 au concept de patrimoine commun de l'humanité sont restés très limités, dans l'ordre international, mais aussi dans les droits nationaux. 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.

1.3. La diversité fonctionnelle et les services des écosystèmes

1.3.1. L'émergence du concept

Les agronomes savent depuis longtemps que les prairies composées de mélanges de graminées et de légumineuses sont en général plus productives que celles composées d'un seul type d'espèce (voir par exemple la revue de Trenbath, 1976). Les légumineuses ont la propriété particulière de fixer l'azote atmosphérique *via* une association avec une bactérie localisée dans leurs racines, alors que les graminées n'ont pas cette particularité. Ces deux groupes d'espèces présentent donc des différences importantes dans leur physiologie, qui sont à la base de leur regroupement en groupes fonctionnels distincts : les espèces fixatrices et non fixatrices de l'azote atmosphérique. D'autres différences majeures entre groupes d'espèces peuvent également servir de base à des regroupements correspondant à des types de fonctionnement : par exemple, les différences entre types photosynthétiques chez les végétaux (plantes en C₃, C₄ ou CAM), ou entre les zones de sol exploitées par les vers de terre (épigés, endogés, etc.). La diversité fonctionnelle est une notion qui vise à représenter l'étendue de ces différences fonctionnelles entre les espèces d'une communauté. Elle est

définie à partir de la valeur, de la gamme de variation et de l'abondance relative des "traits fonctionnels" dans cette communauté (Diaz et al., 2007 ; voir Chapitres 1 et 2).

Les études portant sur la diversité fonctionnelle ont connu un essor rapide depuis le milieu des années 1990 (l'expression apparaît dans le titre, les mots-clés ou le résumé de 238 articles publiés sur la période 2003-2005 ; Petchey & Gaston, 2006), selon trois lignes principales :

- Détermination du rôle des différentes composantes de la diversité dans le fonctionnement des écosystèmes. Après une période initiale où l'accent a été mis sur la richesse spécifique (Tilman & Knops, 1996; Garnier et al., 1997; Hector et al., 1999; Loreau et al., 2001; Hooper et al., 2005), un consensus semble maintenant se dégager avec la reconnaissance du fait que l'impact des espèces sur ce fonctionnement dépend plus de leurs propriétés fonctionnelles que de leur (Hooper & Vitousek, 1997; Grime, 1998; Chapin et al., 2000; Diaz et al., 2001; Lavorel & Garnier, 2002; Diaz et al., 2006) ;
- Détermination du rôle de la diversité fonctionnelle dans la structuration des communautés : l'idée est qu'une description fonctionnelle des espèces doit permettre de tester les théories de coexistence dans les communautés en fonction de leurs convergences et divergences fonctionnelles (Grime, 2006; McGill et al., 2006; Ackerly & Cornwell, 2007) ;
- Développements méthodologiques : l'objectif est de proposer des métriques de la diversité fonctionnelle afin de quantifier ses différentes composantes de façon pertinente (e.g. Petchey & Gaston, 2002, 2006; Mason et al., 2003, 2005; Ricotta, 2005; Lepš et al., 2006).

L'un des enjeux majeurs de la recherche à venir sur les écosystèmes réside dans notre capacité à synthétiser nos connaissances sur les contrôles du fonctionnement de ces écosystèmes avec celles portant sur la dynamique et les règles d'assemblage des communautés, les deux premiers volets présentés ci-dessus (Thompson et al., 2001; Hooper et al., 2005). Ces deux volets se sont développés plus ou moins parallèlement jusqu'ici, et leur articulation peut s'envisager *via* la prise en compte de la notion de diversité fonctionnelle, définie à partir de traits ou de groupes (Chapin et al., 2000; Diaz et al., 2001; Lavorel & Garnier, 2002; Hooper et al., 2005).

1.3.2. Les fonctions et services des écosystèmes : bilan de l'approche écologique

Quel bilan peut-on tirer des nombreux travaux et synthèses qui se sont multipliés pour mettre au jour les interactions complexes entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes, question stratégique on l'aura compris, puisque c'est par là que s'expriment les relations supposées entre biodiversité et services écologiques ? Plusieurs synthèses ont été publiées sur le sujet, parmi lesquelles celles de Hooper et al. (2005), Cardinale et al. (2006) et Balvanera et al. (2006) ont procédé à une large revue de la littérature disponible, qu'il s'agisse de travaux expérimentaux de terrain ou de laboratoire.

On reprendra ici les conclusions que dégagent Hooper et al. (2005), suite à un rapport de l'*Ecological Society of America*, et qui s'accordent avec celles de Cardinale *et al.* et de Balvanera *et al.* :

- Les caractéristiques fonctionnelles des espèces influent fortement sur les propriétés des écosystèmes. Il ne s'agit donc pas seulement d'une question de nombres d'espèces. Ces caractéristiques fonctionnelles opèrent dans un certain contexte, qui inclut les effets d'espèces dominantes, d'espèces pivots (ou clés de voûte), d'espèces "ingénieurs" et des interactions entre espèces (compétition, facilitation, mutualisme, parasitisme, prédation). L'abondance relative seule n'est pas toujours un indicateur satisfaisant de l'importance d'une espèce pour le fonctionnement de l'écosystème, car des espèces même très peu abondantes (par exemple un prédateur clé de voûte) peuvent influencer fortement sur les voies des flux de matière et d'énergie.
- Les changements de composition des peuplements suite à des invasions ou des extinctions d'espèces ont altéré significativement les services écologiques rendus dans de nombreux cas bien documentés. Ces changements apparaissent en outre difficiles sinon impossibles à corriger – ou à des coûts trop élevés, qu'il s'agisse de voies techniques ou écologiques.

- Les effets des pertes d'espèces et de changements de composition des communautés, ainsi que les mécanismes par lesquels ils se manifestent, peuvent différer entre écosystèmes ou selon les propriétés considérées au sein d'un même écosystème.
- Certaines propriétés ou performances des écosystèmes sont *initialement* insensibles aux pertes d'espèces parce que : (a) ils contiennent de nombreuses espèces à rôles fonctionnels similaires ; (b) certaines espèces peuvent ne contribuer que faiblement aux propriétés en question ; (c) ces propriétés sont principalement contrôlées par des caractéristiques de l'environnement abiotique.
- Davantage d'espèces sont nécessaires pour garantir une fourniture stable de biens et services écologiques lorsque croît la variabilité spatiale et temporelle, ce qui se produit nécessairement quand on considère des périodes de temps plus longues et des échelles d'espace plus vastes.
- Les combinaisons d'espèces à modalités d'utilisation des ressources complémentaires peuvent accroître la productivité et la rétention des nutriments.
- La vulnérabilité à l'invasion par des espèces exotiques est fortement influencée par la composition en espèces et décroît généralement avec la richesse spécifique.

Enfin, parmi les points insuffisamment étudiés et donc les priorités pour de nouvelles recherches, Hooper et ses collègues relèvent : que les relations entre diversité taxonomique, diversité fonctionnelle et structure des communautés doivent être approfondies pour permettre d'identifier les mécanismes impliqués dans les effets de la biodiversité et d'évaluer ces derniers ; que les écosystèmes sont organisés en niveaux ou réseaux trophiques tandis que la biodiversité est généralement appréhendée à l'échelle d'un seul de ces niveaux (or les réponses des écosystèmes aux variations de biodiversité sont évidemment influencées par les altérations de ses structures et dépendent donc des niveaux trophiques où se produisent ces changements) ; enfin que la vieille question de la relation diversité-stabilité (évidemment dépendante aussi des deux points ci-dessus), bien traitée sur le plan théorique, est restée négligée par les travaux expérimentaux, spécialement *in natura*. Il est donc nécessaire de développer les expériences à long terme, et même à très long terme, pour être capables d'évaluer le rôle réel de la biodiversité dans la stabilité des écosystèmes et leur résilience (c'est-à-dire leur capacité à résister aux perturbations et à se reconstituer après ces dernières), comme dans d'autres aspects et performances des réseaux trophiques. Cette dernière remarque rejoint une des critiques formulées par Naeem et Wright (2003), à savoir que la portée de beaucoup des travaux expérimentaux réalisés souffraient de la grandeur des échelles d'espace et de temps où ils furent conduits – outre le caractère souvent vague de ce que recouvrait le vocable "fonction" ou "fonctionnement".

1.4. Les fondements des politiques de conservation de la biodiversité

Nous avons vu plus haut que la reconnaissance de la conservation de la biodiversité comme un objectif majeur de la communauté internationale n'a pas été suffisante pour imposer sa légitimité en priorité par rapport à d'autres objectifs comme celui de la liberté du commerce. La mise en évidence du rôle de la diversité fonctionnelle, et de sa contribution aux services des écosystèmes, est-elle de nature à renforcer la légitimité de la conservation de la biodiversité, en complément de la valeur dite "patrimoniale" de la biodiversité ? La question comporte en fait trois aspects : l'un est descriptif et recense les différentes valeurs attribuables à la conservation de la biodiversité, l'autre est topologique et consiste à étudier l'impact de la distribution géographique des éléments de la biodiversité sur leurs valeurs à différents niveaux, et le dernier porte sur les modes d'articulation des valeurs locales et des valeurs globales. Ces deux derniers points sont particulièrement importants pour la conception des politiques publiques, dans la mesure où ils impliquent d'éventuels transferts entre pays ou régions inégalement dotées en biodiversité.

La question des valeurs et de l'évaluation est intimement liée à celle la nature duale de la biodiversité, à la fois définie par la collection de ses composants, et par les propriétés du tout. Chacune de ses composantes est susceptible d'une appropriation juridique, du moins depuis 1992, alors que les propriétés du tout restent un bien public. Et comme les composantes de la collection sont distribuées à

la surface du globe, il en résulte que la biodiversité, conçue comme une propriété du tout, a les caractéristiques d'un bien public global. La tension entre ces deux pôles, inhérente à l'objet, est à l'origine des difficultés rencontrées lorsqu'on cherche à fonder la décision publique portant sur la gestion de la biodiversité. En effet, lorsqu'une décision privée ou publique de niveau local est en cause, les valeurs en jeu ne sont pas les mêmes que lorsqu'il s'agit d'une décision collective au niveau de la planète. Or c'est bien au niveau local, et dans la gestion des composantes locales de la biodiversité, que se joue le devenir de la biodiversité comprise comme un tout. C'est cette caractéristique qui conduit à donner autant d'importance, dans les politiques de conservation, à la question des incitations.

Nous allons examiner maintenant les principes juridiques qui peuvent servir de fondements à une action publique en matière de protection de la biodiversité et de maintien des services des écosystèmes, puis les fondements de l'évaluation économique de la biodiversité. Nous soulignerons enfin l'importance des débats sur la métrique de biodiversité et le caractère lacunaire de l'information primaire sur la biodiversité.

Encadré 1-6. Pourquoi s'intéresser à la biodiversité ?

(d'après Lévêque, 1997, *La biodiversité*)

Motifs économiques

- Elle contribue à la fourniture de nombreux produits alimentaires, de matières premières pour l'industrie, de médicaments, de matériaux de construction et à usages domestiques.
- Elle est à la base de toute la production agricole, tant du point de vue du nombre d'espèces utilisées que des nombreuses variétés patiemment sélectionnées ; elle est indispensable pour l'amélioration des végétaux et des animaux domestiques.
- Elle offre d'importantes perspectives de valorisation dans le domaine des biotechnologies, notamment pour les micro-organismes, mais également dans le domaine des manipulations génétiques.
- Elle suscite une activité économique liée au tourisme et à l'observation d'espèces dans leur milieu ou à l'attrait de beaux paysages.

Motifs écologiques

- Elle est indispensable pour maintenir les processus d'évolution du monde vivant.
- Elle joue un rôle dans la régulation des grands équilibres physico-chimiques de la biosphère, notamment au niveau de la production et du recyclage du carbone et de l'oxygène.
- Elle contribue à la fertilité des sols et à sa protection, ainsi qu'à la régulation du cycle hydrologique.
- Elle absorbe et décompose divers polluants organiques et minéraux, et participe par exemple à l'épuration des eaux.

Motifs éthiques et patrimoniaux

- Les hommes ont le devoir moral de ne pas éliminer les autres formes de vie.
- Selon le principe d'équité entre les générations, nous devons transmettre à nos enfants l'héritage que nous avons reçu.
- Les écosystèmes naturels et leurs espèces sont de véritables laboratoires pour comprendre les processus de l'évolution.
- La biodiversité est chargée de normes de valeur : c'est ce qui est naturel, ce qui est vulnérable, ce qui est bon pour l'homme et la survie de l'humanité, etc.

1.4.1. Les fondements juridiques de la valeur de la biodiversité

La notion de services des écosystèmes a pour effet de leur attribuer une valeur fondée sur l'utilité qu'ils représentent pour l'humanité. Ce faisant, elle les positionne dans un système de hiérarchisation et facilite leur évaluation. Appréciée dans sa globalité, cette valeur est maximale, puisque de l'existence même de ces services dépend la survie de l'humanité. Ce point de vue n'exclut pourtant nullement une hiérarchisation de ces services entre eux, mais également avec les autres valeurs que le

droit reconnaît. Si ce processus de hiérarchisation peut se révéler préjudiciable à une vision globale des écosystèmes, il semble pourtant inévitable dès lors que les écosystèmes et leurs composants comme la biodiversité intègrent un système lui-même hiérarchisé tel que le droit.

L'utilité reconnue aux écosystèmes fournit certaines clés de classement ; ainsi les services strictement nécessaires à la vie humaine (eau potable, qualité de l'air) peuvent être considérés comme plus utiles et importants que ceux qualifiés de culturels ou récréatifs par exemple. Ces derniers peuvent alors être mis en balance avec d'autres valeurs que le droit protège, comme la liberté du commerce par exemple.

La notion de service facilite également l'évaluation financière de la biodiversité (coûts évités, coûts de la restauration, de la compensation, de techniques éventuelles de substitution à ces services), laquelle se prête dès lors davantage à une hiérarchisation. La possibilité d'évaluer financièrement le coût des services rendus par la biodiversité est de nature à rendre plus aisée leur prise en compte par le droit. Elle peut ainsi faciliter la pesée des intérêts dans une décision publique d'autorisation d'une activité ou d'un produit susceptible d'affecter ces services.

L'appréhension de la biodiversité par le prisme des services qu'elle fournit apporte une légitimité accrue à la technique de la compensation. Celle-ci est connue en droit de l'environnement, où les interdictions absolues d'atteintes n'existent quasiment jamais. C'est le cas pour la réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) en droit français, 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. Selon la valeur accordée à l'environnement, le droit peut réduire sensiblement les atteintes autorisées et réduire ainsi le recours à la compensation. C'est le cas dans le cadre de la directive 92/43 dite "Habitats" où le déclassement d'une zone est possible pour des "raisons impératives d'intérêt public majeur", ou pour les habitats et/ou espèces particulièrement menacés pour des considérations uniquement liées à la santé humaine, à la sécurité publique ou à des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement. La technique de la compensation est par nature incompatible avec des valeurs considérées comme uniques et irremplaçables. Elle ne serait pas envisageable dans un système où la biodiversité serait protégée exclusivement pour elle-même, pour sa valeur intrinsèque. Mais dès lors que la biodiversité, ou tout autre élément de l'environnement, est également protégé pour les services fournis, la compensation s'impose comme un mode de gestion pertinent. Il n'est pas étonnant d'ailleurs de constater que la Convention de Ramsar de 1971, qui protège les zones humides en raison des services rendus par ces écosystèmes, prévoyait déjà un système de compensation⁴.

Le lien entre valeur intrinsèque et fonctionnelle tient à la prise en compte, dans les textes juridiques, des besoins des générations futures et de l'humanité dans son ensemble. Si la notion de patrimoine commun ne parvient pas à fonder un statut juridique spécifique (cf. section 1.2.2.), elle impose une vision anthropocentrique de la nature, sans la réduire pour autant à la seule dimension économique.

A cet égard, le préambule de la CDB est caractéristique, puisque toutes ces références s'y retrouvent. La "valeur intrinsèque de la diversité biologique" est proclamée à l'alinéa 1^{er} et "l'importance de la diversité biologique pour l'évolution et pour la préservation des systèmes qui entretiennent la biosphère" à l'alinéa 2. L'alinéa 20 dispose que "la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique revêtent la plus haute importance pour la satisfaction des besoins alimentaires, sanitaires et autres de la population de la planète (...)" et les Parties contractantes se déclarent "déterminées à conserver et à utiliser durablement la diversité biologique au profit des générations présentes et futures" (al.23).

Dans le champ du droit, la valeur fonctionnelle des écosystèmes s'ajoute à leur valeur intrinsèque, sans s'y substituer. Les fonctions des écosystèmes ne se limitant pas aux seules valeurs ou potentialités économiques, il n'y a pas de contradiction entre les deux notions. La notion de service modifie sensiblement les objectifs poursuivis par le droit de la biodiversité puisqu'il s'agit d'assurer la survie

⁴ Art.4-2 : "Lorsqu'une partie contractante (...) retire une zone inscrite sur la liste ou en réduit l'étendue, elle devrait compenser autant que possible toute perte de ressource en zone humide et, en particulier, elle devrait créer de nouvelles réserves naturelles pour les oiseaux d'eau et pour la protection, dans la même région ou ailleurs, d'une partie convenable de leur habitat antérieur".

même de l'humanité. Autrement dit, l'état de "servitude" est double ; en affirmant que les écosystèmes sont au service de l'humanité, le droit acte en même temps la dépendance de celle-ci à leur égard.

Pour autant, toute dimension économique n'est pas absente de la notion de services des écosystèmes. Elle lui est au contraire inhérente et elle est censée agir comme un facteur déclenchant de l'action des sociétés présentes. Comme si la survie de l'humanité ne suffisait pas, n'était un objectif suffisamment mobilisateur, s'y ajoute le coût des services des écosystèmes. Le raisonnement est le suivant : sachant d'une part que ces services sont essentiels à la survie de l'humanité et que, d'autre part, il n'est pas toujours possible de les restaurer en cas d'atteinte irréversible et qu'en tout état de cause, il est beaucoup plus coûteux de les restaurer que de les préserver, les sociétés présentes ne disposent plus du choix de préserver ou non la biodiversité. A cet égard, l'approche de la Commission européenne est tout à fait significative ; elle relève que "Au vu de l'ampleur du défi à relever, il est nécessaire d'envisager de nouvelles approches et, surtout, de rendre la protection de la biodiversité économiquement intéressante. La valeur intrinsèque de la nature ne sera pas suffisante en soi"⁵. Le message est le même dans sa communication "Enrayer la diminution de la biodiversité à l'horizon 2010 et au-delà. Préserver les services écosystémiques pour le bien-être humain"⁶. La Commission affirme que la "diminution de la biodiversité, qui concerne les écosystèmes, les espèces et les gènes, est préoccupante non seulement en raison de la valeur intrinsèque de la nature, mais aussi parce qu'elle engendre un déclin des "services écosystémiques" fournis par les systèmes naturels. (...) Le problème fondamental est qu'en exploitant le capital naturel de la Terre, nous mettons en péril la capacité des écosystèmes à pourvoir à la subsistance des générations futures". Sous le titre "Pourquoi la biodiversité est-elle importante ?", la Commission place en premier lieu "le point de vue éthique selon lequel nous n'avons pas le droit d'agir sur le devenir de la nature", puis le point de vue économique, où s'il est malaisé d'attribuer une valeur monétaire précise aux services écosystémiques, "on estime qu'ils représentent plusieurs centaines de milliards d'euros par an". La Commission ajoute que "une fois franchi un certain cap, il est souvent très difficile, voire impossible, de rétablir les écosystèmes. L'extinction est définitive. À terme, l'humanité ne peut pas survivre sans ces systèmes naturels".

Il convient de noter que l'approche par "services des écosystèmes" a tendance à s'affirmer en droit communautaire, dans les communications de la Commission européenne, mais également dans les textes, ou projets de textes, contraignants. Cette notion est absente de la communication "Stratégie communautaire en faveur de la diversité biologique"⁷ de 1998 et à peine implicite dans la communication "Plan d'action en faveur de la diversité biologique dans le domaine de l'agriculture"⁸ de 2001. C'est en revanche l'objet même de la communication déjà citée "Enrayer la diminution de la biodiversité à l'horizon 2010 et au-delà. Préserver les services écosystémiques pour le bien-être humain" de 2006. Un an plus tard, les services des écosystèmes sont au cœur de la communication relative à l'examen à mi-parcours du sixième programme d'action communautaire pour l'environnement⁹. Quant aux textes contraignants, on remarquera que dans la directive 2000/60 dite directive cadre sur l'eau¹⁰, la notion de "service des écosystèmes", en l'espèce aquatiques, n'apparaît pas. En 2004, en revanche, la directive 2004/35 sur la responsabilité environnementale¹¹ définit la notion de dommages à l'environnement comme "une modification négative mesurable d'une ressource naturelle ou une détérioration mesurable d'un service lié à des ressources naturelles (...)". Enfin, les "fonctions écologiques, économiques, sociales et culturelles" des sols sont le fondement du régime protecteur qui leur est consacré dans la proposition de directive définissant un cadre pour la protection des sols¹².

⁵ Communication de la commission relative à l'examen à mi-parcours du sixième programme d'action communautaire pour l'environnement, COM (2007) 225 final.

⁶ COM(2006)216 final.

⁷ COM (1998) 42, non publié.

⁸ COM (2001) 162 final.

⁹ COM (2007) 225 final.

¹⁰ Directive 2000/60 du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JOCE L 327 du 22 décembre 2000.

¹¹ Directive 2004/35/CE du 21 avril 2004, sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux, JOUE L 143 du 30 avril 2004.

¹² CPM (2006) 232 final.

1.4.2. Les fondements économiques de l'évaluation de la biodiversité

Les économistes regroupent l'ensemble des valeurs attribuables à la biodiversité dans le concept de valeur économique totale, décomposée elle-même entre valeurs d'usages et de non usage. Ces dernières comportent les valeurs d'existence et de transmission, et sont en grande partie assimilables aux valeurs intrinsèques décrites précédemment. Les valeurs d'usage se décomposent en valeurs d'usage direct et d'usage indirect, dans lequel on classe les services des écosystèmes. Notons que l'exploitation des ressources biologiques par la chasse, la pêche ou toute autre forme de prélèvement n'entre pas dans cette typologie, car elle ne porte pas sur la biodiversité en tant que telle, mais seulement sur un de ses éléments. Néanmoins, quand la surexploitation affecte la population d'une espèce clé de voûte d'un écosystème, il peut y avoir un effet indirect de cette surexploitation sur la diversité d'ensemble.

Pour l'économiste, la distinction entre valeur patrimoniale et valeur fonctionnelle de la biodiversité est moins évidente que pour les écologues, notamment quand l'une et l'autre peuvent être converties dans la même métrique d'utilité.

Deux types de situations dans lesquels l'évaluation des variations de biodiversité est utile, si ce n'est indispensable, à la décision publique, sont d'une part les projets qui conduisent potentiellement à une diminution de la biodiversité ou des services des écosystèmes, et d'autre part les projets qui sont spécifiquement dédiés à la conservation de la biodiversité. Ces deux situations peuvent entrer dans le cadre général proposé par D. Pearce (Pearce & Moran, 1995) qui consiste à se demander quel est le niveau de biodiversité socialement optimal (cela suppose implicitement que l'on puisse établir un état de la biodiversité, à la fois au niveau global de la décision, et aux différents niveaux locaux). Pour répondre à une telle question, l'économiste a besoin de disposer d'une métrique pour la biodiversité, ce qui, on s'en doute, n'est pas chose évidente compte tenu des débats évoqués plus haut quant à sa définition.

La question cruciale que pose l'évaluation de la biodiversité, dans le contexte de projets de développement des infrastructures publiques qui ont leur propre légitimité, comme dans celle de projets de conservation, est celle du niveau global de biodiversité au moment de la réalisation du projet, et dans les périodes à venir après sa réalisation éventuelle. La réponse a besoin d'un cadre théorique global, et d'une réflexion sur son application dans les contextes précis de développement.

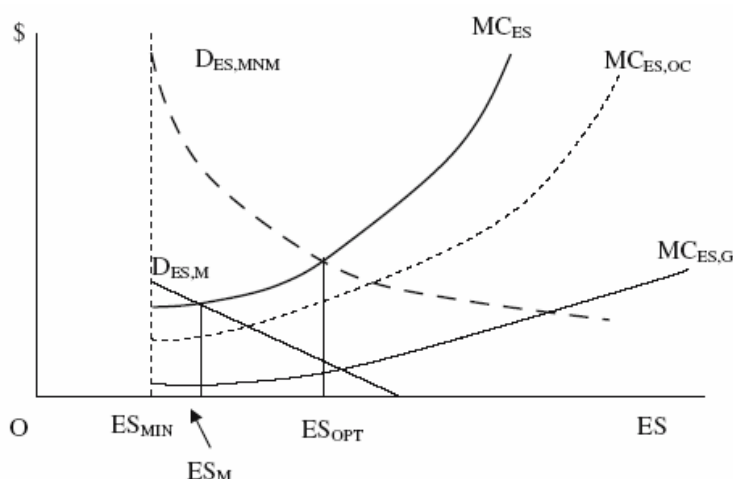
Table 5: Identification of monetary valuation methods according to the different biodiversity value components

TOTAL ECONOMIC VALUE (TEV)	USE VALUES (UV)	Direct use value (DUV)	Recreation benefits, e.g. sight-seeing, fishing, swimming Methods: Travel cost, contingent valuation
		Indirect use value (IUV)	Ecosystem functional benefits, e.g. regulating local chemical composition of the water Methods: production function, averting behaviour, hedonic price
		Option Value (OV)	Insurance for having the asset on <i>stand-by</i> , e.g. future visits, future genetic manipulation Methods: contingent valuation
	NONUSE VALUES (NUV)	Bequest Value (BV)	Legacy benefits e.g. habitat conservation for future generations Methods: contingent valuation
		Existence value (XV)	Existence benefits, e.g. knowledge of existence of marine wildlife diversity Methods: travel cost, contingent valuation

Pour Pearce, il s'agit de savoir si le niveau de biodiversité obtenu après le développement (au sens de transformation d'un habitat naturel en artefacts humains) se situe, sur la figure ci-dessous, à droite du point ES_{OPT} qui est censé représenter une situation socialement optimale, auquel cas il y aurait une

marge pour réduire le niveau de biodiversité, ou bien à gauche de ce point, auquel cas exécuter le projet signifierait une perte de bien-être social. Ce raisonnement, tout en étant à la marge, suppose implicitement que l'on soit capable d'identifier une fonction de coût marginal, ainsi qu'une fonction de demande à l'échelle de la société, c'est-à-dire à un niveau agrégé. Autrement dit, le niveau de biodiversité qui permet de calculer les bénéfices et les coûts marginaux est bien le niveau agrégé, et non le niveau ponctuel lié à un projet spécifique. Sans référence à ce niveau agrégé, dans l'évaluation de chaque projet spécifique, on court le risque d'une décision socialement sous-optimale, soit que l'on accepte le projet, alors que l'on est déjà rendu à un niveau trop bas de biodiversité, soit que l'on rejette le projet, alors qu'il y a encore des marges de développement.

Fig. 1 Stylised costs and benefits of ecosystem service provision



Notons que l'analyse est ici menée du point de vue de la biodiversité, plus spécifiquement des services fournis par les écosystèmes, et qu'elle inclut deux sortes de coûts : les coûts de gestion, indicés par G et les coûts d'opportunité, indicés par OC. Ces derniers incluent les bénéfices liés à la réalisation du projet d'infrastructure, ou au maintien d'une activité qui fournit d'autres biens ou services. Les hypothèses qui sous-tendent le choix de la forme de la fonction de coût d'opportunité de la biodiversité sont celles d'une saturation de la demande de développement, correspondant à une utilité marginale décroissante de la création d'infrastructures et d'urbanisation. Symétriquement, l'utilité marginale de la biodiversité est décroissante avec le niveau de biodiversité (courbe $D_{ES,MNM}$).

Alors que les données sur le coût marginal de gestion sont des données techniques mesurables assez facilement, il n'en est pas de même des courbes de demande de biodiversité et des courbes de demande de développement (permettant de calculer le coût d'opportunité de la conservation de la biodiversité). Dans les deux cas, ces données doivent être déduites d'enquêtes, car les services correspondants ont la nature de bien public.

La difficulté avec ce genre de raisonnement théorique est le passage à la mesure, indispensable à son application. Il pose en fait un double défi, lié d'une part à la définition de la biodiversité et à sa mesure sur le terrain, et d'autre part, à la difficulté de mesurer les variations marginales de bien-être social liées au projet. On supposera pour simplifier que ces difficultés sont spécifiques à la biodiversité et ne s'appliquent pas au projet de développement lui-même. La première difficulté souligne le besoin urgent d'un observatoire de la biodiversité sans lequel la définition de valeurs n'aurait pas de sens. La seconde met en évidence le besoin de méthodes d'évaluation des projets fiables et standardisées.

Au-delà des tentatives d'attribuer une valeur globale aux services des écosystèmes (Costanza et al., 1997; Alexander et al.), et qui n'ont en définitive pas beaucoup de portée opérationnelle¹³, les

¹³ La méthode proposée par Alexander et al. repose sur la fiction d'un propriétaire de l'ensemble des écosystèmes du globe, en position de monopole, qui se poserait la question du montant du loyer pour l'usage des services de ces écosystèmes. Un maximum pour cette rente est constitué par la différence entre le PNB mondial et un hypothétique revenu global de

économistes disposent de plusieurs méthodes pour évaluer à la marge la valeur d'un projet affectant les écosystèmes. Ces méthodes sont basées souvent sur un principe de substituabilité entre actifs naturels et actifs manufacturés :

- Les coûts évités (*avoided costs*) : la méthode consiste à évaluer les coûts des conséquences d'une absence de ces services (dommages aux infrastructures, comme dans le cas de catastrophes naturelles, ou dommages de santé, comme dans le cas des services d'épuration ou de régulation face aux espèces envahissantes).
- Les coûts de remplacement : coûts des services de substitution à créer artificiellement par l'homme.
- Les facteurs de revenus (*factor income*) : une bonne qualité des ES, par exemple des étangs exempts de polluants, procurent une productivité supérieure de la pêche, et donc soutiennent le revenu de ce secteur.
- Les coûts de déplacements (*travel costs*) : même en l'absence de marchés directs permettant de capturer la demande pour un service donné, il est possible d'évaluer indirectement la demande à travers une dépense liée, par exemple pour bénéficier de ce service (aménités paysagères, récréatives ou autres...).
- La méthode des prix hédoniques (*hedonic prices*) : l'idée est ici la même que la précédente, elle repose sur l'hypothèse que les consentements à payer transitent par les prix consentis pour certains biens permettant de profiter des services associés
- Les méthodes d'analyse contingentes (CV et CE) : 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 de modification, incluant le status quo.

A la lecture de cette liste, on voit bien que la nature des informations obtenues par les différentes méthodes, et donc leur usage dans un processus de décision, ne sont pas homogènes. Pour les unes, le résultat est une évaluation monétaire directement comparable à d'autres grandeurs économiques, dans une perspective de comparer les coûts et les bénéfices du projet. Pour les autres (méthodes d'analyse contingente par exemple), la façon dont on peut les utiliser dans un processus de décision collective devrait en principe reposer sur un choix préalable d'un mécanisme de révélation (*mechanism design*). En effet, dans la perspective de mettre en balance les coûts directs ou d'opportunité, du projet, et ses bénéfices du point de vue des citoyens, l'utilisation des informations sur la distribution des consentements individuels à payer n'est pas indépendante du choix d'un mécanisme. Or on sait¹⁴ que ces mécanismes, dans le cas des biens publics purs, sont toujours imparfaits et ne peuvent être à la fois à l'abri des manipulations stratégiques, et financièrement équilibrés.

Idéalement, on devrait fonder la décision publique sur la balance des coûts et des bénéfices, mais cela suppose que l'on dispose d'une part d'une métrique de biodiversité légitime scientifiquement et acceptée socialement, et d'autre part, que l'information pour la construire soit disponible à un coût lui-même acceptable. Nous allons voir que ces deux conditions n'ont rien d'évident.

1.5. A la recherche d'une métrique de biodiversité

1.5.1. Indices de biodiversité

A partir du moment où la biodiversité, au-delà de son seul intérêt scientifique, est devenue un objet de politiques publiques, on a assisté à une explosion des travaux scientifiques et des réflexions sur l'élaboration de mesures, d'indices et d'indicateurs de son état et de sa dynamique (Plantureux, 2008). Pour des raisons de commodité, nous distinguerons ce qui relève de la discussion sur les indices de ce

subsistance. Cette méthode a le mérite de cadrer les évaluations données précédemment par le célèbre et très critiqué article de Costanza et al. (1997) sur la valeur totale des services des écosystèmes.

¹⁴ Depuis la démonstration de Arrow, on sait qu'il est impossible de trouver un mécanisme de révélation démocratique.

qui relève de l'élaboration d'indicateurs utiles à la gestion, qui sera traité avec les politiques publiques, dans le Chapitre 4. Dans un premier temps en effet, il est commode de considérer que les indices de biodiversité sont idéalement conçus pour servir de base à la décision publique. Les objectifs de conservation étant alors définis, on passerait à la phase de mise en œuvre, les indicateurs seraient alors choisis et l'on utiliserait l'information fournie par les naturalistes pour les construire.

Au-delà des aspects globaux et de la question de l'agrégation des informations pour évaluer les politiques publiques, on notera que le monitoring de la biodiversité peut aussi porter sur des niveaux géographiques fins, comme la parcelle ou l'unité de paysage, en relation avec les formes d'incitations choisies par les pouvoirs publics. Le choix de l'indicateur de biodiversité devient alors un des éléments clés de la négociation des contrats de conservation fondés sur un engagement de résultats.

Dans tous les cas, la contrainte de disponibilité et de coût de l'information est cruciale, et conduit à poser la question de la production de l'information primaire sur la biodiversité, des formes d'organisation et des arrangements institutionnels pour sa gestion (Levrel, 2006).

La discussion sur la construction des indices de biodiversité permet de retrouver tous les controverses et enjeux liés à sa définition. Elle reflète également les évolutions des conceptions sur les fondements des politiques de conservation, initialement polarisées par une conception patrimoniale centrée sur les espèces, et les distances phylogénétiques, et qui ont évolué ensuite vers une conception plus utilitariste, sous la double influence des travaux des économistes et des débats concernant la diversité fonctionnelle et les services rendus par les écosystèmes¹⁵. Alors que cette évolution dans l'élaboration des indices semble réalisée de façon assez pragmatique, on voit aujourd'hui apparaître des recherches qui posent la question de ses fondements axiomatiques pour proposer des directions nouvelles de recherche (e.g. Aulong et al., 2006). L'argument de base de ce courant de recherche est le suivant : la finalité de l'élaboration d'un indice de biodiversité est de pouvoir comparer des échantillons d'organismes vivants. Pour cela, il faut élaborer une procédure de condensation de l'information contenue dans l'échantillon, ce qui implique un choix des attributs individuels et des procédures pour construire l'information. On peut donc concevoir a priori une infinité d'indices. La conséquence en est qu'un échantillon peut relever d'un classement différent selon le point de vue et les procédures adoptées dans la construction de l'indice. En l'absence d'une identification claire des axiomes sous-jacents à un indice, on peut être amené à hériter de certaines propriétés indésirables, voire contraires à ses propres objectifs, de cet indice. Ces observations ont conduit Aulong et al., ainsi que Bervoets, à examiner systématiquement les indices de biodiversité actuellement publiés et à identifier les axiomes sous-jacents à chacun d'entre eux.

Dans le tableau ci-dessous, figurent en ligne les axiomes, et en colonne les indices les plus courants. On trouvera dans Aulong et al. (2006), la description précise des axiomes impliqués dans chacun des indices.

Tableau 1 : Propriétés des indices de diversité

	D_A	D_α	D_W	D_{SPB}	D_{NP}
Indifférence aux singletons	oui/non	oui	oui	non	non/oui
Monotonie p/r ajout à un singleton	oui	non	oui	non	non/oui
Indépendance	oui	non	non	non	non/oui
Propriété de jumelage	oui	non	oui	oui	non/oui
Monotonie p/r aux espèces	oui	non	oui	oui	oui
Existence d'un lien	non	non	oui	?	non/oui
Monotonie p/r distances	non	non	oui	oui	non/oui
Indépendance restreinte	non	non	oui	non	non/oui
Robustesse ajout ens. dominés	non	non	non	non	non
Dict. paire la plus dissimilaire	non	non	non	non	non

D_A : Famille des indices additifs (nombre et abondance des espèces)
 D_α : Famille des indices d'abondance relative
 D_W : Indice de Weitzman 1992 (agrégation des dissimilarités cardinales)
 D_{SPB} : Indice de Solow, Polasky, Broadus (1993)
 D_{NP} : Indice de Nehring et Puppe (2002), Agrégation uni et multidimensionnelle des attributs réalisés.

¹⁵ Une telle présentation doit cependant être nuancée, puisqu'on trouve chez Noss, dès 1990, une présentation hiérarchisée des trois niveaux de la biodiversité (gènes, population, écosystèmes) interconnectée avec les attributs de composition, de structure et de fonctions.

Au total, il semble bien que la complexité croissante des indices proposés ait autant soulevé de problèmes qu'elle n'en a résolus, d'autant plus que cela a contribué à souligner le décalage entre les besoins d'information découlant de certains indices et la possibilité de l'obtenir à un coût raisonnable. D'autre part, le constat que certains indices peuvent conduire à justifier à peu près n'importe quel choix de conservation ne contribue pas à renforcer la confiance que l'on pourrait placer dans des indices complexes pour fonder une décision réellement démocratique en la matière. On est alors conduit à se demander si un retour à quelques principes simples ne serait pas plus adapté et efficace, ce qui donne à l'approche de Weikard un relief tout particulier (Weikard, 2002).

Certains des indices décrits et analysés ci-dessus introduisent implicitement un point de vue utilitariste, notamment lorsqu'ils affectent aux espèces des poids différents. En effet, l'argument le plus fréquemment avancé pour justifier l'usage de poids différents est lié à la place des espèces considérées dans le fonctionnement des écosystèmes. Mais il peut également être lié à la valorisation différente, par la société, de ces espèces. C'est ainsi que Noss a introduit des notions d'espèce parapluie, d'espèce porte-drapeaux, d'espèce clé de voûte, etc. De même, l'indice de Nehring et Puppe, qui agrège des attributs "réalisés", se rattache à la théorie utilitariste de Lancaster, selon laquelle un bien procure une utilité non par lui-même mais par la combinaison des attributs d'intérêt.

Une étape supplémentaire dans la recherche de fondements théoriques solides pour les politiques de conservation est constituée par la démarche proposée par Weitzman (1998), qui consiste à intégrer les aspects écologiques et biologiques et les aspects économiques dans un contexte de limitation de moyens et d'incertitude sur les résultats de la politique de conservation. La politique de protection optimale, au sens de Weitzman, peut être approchée par une règle simple, qui consiste à classer les espèces ciblées par le projet de protection selon les valeurs d'un indice composite, qui utilise à la fois l'indice de dissimilitude cardinale D_w , les bénéfices espérés, le tout pondéré par le coût de la protection et la variation relative du risque d'extinction par rapport au risque en l'absence de la protection.

Encadré 1-7. Les mesures de diversité spécifique

- La richesse spécifique S

C'est le nombre d'espèces recensées, généralement dans un groupe taxonomique donné (Oiseaux, plantes, etc.).

- La diversité spécifique

Elle prend en compte l'abondance relative des espèces en plus de leur nombre. Les deux indices les plus utilisés dans la littérature écologique sont :

- l'indice de Simpson : $I = 1 / \sum p_i^2$ en désignant par N la somme des effectifs des S espèces constituant le peuplement ou l'échantillon analysé ; par n_i l'effectif de la population d'espèce i et par p_i l'abondance relative de l'espèce dans l'échantillon ($p_i = n_i/N$). Il varie de 1 (une seule espèce présente) à S (toutes les espèces présentes ont même abondance).

- l'indice de Shannon, issu de la théorie de l'information : $H = - \sum p_i \log_2 p_i$

Sa valeur varie de 0 (une seule espèce) à $\log S$ (lorsque toutes les espèces ont même abondance).

- L'équitabilité

Les valeurs que prennent les indices précédents dépendent à la fois de la richesse spécifique S et de la répartition des effectifs entre les diverses espèces. Des ensembles biologiques à physionomie très différente peuvent ainsi avoir une même valeur de diversité. Aussi doit-on utiliser parallèlement à I ou H des mesures d'équitabilité : $E = H/\log S$ ou $E_s = I_s - 1/S - 1$

L'équitabilité varie de 0 à 1 : elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une espèce ; elle est de 1 lorsque toutes les espèces ont même abondance.

1.5.2. La production de l'information sur la biodiversité

On peut facilement faire le constat de l'importance du fossé qui sépare les analyses théoriques décrites ci-dessus, qui cherchent à donner un fondement biologique, écologique ou économique aux indices de biodiversité, et les approches proposées pour guider et évaluer les politiques publiques. La première

différence, qui est bien décrite dans les papiers de Bockstaller et al. (2008) et de Levrel (2007), est la suprématie des indicateurs indirects observée quand on passe du stade de la recherche à celui de la gestion. A ce stade en effet, les décideurs politiques et les gestionnaires se trouvent confrontés à plusieurs difficultés d'ordre différent :

- une abondance de propositions qui est en porte à faux avec la carence ou le caractère lacunaire de l'information biologique, écologique ou économique qui serait nécessaire pour les mettre en œuvre ;
- une diversité d'intérêts plus ou moins puissants qui contribuent paradoxalement à faire du débat sur le choix des indicateurs un enjeu de la négociation sur les objectifs de la politique elle-même ;
- une difficulté de gestion : quand les indicateurs finalement retenus révèlent un risque d'extinction voire une extinction, il est souvent déjà trop tard pour agir.

Ces trois difficultés expliquent la nette prédominance de l'usage des indicateurs indirects sur celui des indices de biodiversité. Or, ce qui caractérise ces indicateurs, c'est précisément qu'ils portent majoritairement sur les pressions, sur les impacts, et sur les réponses en terme de politiques et de gouvernance, et peu en définitive sur les états de la biodiversité et des écosystèmes eux-mêmes.

Il faut alors se demander à quoi tient la situation de sous-information sur l'état de la biodiversité. Au-delà de la complexité et de la richesse des débats sur les indices de biodiversité, on peut voir plusieurs raisons à cette situation :

- La première tient au caractère distribué de la biodiversité sur le territoire, et donc au coût élevé de son observation systématique. Mais l'on peut faire remarquer que cette caractéristique n'est pas l'apanage de la biodiversité, et que de nombreuses activités humaines, à commencer par l'agriculture, la partagent avec elle. Il reste alors un problème important de collecte et d'agrégation.
- La seconde tient à son caractère de bien public, qui fait que seuls des groupes hautement concernés soit par son exploitation directe, soit par sa conservation, sont prêts à investir dans sa conservation (ce qui explique la prééminence des ONG dans ce secteur). Comme l'a souligné Pearce, on peut observer un important décalage entre les déclarations d'intention et les réalisations au niveau de l'investissement public pour la conservation de la biodiversité.
- La troisième tient enfin à la combinaison de ces deux premières caractéristiques, et à la dissociation des droits de propriété entre parties prenantes – dit autrement, à la dissociation entre les droits des propriétaires fonciers, qui sont les gestionnaires de la majorité de la biodiversité distribuée sur le territoire, et ceux des parties intéressées à sa conservation. Ce problème peut induire des difficultés et des biais importants dans l'élaboration de l'information primaire sur la biodiversité (non seulement un biais d'accès mais aussi un biais de sélection¹⁶).

L'élaboration de l'information primaire sur la biodiversité repose sur plusieurs compétences et capacités. Il y a d'abord la compétence taxonomique, qui est fondamentalement la capacité à discriminer. Elle repose selon les cas sur l'usage de techniques plus ou moins sophistiquées et coûteuses, comme les barcodes ADN. Mais elle repose surtout sur un investissement intellectuel personnel important. Il y a aussi la capacité à dénombrer et à interpréter sur le terrain. On commence seulement aujourd'hui à mesurer les paramètres de cette capacité, la robustesse, la fiabilité et la fidélité des mesures obtenues par différents opérateurs.

De fait, on constate qu'une bonne partie de l'information primaire sur la biodiversité est produite par l'engagement bénévole des naturalistes amateurs dans le cadre de réseaux spécialisés ou locaux. Les motivations de cet engagement, qui a une vraie valeur économique, sont variées, et vont de la recherche de la notoriété dans un groupe de pairs à la volonté de contribuer à la préservation d'une espèce, en passant par une motivation pour améliorer l'état d'une ressource exploitée (cas de nombreuses associations de pêcheurs et de chasseurs). Les expériences analysées, tant en France qu'à l'étranger, montrent qu'une condition de succès et d'efficacité de ces réseaux est la coordination réalisée par des scientifiques ou des Institutions.

¹⁶ Dont témoignent par exemple la faible information disponible sur des espèces ou groupes peu attractifs, comme les arachnides ou les mites, relativement aux oiseaux ou aux papillons, ou la difficulté d'accès aux tableaux de chasse dans les chasses privées.

Les difficultés rencontrées dans la collecte et l'agrégation de l'information primaire sur la biodiversité, avec pour corollaire son coût élevé et son caractère lacunaire, ont conduit très tôt les gestionnaires et les décideurs politiques à rechercher des mesures indirectes ou de substitution. C'est ce qui explique la prolifération des indicateurs.

1.6. Synthèse et discussion

Définir la biodiversité comme "la totalité de toutes les variations du vivant" (Wilson, 1988) est clair, lapidaire, mais d'une faible utilité pratique. Il est, certes, utile de comprendre ce qui caractérise ce champ d'action identifié aujourd'hui par le terme biodiversité. Mais pour aborder les problématiques liant biodiversité et agriculture, force est de revenir à des réalités accessibles à l'observation, la mesure et l'analyse expérimentale.

Pratiquement, la quasi-totalité des auteurs confrontés à la "réalité-terrain" proposent de l'aborder niveau par niveau, selon la question posée : "la *diversité génétique*, à l'échelle d'une population ou d'un ensemble de populations pour une espèce donnée ; la *diversité taxinomique*, aux niveaux supérieurs de classification ; et la *diversité écosystémique*, pour laquelle les catégories considérées sont les écosystèmes" (Gossellin & Laroussinie, 2002, *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver*).

Au-delà de l'action des professionnels des ressources génétiques, la biodiversité est aujourd'hui au cœur de diverses politiques environnementales, au sein desquelles elle présente un ensemble de caractéristiques qui la distinguent d'autres biens environnementaux :

- Elle recouvre une réalité extrêmement vaste, puisqu'elle concerne tous les types d'écosystèmes terrestres, d'eau douce ou marins. Au sein d'un même écosystème dont les frontières sont parfois difficiles à préciser, peuvent cohabiter des milliers d'espèces ou seulement quelques unes. Au sein de chaque population, la variabilité peut être très importante ou très limitée.
- Sa complexité, reflétant la complexité du vivant, peut être appréhendée à différents niveaux ; ainsi, elle a la particularité d'être à la fois un tout (la diversité des écosystèmes) et une partie de ce tout (les espèces au sein des écosystèmes, la diversité génétique au sein de chaque espèce). On doit souligner aussi son hétérogénéité, qui a pour conséquence qu'elle ne peut être mesurée à l'aide d'un indicateur simple et unique¹⁷ (ce qui soulève évidemment des problèmes de mesure et d'agrégation).
- Le caractère encore fragmentaire des connaissances scientifiques sur le sujet (nombre d'espèces inventoriées¹⁸, connaissance généralement limitée de la diversité intra spécifique, dynamique et fonctionnement des écosystèmes encore mal connus, etc.)
- Le caractère souvent irréversible de sa dégradation (il est très difficile, voire impossible, de recréer gènes, espèces et écosystèmes disparus) qui implique que l'action de protection doit souvent précéder la compréhension de ce qui est protégé (principe de précaution).

Cette complexité se retrouve dans la difficulté de définir la biodiversité de façon vraiment opérationnelle. C'est ce constat que fait P.H. Gouyon (1994) en nuancant quatre dimensions à prendre en compte : "la biodiversité est effectivement un ensemble de phénomènes qui évoque la complexité. On ne doit pas compter à égalité dans la biodiversité de la biosphère un éléphant et une bactérie. Un éléphant à lui tout seul 'ça fait plus biodiversité' qu'une bactérie car ce sont de nombreuses lignées cellulaires... Il y a un concept en développement qui s'appelle la complexité, cela fait partie de la diversité du vivant. Un même organisme peut produire plusieurs formes en fonction de

¹⁷ Il existe pourtant de multiples tentatives de construction d'indicateurs synthétiques de biodiversité ; mais ils sont contingents à un questionnement scientifique ou à un objectif de politique.

¹⁸ On trouve un large spectre d'évaluations, de 3 à 100 millions d'espèces dans la littérature (Heywood & Baste, 1996) les plus probables se situant entre 10 et 30 millions, 12,5 millions étant souvent considéré comme une estimation raisonnable. Les systématiciens ont décrit 1,7 million d'espèces à ce jour ; les vertébrés et les végétaux supérieurs sont les mieux connus, les insectes les plus nombreux ; mais beaucoup d'invertébrés, de champignons et de micro-organismes restent à inventorier.

l'environnement, c'est la plasticité et c'est aussi une composante de la biodiversité. Ensuite, la composante génétique, c'est-à-dire l'existence de génotypes différents, puis la richesse spécifique qu'on étudie en écologie. Voilà quatre niveaux de diversité dont l'ensemble peut être appelé la biodiversité".

A la complexité du concept de biodiversité dans sa définition scientifique, s'ajoute le fait qu'il a été forgé, et utilisé dans les débats internationaux, à partir de quatre logiques qui ne sont pas forcément cohérentes les unes avec les autres, et que l'Institut de Développement Durable et des Relations Internationales (IDDRI) caractérise comme suit :

- une logique environnementaliste qui affiche la conservation comme objectif ;
- une logique agronomique qui cherche à limiter l'érosion de la diversité génétique dans un but d'amélioration des plantes ;
- une logique commerciale qui s'est exprimée par l'adoption du principe de propriété intellectuelle du vivant lors des négociations de l'Uruguay Round ;
- une logique culturaliste ou indigéniste, venue se greffer aux débats à la fin des années 80.

Cette multiplicité des raisons à la source des débats conduit, à l'évidence, à deux conceptions, parfois antinomiques de la biodiversité : l'une qui se fonde sur la compréhension de ses fonctions écologiques, alors que l'autre y voit avant tout une notion patrimoniale. Mais ce crible proposé par l'IDDRI doit être complété par un autre, qui permette de se repérer derrière la diversité et les ambiguïtés des usages faits du vocable de biodiversité, y compris par les scientifiques qui en proposent des définitions (voir Encadré 1-3) et qui argumentent pour en défendre l'intérêt (Encadré 1-6).

Pour simplifier, on peut distinguer :

- (1) la biodiversité appréhendée comme un tout, ensemble d'espèces ayant des vertus en tant que tel – et qui peut être décliné du local au planétaire ;
- (2) la biodiversité réduite à un de ses sous-ensembles, groupe d'espèces partageant la même fonction ou relevant d'une même catégorie taxonomique ;
- (3) la biodiversité assimilée au vivant, de sorte que l'on peut en faire état à propos de n'importe quelle entité biologique – espèce, organe, cellule, molécule organique...

On relève dans beaucoup d'écrits, notamment ceux qui s'inscrivent dans la "logique environnementale" (voir ci-dessus), une confusion fréquente entre ce qui relève de la vertu supposée de la diversité et ce qui résulte des avantages apportés par telle ou telle composante du complexe biologique considéré, espèce ou gène. On trouve cette confusion aussi bien dans les débats actuels touchant à la relation diversité → productivité, que dans ceux qui ont émaillé l'histoire de l'écologie de la seconde moitié du XX^e siècle, à propos de l'équation diversité = stabilité – et plus encore dans les plaidoyers en faveur de la valeur de la biodiversité comme source de médicaments, de ressources alimentaires ou de fibres d'intérêt industriel.

Finalement, les arguments liés à la relation entre biodiversité et services rendus par les écosystèmes peuvent se révéler eux-mêmes à double tranchant, comme le souligne Ridder (2008) : "Acknowledging the limits of the Ecosystem Services argument of biodiversity conservation is necessary if the credibility of conservation science is to be maintained and the negative implications of ecosystem service arguments are to be avoided. The most serious of these is that all values associated with biodiversity become secondary to the goal of maintaining ecosystems, with result that this goal becomes the principal criteria for managing those areas and species that are currently valued as 'wild' and 'natural'."

2. L'agriculture, de sa modernisation au XX^e siècle aux défis du XXI^e siècle

L'objectif de ce chapitre est de fournir les éléments de contexte nécessaires pour appréhender la complexité des relations entre agriculture et biodiversité, et leur évolution historique. Nous insisterons en particulier sur l'évolution scientifique, économique, politique et sociale qui a conduit à la mise en place du processus d'intensification de l'agriculture dans la seconde moitié du XX^e siècle. Fondé sur des principes diamétralement opposés à la biodiversité et à son usage, il est important d'en comprendre la genèse scientifique. Et d'en saisir la grande cohérence technique, économique et sociale, afin de mieux mesurer le défi que constitue l'objectif de réintégration de la biodiversité dans les pratiques agricoles.

Après avoir brièvement rappelé quelques définitions de l'agriculture et de l'agrobiodiversité, notre plan consistera : à retracer brièvement l'histoire des débats et controverses scientifiques qui ont jalonné la formation du modèle agronomique aujourd'hui dominant¹⁹, à décrire les caractéristiques les plus significatives du processus de modernisation au regard de sa relation avec la biodiversité, et enfin, à analyser les grandes transformations de l'agriculture française au cours des dernières décennies, en insistant sur celles qui ont pu avoir le plus fort impact sur la biodiversité.

2.1. Agriculture et exploitation agricole : définitions et enjeux

Dans le langage commun, l'agriculture est l'ensemble des travaux transformant le milieu naturel pour la production des végétaux et des animaux utiles à l'homme (Le Petit Robert). C'est donc une activité humaine appliquée à des objets biologiques et dont le but est la fourniture de biens et services à l'humanité, essentiellement la fourniture de nourriture et de fibres.

Milhau et Montagne (1964), dans leur manuel, ont développé la définition suivante : "Toutes les activités agricoles se trouvent marquées par cette vocation fondamentale : obtenus à partir de la terre, les produits agricoles sont des produits vivants (ou issus du vivant) qui fourniront la nourriture indispensables aux hommes... Comme toute activité économique, l'activité agricole a pour but la satisfaction des besoins humains. Mais les besoins qu'elle tend à satisfaire sont essentiels, aussi bien par leur importance que par leur permanence (...) pour satisfaire ces besoins importants, anciens et permanents, l'activité agricole va mettre en oeuvre des moyens impliquant l'intervention des facteurs naturels et les phénomènes biologiques (...) La production agricole met en œuvre des phénomènes complexes, parfois mal connus, elle est dominée par son caractère aléatoire. En outre, le producteur agricole doit tenir compte de l'équilibre des espèces vivantes". Ils mettent ensuite l'accent sur la diversité constitutive de l'agriculture, dans ses adaptations aux conditions de milieux et de climat, mais aussi d'organisation sociale.

Le Code civil retient quand à lui une perspective analogue quand il définit l'agriculture par la maîtrise et l'exploitation d'un cycle biologique : "Sont réputées agricoles toutes les activités correspondant à la maîtrise et à l'exploitation d'un cycle biologique de caractère végétal ou animal (...)", L 311-1 Code rural.

Longtemps, la dépendance de l'agriculture à l'égard de la Nature (comprenant à la fois les éléments biotiques et abiotiques tel le climat) a été considérée comme une caractéristique intrinsèque de cette activité, conditionnant ses caractéristiques économiques (Servolin, 1985). Il y a eu de nombreux débats pour savoir dans quelle mesure l'intégration de l'agriculture dans un système agro-industriel et alimentaire pouvait conduire à relativiser l'importance des processus naturels et de la diversité biologique.

¹⁹ Des travaux approfondis sont actuellement menés par un groupe d'agro-historiens, à la demande de l'INRA, sur cette histoire. Notre but est ici plus simplement de donner quelques jalons en référence à la question centrale de l'expertise.

L. Malassis, dans un ouvrage de synthèse sur l'histoire sociale de l'alimentation et de l'agriculture, *Les trois âges de l'alimentaire*, a développé la thèse selon laquelle il fallait plutôt se centrer sur le "système agro-alimentaire". "Certes, l'agriculture demeurera fondée sur des processus biologiques de production, mais l'industrie, dans le contexte du développement global, modifiera radicalement les conditions de l'activité agricole et alimentaire... L'âge alimentaire nouveau sera agro-industriel, c'est-à-dire que l'industrie jouera un rôle croissant dans la production agricole et alimentaire, et que la chaîne alimentaire elle-même sera industrialisée" (Malassis, 1997).

La définition de l'exploitation agricole "professionnelle" est, en France, sous-tendue par un choix de politique agricole qui consiste à favoriser l'exploitation familiale et à limiter le développement des deux formes opposées, industrielle d'un côté et à temps partiel de l'autre ; tel était l'objectif affiché de la Loi de modernisation agricole de 1962, base de la politique dite de sélectivité. Un tel choix a des implications sur la structure et la dynamique des paysages ruraux, et sur la relation agriculture-biodiversité à l'échelle des paysages.

Au départ, il y a la définition générale de l'exploitation agricole, donnée par la FAO, et qui sert de base aux recensements agricoles (Encadré 2-1). Viennent ensuite des critères secondaires qui peuvent plus ou moins restreindre le champ, soit à travers une liste des activités relevant de l'agriculture, comme dans le droit du travail américain, soit à travers une quantité de travail minimale définissant les exploitations agricoles "professionnelles". Ce critère quantitatif est souvent relié à un enjeu sur le statut social des agriculteurs. Il définit par là même qui sont les bénéficiaires des aides agricoles, ce qui constitue un enjeu non négligeable dans le contexte des soutiens directs à l'agriculture.

Encadré 2-1. La définition statistique de l'exploitation agricole

Les séries statistiques sur les productions agricoles sont disponibles sur longue période. Depuis un décret de 1902, les communes devaient tenir à jour un registre des cultures avec superficies et rendements, pour servir de base aux statistiques agricoles. Elles devaient également établir une liste des personnes qui exploitaient les terres. Mais l'unité statistique était alors plutôt la commune que l'exploitation agricole.

Ce n'est qu'en 1955 qu'une définition de l'exploitation agricole a été proposée par l'Organisation pour l'agriculture et l'alimentation. Une exploitation agricole était définie comme « tout ensemble de terres d'un hectare ou plus en polyculture, 20 ares ou plus en cultures spéciales, quelle que soit l'activité principale de la personne qui en a la jouissance ». Elle devait être localisée de manière univoque sur la commune où est situé le bâtiment principal. Le recensement de l'agriculture de 1955 a été réalisé sur la base de cette définition.

Cette définition a été largement reprise pour le recensement agricole de 1970 et est encore en vigueur pour les enquêtes sur la structure des exploitations en 2005.

Une exploitation agricole doit :

- produire des produits agricoles ;*
- dépasser une certaine dimension : 1 hectare de surface agricole utilisée ou certains seuils spécifiques*

(20 ares de cultures spéciales, 6 brebis mères, 10 lapines mères, 10 ruches, ...) ;

- être soumise à une gestion unique.*

Au sein des exploitations agricoles ainsi définies, on distingue les exploitations dites « professionnelles ». Celles-ci ont une dimension économique de plus de 12 hectares de blé ou équivalent (8 unités de dimension européenne - UDE - si on se réfère à l'unité de mesure utilisée) et emploient plus de 0,75 unité de travail annuel ou UTA. L'UTA est la notion d'équivalent temps plein pour les enquêtes agricoles. Le réseau d'information comptable agricole (RICA), notamment, porte sur ce sous-champ des exploitations.

Cette définition, vieille de cinquante ans, fait actuellement l'objet de discussions. Le caractère de plus en plus professionnel de l'agriculture fait que les très petites exploitations, importantes en nombre, ne représentent qu'un très faible potentiel économique. La définition des exploitations professionnelles elle-même est remise en question, la dimension de 12 hectares équivalent blé n'étant pas considérée comme suffisante. Par ailleurs, la réforme de la politique agricole commune de 2003, en introduisant le découplage des aides, va donner la possibilité aux exploitations de produire des « services environnementaux ». Ceux-ci devront être intégrés à la définition de l'activité des exploitations.

La réponse apportée par les différents pays à cette question peut avoir des conséquences importantes pour la nature des rapports entre l'agriculture, les paysages et la biodiversité. Ainsi, les pays qui ont intégré les agriculteurs dans la régime général de protection sociale, en associant le régime de protection à la personne et non à son activité, ont permis le développement de la pluri-activité et une intégration différente de l'agriculture dans les territoires ruraux (cf. notamment la situation de

l'agriculture autrichienne). La France a retenu une option différente, insistant au contraire sur l'autonomie du régime de protection sociale des agriculteurs, et l'attribution de son bénéfice aux seuls agriculteurs reconnus par la profession agricole elle-même comme "professionnels".

Encadré 2-2. L'agro-écosystème

Selon Conway (1987) "agroecosystems are ecological systems modified by human beings to produce food, fibre or other agricultural products. Like the ecological systems they replace, agroecosystems are often structurally and dynamically complex, but their complexity arise primarily from the interaction between socio-economic and ecological processes". Conway propose de caractériser le fonctionnement des agroécosystèmes par quatre propriétés : productivité, stabilité, soutenabilité, et caractère équitable.

Wood, Sebastian et Scherr, dans le cadre de l'Analyse Pilote des Ecosystèmes Globaux (PAGE), définissent les agrosystèmes comme "a biological and natural resource system managed by humans for the primary purpose of producing food as well as other socially valuable non food goods and environmental services" (Wood et al., 2001).

Pour l'OCDE, "An agro-ecosystem is an ecosystem under agricultural management, connected to other ecosystems" (OCDE, 2001, glossary, pp. 389-391).

2.2. La mise en place d'un modèle agronomique dominant

Le modèle agronomique est composé d'un ensemble de connaissances et de pratiques qui portent sur la fertilisation, la protection des plantes, la création variétale, l'alimentation des animaux... L'élaboration d'un modèle comme le modèle de l'agriculture intensive s'est étalée sur plus d'un siècle : elle a commencé au XIX^e siècle, avec l'élaboration des bases scientifiques, a culminé avec sa mise en œuvre à large échelle, au cours de la seconde moitié du XX^e siècle, et rencontre au début du XXI^e siècle un certain nombre de freins²⁰ qui préfigurent sans doute son adaptation et son renouvellement.

Aux origines de l'agronomie moderne, on trouve un débat entre les tenants de la fertilité naturelle, qui soulignaient le rôle primordial de l'humus (Sprengel, Thaer), et ceux de la nutrition minérale des plantes, représentés par les chimistes allemands (Liebig). Le débat est définitivement tranché à la fin du XIX^e siècle, en faveur de Liebig. C'est le fondement scientifique du développement de la filière industrielle des engrais de synthèse, qui ne sera développé à grande échelle qu'après la découverte du procédé Haber-Bosch d'extraction de l'azote atmosphérique, au début du XX^e siècle (1910), d'abord à des fins militaires, puis pour la production d'engrais azotés. La production massive d'engrais minéraux de synthèse, dans un contexte d'énergie bon marché, va vite avoir raison des débats de la fin du XIX^e siècle²¹. Cette évolution va permettre la dissociation spatiale de l'élevage et des cultures, et la spécialisation des exploitations. Les agricultures du bassin parisien, du nord et de l'ouest de la France sont particulièrement affectées par ces transformations, induisant une transformation importante des paysages ruraux.

Dans le domaine de la lutte contre les ravageurs des cultures et les adventices, c'est manifestement le secteur industriel de la chimie, dont le développement avait été dopé par la seconde guerre mondiale, qui a très rapidement pris le dessus sur les méthodes de lutte biologique et intégrée, proposées par l'OILB dès les années 50, c'est-à-dire à peu près à la même période²². Dès la fin de la seconde guerre

²⁰ On observe en effet dans presque tous les pays qui ont mis en œuvre ce modèle, un ralentissement de la croissance de la productivité. La signification de ce phénomène est largement débattue dans les congrès internationaux : selon les uns, il exprimerait simplement le succès du modèle, et traduirait le fait qu'il a "saturé" le milieu, pour les autres, la raison est plus endogène, et traduirait ses limites agro-écologiques.

²¹ On peut remarquer que l'apport massif d'azote dans les agrosystèmes a eu plusieurs effets, dont le développement des adventices, des maladies cryptogamiques, et le développement des émissions par lessivage.

²² The International Organization for Biological Control of noxious Animals and Plants (IOBC) a été créée en 1956, à Antibes, sous les auspices de l'Union Internationale des Sciences biologiques. "The mission of IOBC is to promote the development of biological control and its application in integrated control programmes, where the biological control means

mondiale, en effet, les écologistes et entomologistes avaient de sérieuses préoccupations à propos des effets nocifs du contrôle chimique des ravageurs sur la santé humaine et l'environnement. Ils considéraient le contrôle biologique comme une alternative potentielle importante aux pesticides. Malgré des succès significatifs, la lutte biologique et intégrée n'a pas réussi à supplanter la lutte, devenue conventionnelle, par les pesticides.

Dans le secteur des semences, on trouve le même processus, avec un effort continu du secteur industriel pour sélectionner des innovations permettant de contrôler les marchés et de préserver les investissements, soit à travers une barrière technologique (variétés hybrides), soit à travers les brevets, dans le cas des OGM. Mais la concurrence des semences produites à la ferme, notamment pour les espèces autogames, continue de constituer un risque économique qui limite le développement des marchés. La sélection variétale a longtemps privilégié les traits adaptés à l'usage des intrants chimiques, et les critères de productivité et d'adaptation à une transformation industrielle. Dans le même temps, la concentration de la production sur un nombre réduit de cultivars ou de races a conduit à négliger la diversité génétique et son intérêt potentiel.

Enfin, de nombreux travaux d'agronomes et d'économistes ont souligné l'importance des modalités de soutiens publics à l'agriculture dans l'adoption de certaines pratiques d'intensification, comme l'excès de fertilisation, ou l'utilisation systématique des herbicides et pesticides comme instruments de couverture de risques.

	1850	1900-1950	1950-2000	2000 et au-delà
Nutrition des plantes				
Fertilisation minérale	Liebig/Lawes	Haber-Bosch (1910)	Production industrielle d'engrais azotés	Crises de l'azote, PMPOA
Matière organique	Production industrielle d'engrais phosphoriques Sprengel Thaer	Howard (1940)		
Contrôle des adventices	Labour et épuration	manuelle	Herbicides	OGM herbicides tolérants
Protection/ravageurs	Cuivre, soufre		Production massive d'insecticides (DDT)	OGM Bt Gestion des résistances
	Méthodes biologiques: greffage (Thouin, 1827)		Lutte biologique, IPM, OIBC	
Amélioration variétale	Mendel	De Vries, Morgan (1905)	Variétés hybrides (maïs)	OGM
	Sélection Massale (1871)	Variétés Populations		

Le contexte de montée des préoccupations environnementales et sanitaires a suscité, dans les années 2000, l'intérêt pour des modèles d'agriculture alternatifs à base d'intrants naturels. L'agriculture biologique, apparue dans la première moitié du XX^e siècle, n'étant pas au départ fondée sur une vision scientifique, elle a été l'objet d'un certain dédain de la part de la recherche agronomique, et des pouvoirs publics, qui ne l'ont reconnue comme une voie crédible que très tardivement, c'est-à-dire après 2000.

Au total, il apparaît que l'utilisation des connaissances acquises par les scientifiques est souvent conditionnelle à la possibilité de maîtrise industrielle et de développement d'un marché correspondant pour l'industrie. La plupart des éléments qui composent le modèle d'agriculture intensive (engrais de synthèse, insecticides, herbicides, variétés hybrides, variétés OGM...) correspondent en effet à des opportunités de développement d'un secteur industriel en amont. La taille et la densité du marché, les opportunités et le coût d'exclusion (barrières techniques ou barrières juridiques comme les brevets), sont les principaux critères mis en évidence pour expliquer l'entrée des firmes industrielles dans le

the use of living organisms or their products to prevent or reduce the losses or harm caused by pest organisms (or, in short, the use of biota to control biota)." Des réussites exemplaires avaient été obtenues bien avant, notamment en Australie (Fallding, 1957; Mann, 1970).

marché des intrants. Il en découle une concentration sur un petit nombre d'espèces et de variétés, et des productions "orphelines" d'innovation (Griliches, 1957; Acemoglu & Linn, 2003). Le "progrès technique" ne sélectionne que rarement les technologies ou innovations qui n'offrent pas de possibilité de contrôle par l'industrie, ou celles qui, permettant une mise en œuvre décentralisée par les agriculteurs, sont plus coûteuses en connaissances incorporées et en temps, et dépendent d'un apprentissage collectif (Meynard et al., 2003; Smale, 2005).

Encadré 2-3. La lutte biologique et intégrée et l'IOBC

1948 Stockholm: First idea to create an international organisation on biological control.

1950: IUBS (International Union of Biological Sciences) decided to support the establishment of a "Commission Internationale de Lutte Biologique" (CILB) as part of the IUBS Division of Animal Biology. A first preparatory committee ("Commission pour les recherches sur la lutte biologique") established itself at Menton.

1955: IUBS ratified the statutes of CILB.

1956: First official plenary session of CILB took place at Antibes, France.

1965: CILB changed its name from "Commission" to "Organisation" becoming OILB/IOBC "International Organisation of Biological Control of Noxious Animals and Plants".

1969: Under the auspices of IUBS an agreement was reached among competing organisations to merge IOBC and IACBC ("International Advisory Committee for Biological Control" active in English-speaking countries) into a single international organisation carrying the unaltered name of IOBC. It was also agreed to continue publishing *Entomophaga* as official journal of the new IOBC.

1971 Rome: Official establishment of Global IOBC and continuation of the former IOBC as one of these sections as WPRS (West Palaearctic Regional Section).

Sources : Lenteren, van, 2006; Boller et al., 2006.

2.3. Le processus de modernisation agricole au XX^e siècle

2.3.1. Le processus de modernisation de l'agriculture après la seconde guerre mondiale

Notre but ici n'est pas de développer une analyse économique ou sociologique du processus de modernisation pour lui-même, mais d'en décrire la logique pour comprendre les processus par lesquels il a modifié profondément l'agrobiodiversité et en quoi ce processus de transformation peut être aujourd'hui réorienté au profit de l'agriculture et de la biodiversité. Le processus social à travers lequel se construit un "modèle" d'agriculture est en effet complexe, et se développe sur plusieurs décennies. Il n'est pas inutile pour le projet de cette expertise, de s'appuyer sur l'analyse de cette histoire, car elle peut notamment fournir des éléments intéressants pour les Chapitres 3 et 4. L'existence d'un stock de connaissances, la présence ou la possibilité de développement d'un secteur industriel fournisseur d'intrants, un mouvement social porteur d'une vision du monde et d'un projet (incluant le concept de contrat agriculture-société, et toutes les institutions), le développement d'un secteur aval, et enfin la présence d'institutions et d'arrangements institutionnels constituent les ingrédients indispensables à la mise en place de la norme de modernité. Même lorsque les connaissances scientifiques et techniques existent pour l'utilisation d'un procédé fondé sur la biologie ou l'écologie, ce n'est pas pour autant qu'il est adopté et mis en œuvre par l'ensemble des agriculteurs (Meynard & Girardin, 1991; Meynard et al., 2003).

Après 1945, la conjonction de la mécanisation, de l'usage généralisé des intrants chimiques et du départ de nombreux petits agriculteurs âgés a permis une augmentation importante de la production et de la productivité du travail.

Au niveau de l'exploitation, le processus s'est traduit par une adoption généralisée de l'usage des engrais minéraux, des pesticides, par une diffusion progressive et massive d'un petit nombre de

cultures et la simplification des assolements. Les nouvelles pratiques, qui s'opposaient aux anciennes héritées de l'expérience et transmises par apprentissage intrafamilial, reposaient sur un modèle intellectuel relativement simple, qui répondait à chaque problème séparément, par une action fondée sur la proportionnalité, sans prendre en compte les interactions entre variables, ni les phénomènes d'adaptation.

Cependant, en tant que tel, le processus de modernisation ne peut se réduire à l'intensification dans l'usage des intrants d'origine industrielle, même si la croissance de la production agricole est fortement corrélée, au niveau agrégé, à la croissance de cet usage. En effet, selon les régions, les systèmes de production et les exploitations, la modernisation a pu prendre des voies différentes, combinant différemment les facteurs de production, selon les dotations initiales en ces facteurs.

Malgré une croissance considérable de la production et de la productivité, la visée du modèle productiviste se heurtait toujours à la forte dépendance de l'agriculture par rapport à l'environnement. La recherche d'une maîtrise la plus poussée possible des conditions de production par contrôle de l'environnement est vite devenue une composante essentielle du processus de modernisation et a induit le développement de grands projets régionaux d'aménagement d'irrigation, d'assèchement des zones humides et de drainage, de reboisement. Cette dimension est une composante essentielle du processus de modernisation, dans laquelle l'engagement conjoint de l'Etat et des organisations professionnelles agricoles a été décisif.

Cette modernisation globale, décrite par les responsables du processus de modernisation agricole comme Michel Debatisse par le terme de "révolution silencieuse", et théorisée par nombre d'intellectuels, comme S. Mansholt ou L. Malassis, a consisté à imposer ce modèle comme une norme sociale autant qu'économique et organisationnelle, qui copiait le monde industriel. Il s'agissait avant tout d'obtenir une parité économique et sociale entre les conditions de vie et les revenus des agriculteurs, et celles prévalant dans les autres secteurs.

Ce processus global, et original à l'échelle historique, a reposé sur une alliance politique durable entre le pouvoir politique gaulliste et les nouvelles élites agricoles issues de la JAC (Jeunesse agricole chrétienne). Il s'est traduit par une sorte de contrat social implicite, confiant aux représentants du monde agricole lui-même les rênes du processus, à savoir le contrôle de la transformation structurelle et celui de l'appareil de vulgarisation technico-économique (Colson & Rémy, 1990).

Le paradoxe est que le processus, qui était censé donner à l'agriculture son autonomie économique et la parité avec les autres secteurs, sur la base des performances techniques et d'une meilleure organisation économique, a abouti à la situation complexe actuelle, qui est un mélange de bonnes

Encadré 2-4. Les bases de la restructuration de l'agriculture française : les lois d'orientation de 1960 et 1962

Au début des années soixante, sous la pression du Centre national des jeunes agriculteurs (CNJA), une politique dite des structures va progressivement se mettre en place. Le CNJA demandait des mesures permettant aux exploitations petites ou moyennes mais potentiellement viables de se moderniser. La loi d'orientation de 1960, puis la loi complémentaire de 1962, portée par Edgar Pisani, ministre de l'agriculture de l'époque, ont jeté les bases de la politique des structures qui allait largement conditionner le développement de l'agriculture pour les décennies suivantes. Elles visaient à "intégrer l'agriculture à l'économie nationale, établir la parité entre l'agriculture et les autres activités économiques en mettant l'agriculture et plus spécialement les exploitations familiales en mesure de compenser les désavantages naturels et économiques auxquels elle reste soumise comparativement aux autres secteurs". Le but était de créer des exploitations de type familial capables de mettre en oeuvre des techniques modernes de production. Les premières mesures étaient destinées à permettre de libérer des terres pour installer les jeunes : l'indemnité viagère de départ (IVD) pour les agriculteurs de plus de 60 ans cessant toute activité. Plus tard, les jeunes seront également aidés financièrement pour s'installer grâce à la dotation aux jeunes agriculteurs (DJA). Les lois de 1960 et 1962 créaient également une forme sociétaire adaptée à l'agriculture, le groupement agricole d'exploitation en commun (GAEC). Une nouvelle forme sociétaire verra le jour en 1985, les entreprises agricoles à responsabilité limitée (EARL). La politique des structures de 1960 entendait également contrôler l'attribution des terres par la création des sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER) et un certain nombre de règles concernant la dimension des exploitations et la réglementation des cumuls.

(Desriers, 2007)

Encadré 2-5. Le modèle productiviste selon L. Malassis

Le modèle agricole productiviste a donné lieu à de vives critiques, et parfois engendré un véritable courant anti-productiviste. Plusieurs raisons sont invoquées, concernant pêle-mêle l'inefficacité économique de la croissance, qui n'a pas réduit la pauvreté relative, la marginalisation des "invalides du progrès", l'accélération de l'exode agricole, la destruction des petites exploitations, les effets polluants d'une intensification excessive sur l'environnement, etc.

Relents d'idéologies agrariennes, ruralisme "défendu" sur une base agricole, conjoncture économique défavorable, etc., nourrissent les courants anti-productivistes et obscurcissent les analyses. A terme, ce n'est pourtant pas la productivité qui est en cause, à moins que la "sagesse" des sociétés occidentales ne les conduisent vers l'adoption d'une vie plus simple, mais la capacité politique à gérer le progrès, en intervenant pour mieux répartir les charges et les produits.

Certes, la productivité ne doit pas devenir une fin en soi, mais demeurer un moyen pour un mieux-être social. Il convient donc d'être attentif aux modalités sociales de sa mise en œuvre.

En accord avec J. Klatzmann, il paraît souhaitable de clarifier le débat. Tout homme de progrès est forcément productiviste. Il se situe dans le courant qui, depuis le début de l'humanité, s'efforce de produire plus en travaillant moins. Les critiques les plus pertinentes portent sur les effets secondaires du progrès, et sur la répartition sociale de son coût et de ses avantages.

(Malassis, 1997, *Les trois âges de l'alimentaire, Essai sur l'histoire sociale de l'alimentation et de l'agriculture*, L'âge agro-industriel)

Encadré 2-6. Le modèle productiviste selon les agronomes

Les recherches menées dans les années 1980 ont mis en évidence la grande cohérence de ces systèmes productivistes, dont Meynard et Girardin rendaient compte, dès 1991, par 4 caractéristiques :

- *un objectif de production proche du potentiel de la culture*. Cet objectif de rendement maximum nécessite beaucoup d'intrants, dont la rentabilisation conduit à rechercher un accroissement du potentiel photosynthétique de la culture. Pour le blé, cette logique amène à pratiquer des semis précoces et denses, et à choisir les variétés, avant tout, sur un critère de productivité. Les semis précoces et denses sont favorables au parasitisme (insectes vecteurs de virus et maladies cryptogamiques) et ce d'autant plus que les variétés les plus productives sont peu résistantes aux maladies. Ces risques élevés entraînent une fréquence élevée de traitements phytosanitaires ;

- *un rôle pivot pour les traitements phytosanitaires*. Ainsi, par construction, ces systèmes de culture reposent sur l'usage des pesticides. Non seulement la production est préservée des ennemis des cultures par les phytosanitaires, mais la logique de maximisation de celle-ci rend la réussite de la culture complètement dépendante des traitements. De la même manière, les traitements phytosanitaires ont permis de réduire le délai de retour des cultures sur les parcelles, en aidant à maîtriser les maladies telluriques et les adventices favorisées par les rotations courtes ;

- *des stratégies d'assurance basées sur une surconsommation d'intrants*. Dans cette logique, l'incertitude inhérente à toute décision de conduite des cultures est traitée par l'adoption d'une « assurance » fondée sur le suremploi des intrants. Par exemple, on perd entre 5 et 10 fois plus d'argent si l'on met 40 unités d'azote de moins que ce que peut valoriser la culture, que si l'on en met 40 de trop. Ce calcul encourage à viser le rendement maximum autorisé par le milieu et à appliquer une dose élevée d'engrais. Cette tendance est encore renforcée par l'effet positif de la dose d'engrais N sur la teneur en protéines du grain. La sur-fertilisation accroît les risques de maladies et de verse, mais ceux-ci sont gérés par des stratégies du même type, qui privilégient les interventions préventives ;

- *un savoir-faire collectif peu favorable à une remise en cause des systèmes intensifs*. Ces systèmes de culture intensifs ont été mis au point et se maintiennent dans un contexte où les pratiques sont essentiellement évaluées sur leur résultat micro-économique (marge brute/ha) et sur le court terme. Ils ont été mis au point dans les années 1980 parce qu'ils étaient rentables ; ils perdurent bien que leur rentabilité ait diminué (*cf infra*), parce que c'est sur ces systèmes que se sont construits progressivement un savoir-faire collectif et un dispositif de conseil technique financé par la vente des pesticides.

La grande cohérence technico-économique des systèmes intensifs ne permet pas de changements ponctuels d'une technique : les agriculteurs qui ont réduit les phytosanitaires (sans adapter les autres techniques), suite à la baisse brutale des prix en 1993-1994, sont rapidement retournés à leurs pratiques antérieures. Une réduction significative des intrants nécessiterait de repenser l'ensemble du système de culture et de créer les moyens d'un apprentissage des nouveaux systèmes.

(Meynard & Savini, 2003)

performances techniques, de soutiens financiers directs importants, et de coûts externes non moins importants liés au mode d'obtention des performances techniques. L'autre aspect du paradoxe est que le système d'aides publiques à l'agriculture est devenu très vite en lui-même une composante du calcul économique des agriculteurs, et qu'il a contribué assez largement au développement des effets externes négatifs de l'agriculture : c'est ce qu'on a appelé les effets pervers des aides.

2.3.2. Les grands traits des transformations de l'agriculture

Le processus de modernisation décrit ci-dessus en termes qualitatifs peut être caractérisé statistiquement à travers une revue des principales données issues de la Statistique agricole²³ ;

Les transformations dans les usages du sol et les paysages ruraux

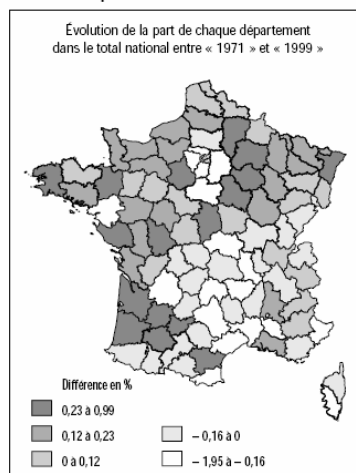
Pour appréhender l'ampleur des bouleversements induits par la modernisation, nous devons prendre en compte les changements dans la structure globale des usages des sols, mais aussi les changements survenus dans la gestion de ces usages au cours du temps, sur une même parcelle. Ces derniers sont aussi importants en termes d'impacts sur les écosystèmes que le sont les mutations structurelles.

Globalement, la part de l'espace proprement agricole s'est réduite au bénéfice de la forêt et des espaces urbains et des infrastructures.

Le pôle forestier s'est renforcé à la fois par les plantations (aidées et non aidées) et par les accrues naturels sur les parcelles abandonnées ; en 1999, il occupait 29% du territoire métropolitain. Le processus semble bien corrélé avec le début de la modernisation agricole, puisque globalement, les surfaces forestières étaient restées stables depuis la fin du XIX^e siècle. Au cours de la seconde moitié du XX^e siècle, la progression moyenne de la forêt a été de 35%, avec des progressions considérables dans certains départements du Massif Central et de Bretagne, et au contraire des régressions par défriche dans les départements traditionnellement forestiers de l'Est. Le processus a été accompagné par des aides aux plantations, car à la fois le stock et le taux de mobilisation des ressources étaient considérés comme insuffisants. Les trois quarts des plantations des années 90 se sont effectués sur d'anciennes prairies. Dans les deux cas, le processus conduit à une baisse de la biodiversité et à une homogénéisation des paysages.

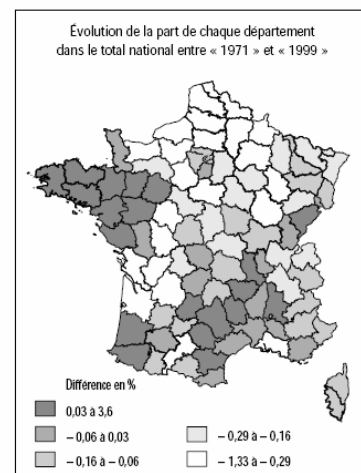
La structure de l'espace agricole s'est elle-même transformée, et la tendance majeure est la régression des prairies et la croissance des grandes cultures, dont le maïs, qui a connu une progression de 82% entre 1970 et 2000. Cette figure statistique doit être également interprétée en termes de transformations des systèmes de production. Elle correspond globalement à une dissociation des cultures et de l'élevage, et à la spécialisation des exploitations. La conséquence en a été un bouleversement de la géographie de la matière organique, avec une concentration forte de celle-ci sous la forme d'effluents

La production végétale s'est développée dans le Nord Est et en Aquitaine au détriment du Bassin parisien



Source : AGRESTE - Comptes départementaux de l'agriculture

La production animale s'est fortement concentrée dans le grand Ouest, mais les zones d'élevage extensif résistent bien



Source : AGRESTE - Comptes départementaux de l'agriculture

²³ Pour réaliser cette revue, nous nous sommes appuyés principalement sur les travaux de synthèse publiés par le SCEES dans la série Agreste - Les Cahiers, qui sont largement diffusés (site Internet du SCEES).

d'élevage dans les zones d'élevage intensif, et son remplacement par les engrais minéraux dans les zones spécialisées en grandes cultures. Dans les deux cas, la gestion des excédents d'azote est devenu un problème environnemental de premier plan. Nous y reviendrons.

La disparition de 5 millions d'ha de surfaces fourragères, avec un troupeau bovin qui a augmenté de 8 millions de têtes, n'a pu se réaliser qu'au prix d'une intensification considérable de la conduite des prairies et de l'utilisation accrue du maïs ensilage, d'une part, et de l'utilisation massive d'aliments concentrés, souvent importés, d'autre part. Au cours de la même période, les rendements des prairies temporaires et artificielles ont été doublés, et celui des céréales a été plus que triplé.

La transformation structurelle des usages du sol ne traduit pas toute la profondeur et la complexité du processus d'intensification et de spécialisation, et sa signification en termes d'impacts sur la biodiversité. Pour en mesurer toute la signification, il faut utiliser des sources différentes des statistiques de structures.

Dans le cadre d'une étude européenne sur les agricultures intensives en nature, Pointereau et al. (2001) ont complété la statique comparative entre 1970 et 2000, par un suivi des parcelles de l'enquête TERUTI, sur une période plus courte. Ils ont pu ainsi montrer que la modification structurelle de l'allocation du sol correspond en fait à une profonde modification des assolements, caractérisée par une réduction des temps de retour des cultures sur une parcelle, et une extension de la monoculture pour le maïs grain, pour les céréales comme le blé, et partiellement pour le maïs ensilage. Ces transformations ont principalement affecté la façade Ouest de la France, ainsi que le Nord-Est.

L'interprétation du mouvement global, en termes agronomiques et économiques, est celle d'une substitution massive des intrants naturels, gérés dans le cadre de systèmes de culture associant cultures et élevage, et pratiquant des rotations diversifiées, par des intrants chimiques et des pesticides pour contrôler au mieux le milieu. Ce mouvement a été largement accompagné, si ce n'est induit, par les systèmes d'aides.

La déclinaison locale de ces mouvements globaux est extrêmement importante pour évaluer les impacts potentiels sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, nous y reviendrons. Mais auparavant, il est utile de cadrer les grands mouvements qui ont affecté les infrastructures agricoles d'irrigation et de drainage, ainsi que le paysage agraire, via les remembrements du parcellaire.

La modification des infrastructures

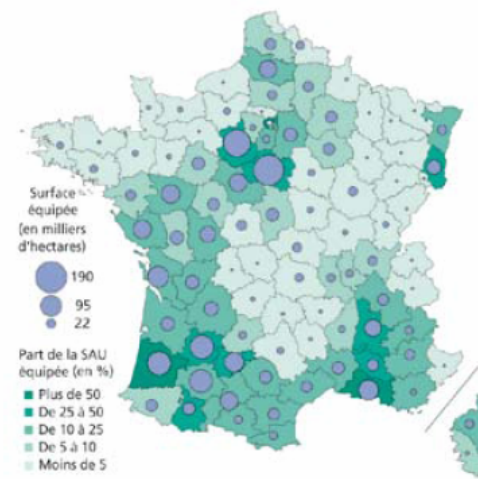
Dans l'effort de maîtrise des conditions environnementales de la production agricole, l'irrigation et le drainage ont constitué des atouts et donné lieu à de grands projets d'aménagements régionaux.

Le tableau ci-dessous donne une idée globale des transformations dans la maîtrise de l'eau par l'irrigation et le drainage : les surfaces irrigables et les superficies drainées ont été multipliées plus de trois fois, atteignant respectivement 2,6 et 2,8 millions d'hectares.

Surfaces en milliers d'ha	1970	1979	1988	2000
Surfaces irrigables	767	1 325	1 796	2 634
Surfaces irriguées	359	801	1 147	1 576
Surfaces drainées	603	943	2 084	2 799

Les **superficies irriguées** l'ont été principalement pour le maïs (plus de 50%), et secondairement pour les fruits et légumes. La carte des superficies irriguées traduit bien l'expansion géographique du maïs, et notamment sa remontée dans le Bassin Parisien, où la concurrence pour les usages de la nappe phréatique est vive.

Importance des surfaces équipées pour l'irrigation par département en 2000



Source : ministère de l'Agriculture et de la Pêche (Scees), Recensement de l'agriculture.

Les superficies concernées par le **drainage** ne sont pas uniquement des superficies agricoles utilisées, une bonne partie des actions de drainage a porté sur les zones humides d'importantes majeures, notamment dans la façade atlantique, les vallées alluviales et les plaines intérieures. Les opérations de drainage de ces zones ont été réalisées par grands projets. Dans certaines régions, peu d'opérations ont été réalisées après 1980, alors que dans d'autres le drainage des zones humides a été poursuivi après les années 1990. On peut observer localement que dans les zones humides drainées les plus anciennes, confrontées au coût de maintenance et à la faible rentabilité agricole des projets, il existe des projets de restauration des anciennes zones humides, ou de dépoldérisation.

A ces grands projets d'aménagement appuyés sur l'irrigation et le drainage, on peut rattacher le **remembrement**, qui a eu pour principale conséquence la diminution drastique du linéaire de haies et la modification quelquefois très importante des paysages ruraux. Les sources statistiques sur le remembrement sont difficiles d'accès, et l'on peut seulement donner un chiffre global de 15 millions d'ha remembrés depuis 1945. Le linéaire de haies est passé de 2 millions de km au début du XX^e siècle à 1 244 100 km en 1960, puis à 707 000 en 2000. Les sources comme l'Inventaire forestier et TERUTI permettent de préciser que la perte majeure du linéaire de haies s'est effectuée de 1960 à 1980, avec un rythme de 45 000 km/an, et a connu un fort ralentissement après 1980 (15 000 km/an). Comme le souligne Pointereau (2001), le recul des haies est lié à deux phénomènes majeurs et sans doute corrélés, le recul des prairies naturelles et le remembrement.

Les transformations des pratiques culturales et leurs impacts

Les sources pour les appréhender sont diverses et de niveaux différents. Une enquête régulière leur est consacrée, et l'on trouve également des indications utiles dans les enquêtes spécialisées (Prairies, Viticulture, Vergers...). Le RICA (Réseau d'information comptable agricole) donne quelques indications au niveau des exploitations et des données comptables macroéconomiques permettent de cadrer et de tracer les évolutions. Nous donnerons d'abord les données de cadrage, puis nous développerons une analyse plus détaillée sur les prairies et leur fertilisation, car la fertilisation azotée a une incidence importante sur la composition floristique des prairies. Globalement, elles sont marquées par une utilisation croissante des intrants, énergie, fertilisants, et pesticides.

Après une phase de croissance continue, l'utilisation des engrais minéraux a connu une rupture significative dans les années 90, sans aucun doute due à la réforme de la PAC en 1992, qui a introduit une dissociation du niveau des aides d'avec le volume de production. L'utilisation des engrais phosphoriques et de la potasse a amorcé une décroissance significative, alors que celle de l'azote s'est stabilisée. Economiquement, cela s'est traduit par une remontée concomitante de la productivité de ces intrants. L'interprétation est assez claire : d'une part, la décroissance de l'utilisation des engrais minéraux n'a pas entraîné de baisse catastrophique de la production, et d'autre part, il est vraisemblable que dans la période antérieure, les surconsommations d'engrais étaient liées au système d'aides proportionnelles à la production. Cet effet pervers des aides était accentué par les considérations de risque, la sur-fertilisation (avec son inévitable conséquence, les exportations accrues de l'azote inutilisé) permettant de compenser dans une certaine mesure les effets des variations dans les conditions climatiques. La suppression des aides en volume et la hausse du prix des engrais ont permis de revenir à un usage économiquement plus rationnel.

La traduction géographique de ce phénomène fait apparaître une différenciation régionale marquée opposant la France des excédents d'azote et des risques de pollution par les nitrates, à celle de la France des herbages et des cultures spécialisées (caractérisées par d'autres risques de pollutions). Là encore, on retrouve la carte de l'expansion du maïs.

La même tendance que pour les engrais azotés peut être observée pour les autres intrants (herbicides, insecticides, etc.), mais avec un décalage de quelques années, la décroissance ne s'amorçant vraiment qu'à la fin des années 90.

L'intensification de la conduite des prairies

La régression des surfaces en prairies, et leur remplacement par des cultures annuelles, maïs notamment, s'est accompagnée d'une intensification de la conduite des prairies conservées. Celle-ci a

pris la forme d'une augmentation importante de la fréquence de fertilisation minérale, permettant une augmentation de la fréquence des coupes, et donc du rendement fourrager des parcelles. Là aussi la figure générale pour l'ensemble des prairies recouvre de grandes variations régionales. L'intensification est caractérisée à la fois par la fréquence des parcelles de prairies fertilisées et par les doses d'engrais azoté appliquées. Une classification utilisant 5 critères d'intensification permet de mettre en évidence 4 groupes de régions, les plus intensives étant les régions de l'Ouest, les moins intensives celles de l'Est et du Sud-Est. C'est d'ailleurs dans ces dernières régions qu'on trouve les pratiques d'estive, utilisant les prairies permanentes des massifs montagneux.

Estives et gardiennage

Les pratiques d'estives et de transhumance se sont maintenues dans presque tous les massifs montagneux grâce à des structures foncières collectives, les sections de commune, dont les principaux usages sont la chasse, les coupes de bois et le pâturage. Dans le seul massif alpin, avec plus de 680 000 ha, les alpages accueillent chaque année 100 000 bovins et 800 000 ovins. Le principal moteur de ces pratiques reste le gardiennage, qui, selon qu'il repose sur l'usage de parcs non gardés ou une présence des bergers sur place, induit des modes de rapports avec la faune sauvage, et notamment les loups et les ours, différents.

L'utilisation des prairies naturelles situées en altitude par les animaux des troupeaux locaux ou transhumants à une grande importance pour la biodiversité, à la fois pour éviter la fermeture des milieux ou limiter les risques d'avalanche, mais également du fait qu'elle est à l'origine de nombreux problèmes de cohabitation entre la faune sauvage et l'agriculture. L'utilisation des alpages est une composante importante de la politique de la Montagne.

Encadré 2-7. La politique de la montagne et le pastoralisme

La politique de la montagne est ancienne. Elle remonte aux premières mesures prises en 1860 pour limiter les effets catastrophiques de l'érosion. Cette politique de restauration et de conservation des terrains en montagne était menée par l'administration forestière et concernait déjà, pour partie, le pastoralisme.

Mais il faut attendre la loi de 1972 pour voir apparaître les premiers éléments d'une politique agricole spécifique, avec la loi relative à la mise en valeur pastorale en montagne. Elle relance et organise l'activité pastorale en créant trois outils complémentaires :

- les **associations foncières pastorales** qui regroupent les propriétaires de pâturages, et accessoirement de forêt, afin d'assurer une gestion commune des terrains ;

- les **groupements pastoraux** qui offrent un cadre d'association aux éleveurs montagnards et leur donnent un plus grand pouvoir de négociation tout en favorisant une amélioration des techniques d'élevage ;

- les **conventions pluriannuelles de pâturage**, contrats de location dérogatoires au statut des baux ruraux, qui concilient sécurité des preneurs et particularisme pastoral.

Parallèlement l'État, à travers le Fonds de rénovation

et d'aménagement rural (FIDAR), finance la majorité des travaux d'amélioration pastorale. C'est à cette époque, en 1974, que l'indemnité spéciale montagne est créée. C'est l'aide la plus connue, mais il en existe de nombreuses autres. 1974, c'est aussi la naissance du premier service pastoral en Haute-Savoie. Les services pastoraux sont des associations chargées de favoriser et de soutenir le pastoralisme.

En 1985, la loi relative au développement et à la protection de la montagne met en place un dispositif d'ensemble qui touche la plupart des secteurs de la vie économique et sociale dont, bien sûr, l'activité pastorale. Elle est basée sur le concept d'auto-développement et donne aux acteurs locaux les moyens réglementaires et financiers de leurs actions. C'est la création des comités de massifs, notamment ceux des Alpes du Nord et du Sud, du Fonds d'intervention pour l'auto-développement en montagne (FIAM) et des taxes départementales et communales sur les remontées mécaniques. L'État, avec ses nouveaux partenaires et sur la base d'une politique définie localement, notamment dans le cadre des contrats de plan État-Région, poursuit sa politique en faveur du pastoralisme.

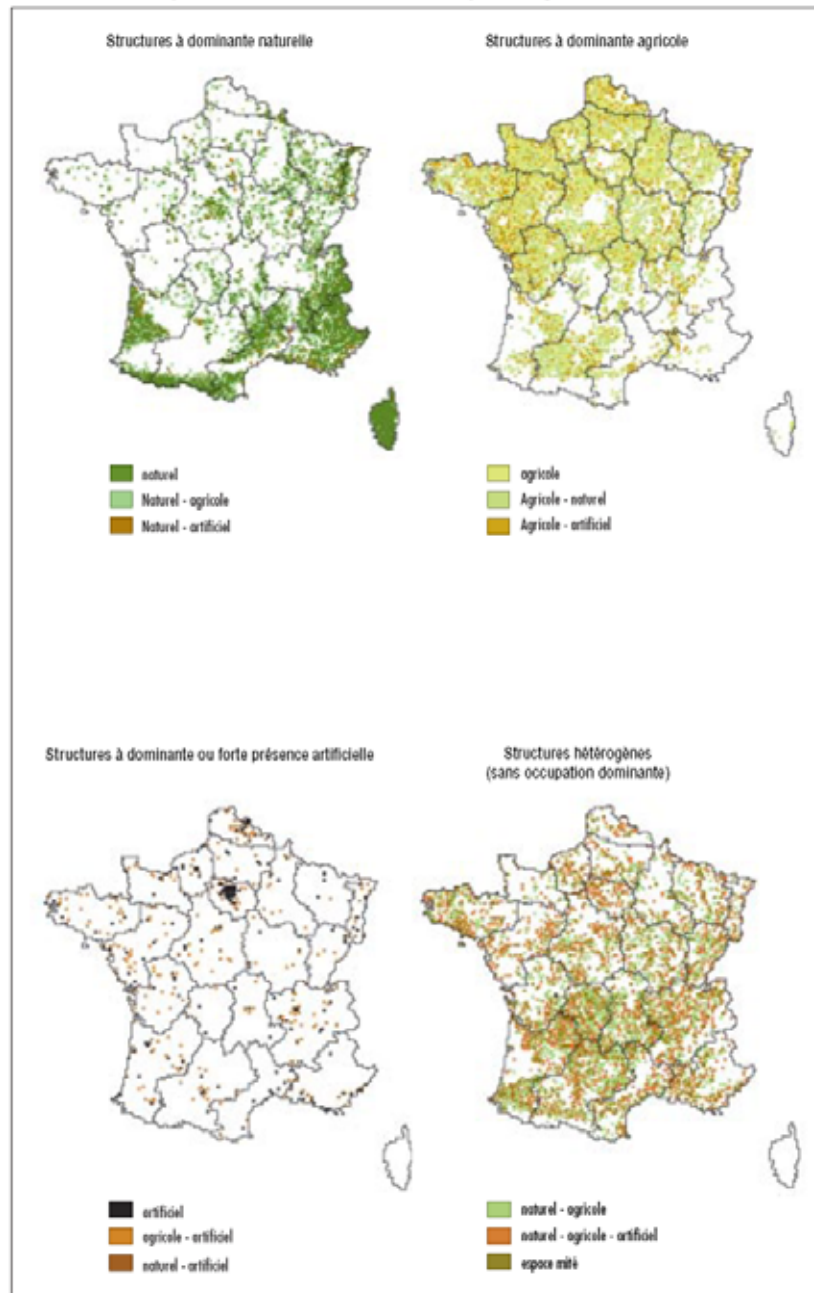
La traduction des transformations dans la structure des paysages ruraux

Les tendances décennales des transformations décrites ci-dessus aux niveaux national et régional ont profondément marqué les paysages ruraux. Pour en appréhender les effets au niveau local, plusieurs sources sont disponibles, depuis les recensements agricoles successifs jusqu'aux différentes

couvertures procurées par les satellites à travers la typologie de CORINNE LAND COVER. Une vision plus fine peut être dégagée à partir des grilles TERUTI. Elle a permis de réaliser une typologie des paysages fondée sur l'hétérogénéité / homogénéité des usages. Trois catégories d'usages dominants (Naturel, Agricole, Artificiel) sont définies, ainsi qu'une catégorie dérivée, d'usages hétérogènes (Slak et al., 2001).

L'objectif d'une telle typologie est d'évaluer les possibilités d'une coexistence entre agriculture intensive et espaces naturels, à l'échelle des paysages. L'examen des quatre cartes obtenues permet d'observer une nette prédominance des espaces à dominante agricole et des espaces à dominante hétérogène. Les espaces à dominante naturelle recourent pour l'essentiel les massifs montagneux, la Corse et quelques espaces de plaines de l'est et du Centre. Ces figures sont caractéristiques du territoire français, caractérisé par la diversité de ses paysages. Dans ce contexte, la plupart des régions, y compris les plus intensives, comme la Bretagne ou le Sud-Ouest, doivent tenir compte de la valeur économique des paysages et des milieux naturels. Ces caractéristiques structurelles du territoire français rendent plus difficile une politique d'organisation du territoire et de gestion de l'intensification agricole fondée sur le dualisme des espaces.

La France des espaces naturels... et celle des espaces agricoles



Source : AGRESTE – Enquête sur l'utilisation du territoire (Teruti) 1992

AGRESTE CAHIERS N° 1 - MARS 2001 17

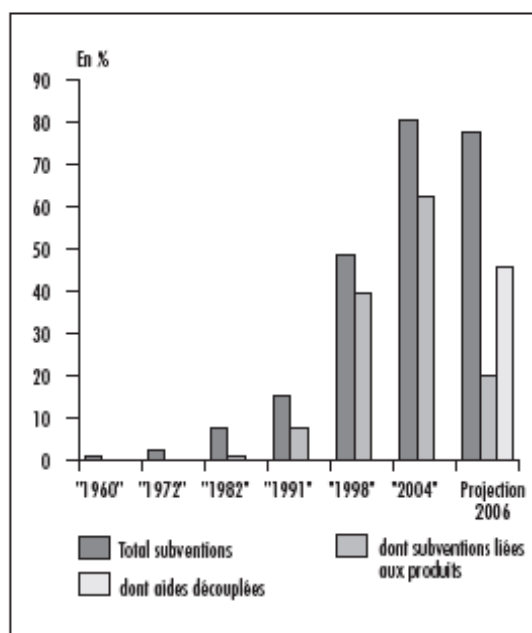
2.3.3. Les résultats : des performances techniques aux résultats économiques

Les résultats économiques du processus de modernisation décrit ci-dessus sont assez paradoxaux, car ils reposent sur des performances techniques remarquables, mais ont un coût social important. Par ailleurs, la modernisation agricole basée sur la substitution massive des intrants industriels aux ressources naturelles et aux services des écosystèmes a accru considérablement la dépendance de

l'agriculture vis-à-vis de ses fournisseurs. Comme parallèlement, l'agriculture s'est trouvée confrontée à l'émergence, puis à la concentration de la distribution alimentaire, elle n'a pas vraiment pu conserver les gains de productivité réalisés. Ceci est dû à un ensemble de mécanismes dont le principal est celui du ciseau des prix. L'interprétation de ce phénomène de captation des gains de productivité peut être faite en terme de contribution du secteur agricole à la croissance économique d'ensemble. Mais il faut alors, pour être complet, prendre en compte le coût social total de l'intensification agricole, incluant le coût d'usage des ressources naturelles et de l'environnement, ou même à minima, le coût des dommages environnementaux. Ce constat avait d'ailleurs conduit il y a déjà quelques décennies J. Poly à tirer la sonnette d'alarme et à explorer les voies d'une agriculture plus économe et autonome.

Les indicateurs de performances agrégés rendent compte de ce mécanisme de dépendance, et l'on voit clairement que la croissance de la production agricole en valeur est étroitement corrélée à celle des consommations intermédiaires. Le revenu net agricole global n'a cessé de décroître depuis les années 70, et ce n'est que par une diminution drastique du nombre d'agriculteurs que le revenu net par actif a pu tout juste se maintenir au cours de deux décennies, avant de progresser à partir de 1990 sous le double effet d'un ralentissement de la diminution de la population active agricole et d'une croissance des aides. Ainsi, en 2004, plus de 80% du revenu net des exploitations agricoles (RNEA) était constitué par les subventions et aides directes.

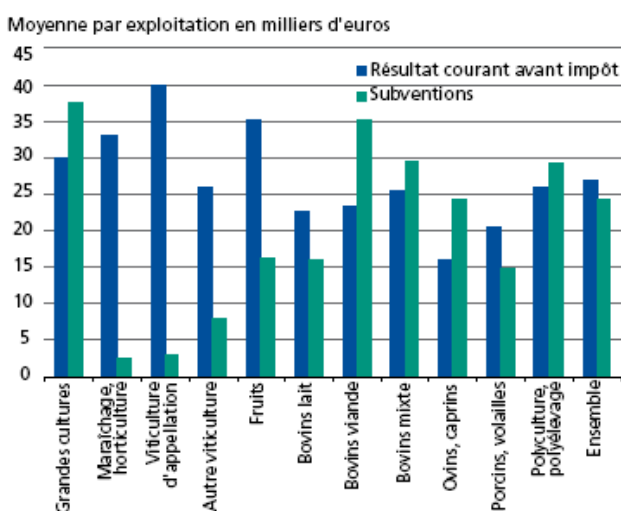
Part des subventions dans la formation du RNEA



Note : les années sont calculées comme des moyennes triennales des années n - 1, n, n + 1.

Source : INSEE - Comptes de l'agriculture, calculs SCEES

Importance des subventions dans le résultat courant avant impôt* en 2003



Source : ministère de l'Agriculture et de la Pêche (Scees - Réseau d'information comptable agricole).

Cette figure globale masque de grandes disparités entre systèmes de production, puisque en moyenne, les subventions par exploitation représentaient en 2003 38 000 € pour les grandes cultures, 35 000 pour les bovins viande et moins de 10 000 € pour les exploitations en Fruits et légumes, Viticulture. La disparité moyenne par système recouvre, on le sait, des disparités encore plus grandes au niveau des exploitations.

2.3.4. Comment prendre en compte des impacts de l'intensification agricole sur l'environnement

Le processus de modernisation agricole a été, on l'a vu, largement guidé par des préoccupations qui étaient plus marquées par le souci d'une autonomie alimentaire de la France, puis de l'Europe, que par celui de préserver la biodiversité et l'environnement. Il n'est donc pas surprenant qu'il n'y a pas eu de monitoring des impacts environnementaux.

Il n'existe pas de statistiques ou d'indicateurs de la performance environnementale de l'agriculture, qui permettrait de donner un bilan économique complet du processus de modernisation agricole. Comme l'ont souligné Meynard et Girardin (1991), "c'est peut-être plus par le caractère restrictif de ses critères d'évaluation que par ses objectifs que l'agriculture actuelle peut-être qualifiée de productiviste. On n'observe généralement pas d'autres critères (évolution d'indicateurs physiques, chimiques ou biologiques de fertilité, qualité alimentaire des produits récoltés, bilans entrée-sortie d'éléments minéraux, etc.)".

Même avec une sensibilité accrue du public à ces questions, la question du monitoring constitue un défi pour la recherche et les appareils statistiques publics. D'abord, parce qu'il est difficile de donner une méthodologie unique pour appréhender tous les impacts du processus de modernisation et d'intensification de l'agriculture sur la biodiversité. Et ensuite parce qu'il y a peu d'observations longues sur les populations et les écosystèmes. Ces questions seront abordées dans le Chapitre 1.

Nous allons prendre comme exemple de ces difficultés le cas du monitoring de l'azote.

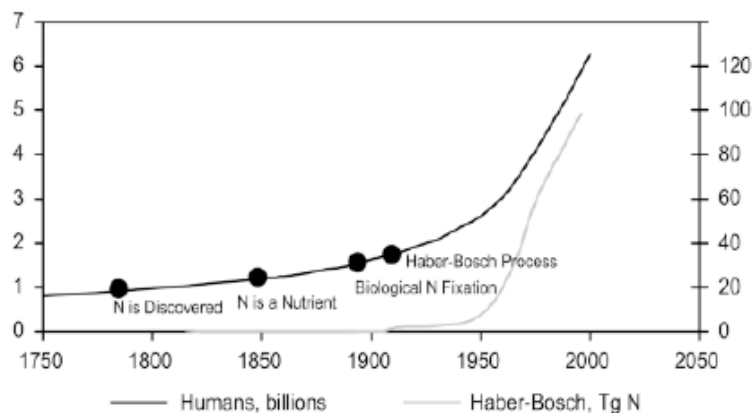
Jusqu'à la mise au point du procédé d'extraction de l'azote atmosphérique (Haber-Bosch, 1910), la seule source d'azote réactif était la fixation biologique par les micro-organismes. Pour cette raison, le cycle de l'azote était caractérisé par des flux relativement peu importants, ne représentant que 1% du stock total de la planète (Galloway & Cowling, 2002).

A partir des années soixante, l'explosion de la production d'azote réactif par le procédé HB a modifié profondément cette situation, et a engendré des cascades d'azote nouvelles entre les différents compartiments de la biosphère.

Les impacts de la concentration d'azote dans les différents compartiments sur la biodiversité obéissent à des mécanismes écologiques différents selon que l'on considère les écosystèmes terrestres ou aquatiques. Dans les agroécosystèmes, l'apport d'azote modifie les données de la compétition pour la ressource, et affecte par exemple la composition spécifique des prairies en réduisant leur biodiversité. Dans les systèmes aquatiques, l'azote en excès provoque le développement d'algues et l'eutrophisation.

Pour appréhender les impacts des pratiques de fertilisation minérale et d'épandage des effluents d'élevage à l'échelle des écosystèmes, l'Union Européenne a développé une méthodologie indirecte, fondée sur le concept de Balance Globale des Eléments Nutritifs (Gross Nutrient Balance). La balance des éléments nutritifs inclut toutes les émissions de composés organiques et minéraux dans le sol,

Figure 1. Global population trends (36, 53) with key dates for the discovery of N as an element in the periodic table and its role in various biogeochemical processes. Also shown is an estimate of the annual production of Nr by the Haber-Bosch process.



l'eau et l'air. Elle est établie sur la base d'un modèle agronomique simple, en couplant des données des enquêtes de structure sur les exploitations, et les données d'utilisation du sol issues de la base de données CORINNE LAND COVER, à l'échelle d'unités de 10 km².

Les résultats font apparaître la position originale de la France, qui est caractérisée par une grande dispersion régionale des doses appliquées et des balances globales. On peut ainsi identifier facilement les régions à risques, du point de vue de l'impact des pratiques de fertilisation sur les écosystèmes.

Au fur et à mesure que nos connaissances sur l'impact écologique des méthodes de l'agriculture moderne se précisent, il devient évident que les mesures habituelles de productivité et d'efficacité sont biaisées en ce sens qu'elles ignorent à la fois la contribution des actifs naturels, tels la biodiversité ou les services des écosystèmes, à la formation du produit agricole, et les coûts induits de l'intensification sur les écosystèmes. En effet, les ressources et services, n'étant pas appropriés, n'ont pas de prix, et ne sont pas intégrés dans les comptabilités agricoles privées ou dans la comptabilité nationale.

Plusieurs tentatives de mesures ponctuelles ont été effectuées par différents auteurs dans différents pays. Ainsi, Pretty et al. (2000) ont évalué les coûts externes induits par l'agriculture, en se limitant aux coûts financiers mesurables, à 208 Livres/ha en 1996. Cette somme considérable sous-estime très certainement le véritable coût social lié à la production agricole.

Des mesures partielles de l'importance du biais de productivité ont été tentées sur des séries chronologiques de l'agriculture américaine, et sur la base d'un modèle incorporant les *trade-off* entre la production agricole et le coût des mesures de réduction de la pollution induite. Ball et al. (1994) ont évalué le biais de productivité introduit par la non prise en compte des coûts induits par l'excès d'azote à une fourchette comprise entre 12 et 28%.

Enfin, différents modèles destinés à estimer la contribution du capital naturel à la croissance économique ont été proposés et aboutissent à des mesures du Produit National Net (Thampapillai & Uhlin, 1997). Malgré l'ampleur du problème et l'existence de méthodologies économiques validées, peu de modifications ont été apportées au système statistique français, dont les missions restent marquées par les conditions de la modernisation agricole des 40 dernières années. Il est alors d'autant plus important de disposer de mesures indirectes.

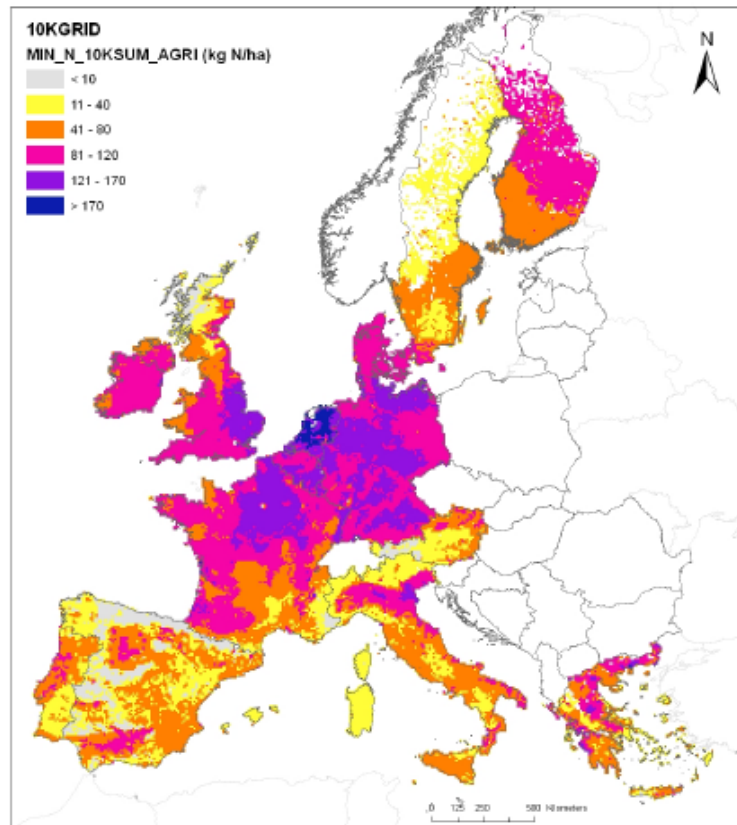


Figure 4.17 European map of nitrogen mineral fertiliser input per agricultural area in EU15, average on 10 km² area. (In Sweden and Finland the white colour indicates the absence of agricultural land within the 10 km² area).

3. Agriculture et biodiversité : des synergies à développer

Nous venons de présenter l'élaboration du modèle de l'agriculture productiviste, depuis la constitution de ses bases scientifiques au XIX^e siècle, jusqu'à sa prise en charge industrielle dans la seconde moitié du XX^e siècle. La question que nous posons maintenant est celle de la possibilité pour l'agriculture de produire efficacement, et de façon respectueuse de l'environnement et des ressources naturelles, dans un contexte nouveau de ressources rares et de concurrence pour l'usage des terres.

Nous présenterons d'abord les grands enjeux et les défis du moment, qui modifient profondément le contexte de l'activité agricole, puis nous verrons que des synergies entre biodiversité et production agricole existent et/ou représentent une source d'économie et d'efficacité et qu'elles peuvent donc être utiles dans la conception des nouveaux agro-écosystèmes. Cependant, le problème n'est pas seulement technique et agronomique ; il touche autant les visions du monde véhiculées par le modèle productiviste, et celles véhiculées par le monde de la conservation de la Nature. La compréhension de la genèse de ces visions est indispensable pour élaborer des modèles nouveaux, dans une perspective de développement durable.

3.1. Un contexte nouveau marqué par l'incertitude

3.1.1. L'enjeu alimentaire, côté offre et côté demande

Depuis Malthus, la question du rapport entre le rythme de progression des ressources alimentaires et celui de la population constitue la toile de fond de tout débat technique sur l'agriculture et l'alimentation à l'échelle de la planète. Elle revêt deux aspects, quantitatif et qualitatif, et peut être envisagée sous l'angle de la production, mais aussi sous celui de la demande et des régimes alimentaires (Malassis, 1997).

Un aspect fondamental de la question alimentaire est celui du régime alimentaire, et de sa composition en produits carnés. Cette question est très liée à celle des besoins en terres agricoles. En effet, comme la transformation des végétaux en produits animaux a un très faible rendement (7 pour 1 pour la viande bovine, 3 pour 1 pour les monogastriques), une réduction modeste de la consommation de produits carnés dans les pays riches pourrait libérer proportionnellement beaucoup plus de terres que ne pourrait le faire l'intensification de la production végétale (Roberts, 2008). Et cela d'autant plus que l'on a atteint dans de nombreuses régions du monde le plafond des rendements. La question est alors de savoir quels nouveaux systèmes d'élevage et de production de viande seraient compatibles avec l'augmentation des besoins en terres pour la production de céréales. Elle entretient bien évidemment un rapport étroit avec la question des paysages et de la biodiversité.

Dans les pays développés, si le spectre de la famine s'est éloigné, grâce à la production de masse, il a été remplacé par de nouvelles formes d'épidémies²⁴, et par la peur des grandes crises sanitaires (Roberts, 2008). La fragmentation des matières premières agricoles en composants élémentaires, ensuite assemblés en de nouveaux produits alimentaires, ainsi que l'hégémonie des formes concentrées de distribution, ont contribué à couper le consommateur de l'agriculture, en même temps qu'à réduire la part de l'agriculture dans l'Euro du consommateur. Ces évolutions alimentent dans une large mesure ces peurs.

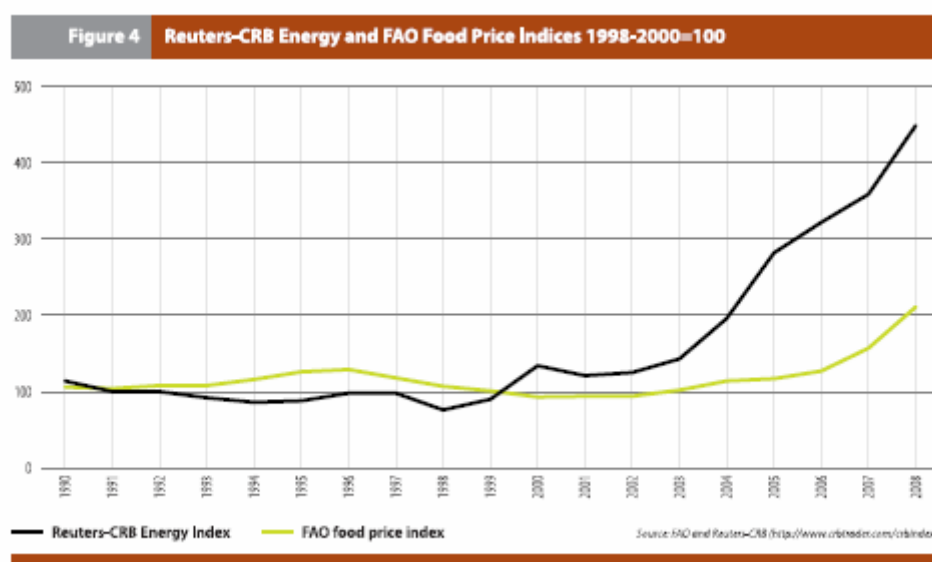
3.1.2. L'enjeu énergétique

L'agriculture moderne et industrialisée est un secteur gros consommateur d'énergie, à la fois parce que les principaux intrants utilisés sont riches en énergie fossile, notamment à travers la fabrication

²⁴ Ainsi, on parle d'épidémie pour l'obésité, qui serait liée à la conjonction d'un mode de vie et d'un mode d'alimentation.

d'engrais minéraux, et parce que la motorisation de plus en plus poussée la rend dépendante de ces énergies non renouvelables, menaçant ainsi la durabilité des modèles les plus intensifs en énergie.

La raréfaction de ces énergies et la montée concomitante des prix rendent la recherche de substituts de plus en plus urgente. Il est alors assez logique, d'un simple point de vue économique, de s'intéresser à la recherche de substituts aux intrants à fort contenu en ressources non renouvelables. Or ces derniers peuvent être recherchés et trouvés assez naturellement dans l'agriculture elle-même, dans la mesure où par nature, celle-ci consiste à transformer de l'énergie solaire en biomasse, via les surfaces de photosynthèse.



Ainsi est-on amené à évaluer les performances de l'agriculture à l'aide de son "empreinte énergétique"²⁵, mesurée en ha-équivalent-pétrole. La question de la "sole énergétique" se pose donc tout autant pour la production d'aliments et de fibres, que pour la production de bio-carburants à destination des autres secteurs. Quelle part de la SAU faudrait-il consacrer à la production énergétique de substitution aux énergies fossiles utilisées actuellement par l'agriculture intensive ? Est-il possible, à l'échelle de la ferme ou du paysage, de concilier production de biomasse par la photosynthèse et production d'énergie renouvelable, comme l'énergie éolienne ? Et quels seraient les systèmes agricoles par lesquels on pourrait parvenir à une quasi-autonomie énergétique de l'agriculture ? Comment assurer la compatibilité entre cette nouvelle fonction de l'agriculture et le respect des écosystèmes ?

3.1.3. L'enjeu environnemental : pollutions globales et locales

Aujourd'hui, l'enjeu environnemental majeur pour l'équilibre de la planète est celui de la réduction des émissions de gaz à effet de serre. C'est un enjeu global, lié à l'utilisation et à l'épuisement des énergies fossiles. Dans la maîtrise de l'effet de serre, le rôle de l'agriculture peut être important, à travers la stabilisation voire même l'amélioration de son bilan carbone. L'enjeu énergétique est en effet couplé à celui de la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Miser sur l'autonomie énergétique de l'agriculture, c'est aussi miser sur la réduction de ses émissions de GES. Comme pour l'énergie, l'apparition de nouveaux marchés liés au service de stockage du carbone pourrait modifier profondément les paysages agricoles, en revalorisant notamment les surfaces en prairies permanentes, ainsi que des pratiques agricoles nouvelles comme le non-labour ou le semis sous couvert végétal.

²⁵ Pour reprendre la métaphore de l'empreinte écologique introduite par Wackernagel et Rees (1996).

A cet enjeu global viennent se superposer une série d'enjeux locaux liés à des rythmes d'émissions de polluants (nitrates, phosphore, pesticides) dans les écosystèmes, notamment aquatiques, qui excèdent la capacité d'assimilation de ces milieux, conduisent à des suraccumulations et à des perturbations profondes et durables de leurs principales fonctions (Galloway & Cowling, 2002). Quoiqu'une partie des effets soient exportés en dehors des agrosystèmes, et affectent d'autres agents, les agriculteurs sont souvent les premiers touchés par les conséquences de ces émissions polluantes, soit dans leur propre santé, soit dans le fonctionnement de l'exploitation et dans leur environnement.

3.1.4. L'enjeu démographique et l'aménagement du territoire

Les défis démographiques et d'aménagement du territoire trouvent quant à eux leur fondement à la fois dans la croissance de la population, sa répartition sur le territoire, et les modifications structurelles induites par l'allongement de la durée de vie. Ces concentrations urbaines induisent des besoins nouveaux à la fois en termes de consommation alimentaire et de consommation de services, notamment récréatifs, et exercent donc une pression sur les territoires ruraux environnants.

Le défi démographique se décline également en termes de pyramide des âges. Avec une espérance de vie à la retraite de vingt ans, la demande de loisirs, d'espace récréatifs, de voyages et d'activités touristiques est croissante, et la demande de paysages de qualité ira en croissant.

La diversité des paysages a une valeur patrimoniale et identitaire élevée, et constitue une ressource économique à préserver. Elle est en effet, avec l'existence d'un réseau de communication remarquable, la base d'un secteur économique de première importance, celui du tourisme et des loisirs. Les paysages et la biodiversité constituent aussi, et de façon importante, un cadre de vie pour les populations humaines. Or, les paysages et la biodiversité sont étroitement liés à travers les habitats et les écosystèmes, et le rôle de l'agriculture dans leurs dynamiques, quoique non exclusif, est important. Quand le processus de modernisation se traduit par une dégradation des infrastructures et par un abandon des zones marginalisées économiquement, cela est généralement évalué négativement, et l'on tente de limiter ou de réparer ces effets.

3.1.5. L'enjeu sociétal : quels liens sociaux au-delà des relations marchandes ?

L'enjeu sociétal et relationnel peut être décrit aux deux niveaux de l'organisation de la production agricole elle-même, et des relations entre l'agriculture et les citoyens. Ces deux types de relations sont immergés dans un contexte global qui voit s'affronter deux grands modes de relations sociales, régulés soit par le marché, soit par les régulations collectives. L'enjeu sociétal recouvre bien entendu les questions d'équité, et notamment les deux questions des règles du commerce international et des soutiens aux revenus des agriculteurs.

La globalisation de l'économie et la généralisation des formes de relations marchandes sont un processus extrêmement puissant qui tend à s'imposer dans de nombreux secteurs de la vie sociale. Il présente beaucoup d'avantages, à la fois purement économiques, mais aussi dans la vie sociale, notamment si on le compare à d'autres formes de relations sociales dans lesquelles l'autonomie individuelle est contrainte par de nombreuses obligations et asymétrie de pouvoir. Il subsiste néanmoins de nombreux domaines de la vie économique et sociale pour lesquels les marchés sont inexistantes, peu adaptés et/ou non souhaitables. Ceci recouvre ce que les économistes appellent les défaillances du marché.

Chaque fois qu'un agriculteur effectue une pratique culturale ou un traitement qui affecte une ressource en dehors de son champ (l'eau par exemple, mais aussi les populations de ravageurs ou d'insectes utiles), il contribue, souvent sans en avoir conscience, à la gestion d'une ressource en propriété commune avec l'ensemble de ses voisins. C'est le cas par exemple des traitements fongicides ou insecticides, ou de l'adoption d'une variété transgénique, qui affectent la dynamique des pathogènes à l'échelle d'un territoire. Dans tous ces domaines importants, et souvent même stratégiques, pour la production agricole, on trouve un mélange de concurrence ou de solidarité et de

réciprocité. Les conditions nouvelles de production imposées par les marchés et la raréfaction des ressources naturelles pourraient paradoxalement redonner de l'importance aux modes de coordination et d'action ne passant pas par les marchés, mais qui sont tout aussi cruciaux pour l'adaptation de l'agriculture aux nouvelles conditions²⁶.

Dans une société qui est devenue largement urbaine, en l'espace de deux générations, les liens directs, familiaux, entre citadins et agriculteurs se sont considérablement distendus, et ont été remplacés en grande partie par des relations marchandes plus ou moins directes. Il en est résulté une méconnaissance profonde des citadins de ce que sont les réalités du monde agricole, et notamment la diversité des situations économiques et sociales des agriculteurs.

On assiste cependant à un regain d'intérêt de la part de certaines franges de la population pour une alimentation à la fois plus "naturelle" et plus diversifiée, et pour des circuits à la fois plus courts et personnalisés, ancrés dans une société locale. Le concept de *food chain* est alors appelé à être remplacé par celui de *food shed* (Kloppenbergh, 1991; Brunkhorst & Rollings, 1999). Globalement, ces mouvements de différenciation de la consommation alimentaire contribuent à construire un système agro-alimentaire diversifié, et peuvent contribuer au maintien de la diversité des agricultures et des paysages. En effet, si les consommateurs ressentent le besoin de produits de consommation variés et de modes de vie différents, ils peuvent plus facilement comprendre que la biodiversité est importante aussi dans la nature en général, et dans l'agriculture en particulier. Cela peut induire un changement de priorités, au niveau local d'abord, puis au niveau national et européen. Mais ces besoins nouveaux de diversité, de services et de qualité de l'environnement doivent rencontrer un écho auprès des agriculteurs, et ils les appellent à une modification profonde de leurs références et de leurs pratiques. La multiplication des indications géographiques de provenance, des appellations d'origine, est sans aucun doute une stratégie qui émane d'abord des agriculteurs, mais elle répond évidemment à un besoin d'identification et de confiance de la part des consommateurs. Même si le lien entre le pays réel et l'image du pays véhiculée par le produit est souvent tenu, le succès commercial de ces stratégies témoigne d'un réel besoin.

3.1.6. Quelles pondérations des enjeux ?

La question qui est posée par la diversité, l'importance et l'intrication de ces nouveaux enjeux est celle de la priorité qui doit leur être accordée, à l'échelle de l'exploitation agricole et de la société, et de leur intégration dans les politiques d'aménagement du territoire.

La raréfaction des ressources et la croissance de la demande alimentaire déclenchent une course poursuite entre les prix des intrants et les prix agricoles, qui tourne pour l'instant en la défaveur des prix agricoles. La répercussion des vrais coûts de la consommation énergétique au stade de la production agricole devrait donc avoir, à un terme assez proche, un impact sur les allocations de la terre et sur les pratiques culturales. La conception de systèmes de production agricole à bas niveau d'intrants basés sur les ressources épuisables est donc une urgence.

Dans le contexte d'une société d'abondance de marchandises et de rareté des ressources naturelles, la diversité tend à devenir une norme d'évaluation et d'action qui contrebalance désormais la productivité. C'est une évolution générale qui tient à la fois au souhait des consommateurs, pour lesquels la diversité est une garantie de liberté de choix, et aux contraintes rencontrées dans l'usage des ressources naturelles et de l'environnement. Cette évolution dans les valeurs et dans les préférences sociales s'étend peu à peu à l'agriculture.

C'est pourquoi il est indispensable d'évaluer les opportunités offertes par la biodiversité dans l'offre de services aux nouveaux agro-écosystèmes.

²⁶ On trouvera dans l'ouvrage de J. Pretty (2007) de nombreux cas d'étude, dispersés à travers le monde, montrant comment l'action collective permet de surmonter de nombreux problèmes issus d'une systématisation du modèle individualiste et productiviste.

3.2. Arguments pour une valorisation nouvelle de la biodiversité par l'agriculture

Les arguments en faveur d'une révision des modes de conception des systèmes de production agricole sont doubles : d'abord, il devient socialement mal accepté de soutenir une agriculture qui exerce une pression forte sur l'environnement et la biodiversité, mais surtout, il peut être économiquement rentable pour l'agriculteur de changer ses pratiques, car il peut ainsi profiter directement dans sa ferme d'une amélioration de l'environnement (Mollard et al., 2002; Dron, 2003). Cette analyse fonde les différents modèles présentés et mis en compétition avec le modèle "productiviste". Ces modèles s'appuient sur un mode de pensée emprunté à l'écologie, que nous qualifierons, en reprenant les termes de la FAO (2003), d'approche "écosystème". Nous allons d'abord présenter les travaux qui fondent en théorie la possibilité d'utiliser la biodiversité comme un input de la production agricole, puis nous donnerons quelques exemples d'utilisation de la biodiversité.

En effet, après avoir tenté de maîtriser les processus naturels, pour s'en affranchir et se rapprocher des conditions de production de l'industrie, les agronomes et certains agriculteurs mesurent aujourd'hui la vanité et le coût de cet effort. Les économistes quand à eux analysent plus en détails les processus à l'œuvre dans la production agricole, élargissent le champ de leurs modèles et prennent en compte la diversité dans les analyses économiques (Dorrough et al., 2007; Jackson et al., 2007). Dans ces travaux, on fait l'hypothèse que la biodiversité a une valeur productive, c'est-à-dire qu'elle bénéficie à la productivité et à la stabilité des agro-écosystèmes, et que réciproquement, l'agriculture peut aussi avoir des effets bénéfiques pour la biodiversité. Les démonstrations se situent soit au plan théorique, soit au plan empirique.

3.2.1. La valeur productive de la diversité pour l'agriculture : une approche théorique

Pour mettre en évidence la valeur productive de la biodiversité, Chavaz raisonne sur un agro-écosystème virtuel qu'il divise fictivement en sous-unités homogènes et par construction moins diversifiées que l'écosystème global, tout en conservant le même niveau de ressources. Il identifie et décrit quatre effets de la biodiversité utiles à la production : effet de complémentarité, effet d'échelle, effet de convexité, et effet catalytique.

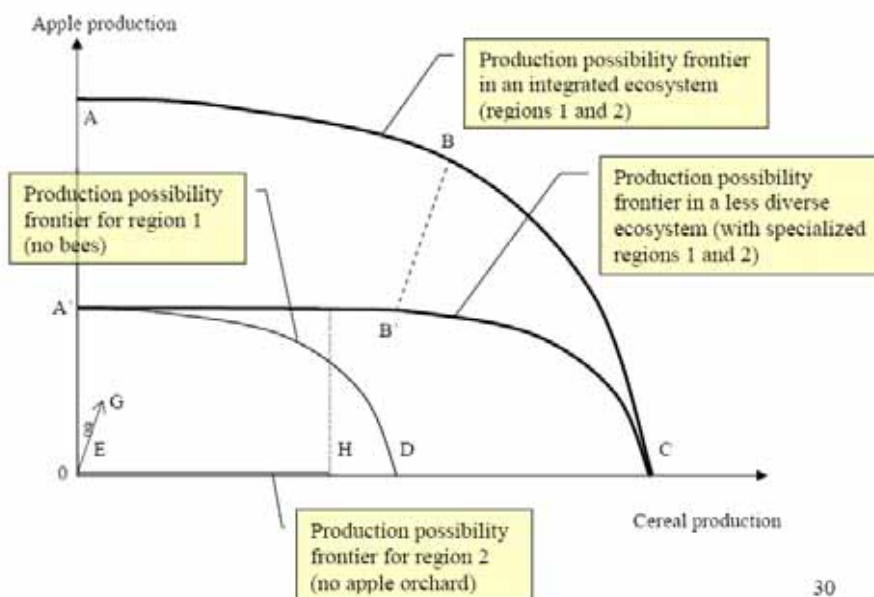
Soit un agro-écosystème virtuel constitué de la terre et des abeilles, et dans lequel on cultive au départ des céréales et des vergers dans une proportion variable. Le système intégré au départ est représenté (Figure 2, ci-dessous) par la frontière²⁷ des possibilités de production ABC.

En A'B'C, l'agro-écosystème initial a été divisé en deux régions également dotées en ressources : dans l'une, il n'y a pas d'abeille, et la frontière de production est A'D ; dans l'autre, il n'y a pas de verger, et la frontière de production est EH. En C, l'agro-écosystème est spécialisé en céréales : il n'y a pas de perte de productivité, car les abeilles ne sont d'aucune utilité pour les céréales qui sont autogames. En A, l'agro-écosystème est spécialisé en arboriculture : comme il y a perte du service de pollinisation fourni par les abeilles, la productivité chute et la frontière de production se situe maintenant en A'. Le passage de ABC en A'B'C est dû entièrement à la ségrégation spatiale, et à la perte de la complémentarité entre les abeilles et les vergers. La diversité à l'échelle du paysage permet donc de mobiliser les différentes complémentarités écologiques entre productions agricoles et biodiversité dans l'agro-écosystème.

Finalement, l'hypothèse de la valeur productive de la biodiversité pour la conception et la mise en place de systèmes de production agricole durables peut être examinée par une revue de la littérature écologique et agronomique.

²⁷ La frontière des possibilités de production est le lieu géométrique des combinaisons de facteurs les plus efficaces.

Figure 2: Measuring the productivity effects of biodiversity



Dans une approche empirique, appliquée au cas de l'élevage extensif de moutons en Australie du Sud, Dorrough et al. (2007) montrent qu'il est préférable, pour le maintien de la diversité de la flore, d'utiliser un pâturage tournant, plutôt que de mettre en défens une partie du territoire et de l'abandonner à sa dynamique naturelle, tout en procédant à une fumure accrue des pâturages restants. Ils soulignent que les effets d'une intensification des parcours sont non seulement mesurables à l'échelle des parcs, mais aussi à celle du paysage, du fait des effets externes induits par la fertilisation. Ils introduisent ainsi une dimension nouvelle, absente des modèles de "Land sparing" (cf. infra), qui prend en compte les effets positifs de la gestion raisonnée de l'utilisation des parcours sur leur biodiversité.

3.2.2. Deux exemples de la valeur de la diversité

. Les mélanges de variétés

La plupart des champs mis en culture comportent une seule variété, sélectionnée sur la base de critères divers, allant du potentiel de rendement à la résistance aux maladies, en passant par la longueur des pailles et la résistance à la verse, ou la valeur boulangère, par exemple. En fait, un champ comportant un seul et même gène de résistance à un pathogène exerce une très forte pression de sélection sur celui-ci, ce qui induit un contournement en général très rapide de la résistance introduite par le sélectionneur. Le cumul de plusieurs gènes de résistance dans une même variété conduit, par le même processus, à accélérer l'apparition de patho-types virulents pour tous. Comme l'indiquent de Valavielle-Pope et ses co-auteurs (Mille et al., 2006), la stratégie pour contrer ce processus peut consister à réintroduire une diversité de variétés dans le champ. Techniquement, cela peut se décliner soit en mélangeant les variétés sur une même parcelle, soit en cultivant ces variétés dans un arrangement spatial *ad hoc*, mosaïque ou bandes. Alors que Zhu et al. (2000) ont expérimenté les mélanges en bandes, permettant une récolte séparée des variétés, les chercheurs européens ont plutôt expérimenté les mélanges de variétés. Tous ont obtenu des résultats identiques, favorables aux mélanges, et ont pu préciser les conditions optimales de mise en œuvre.

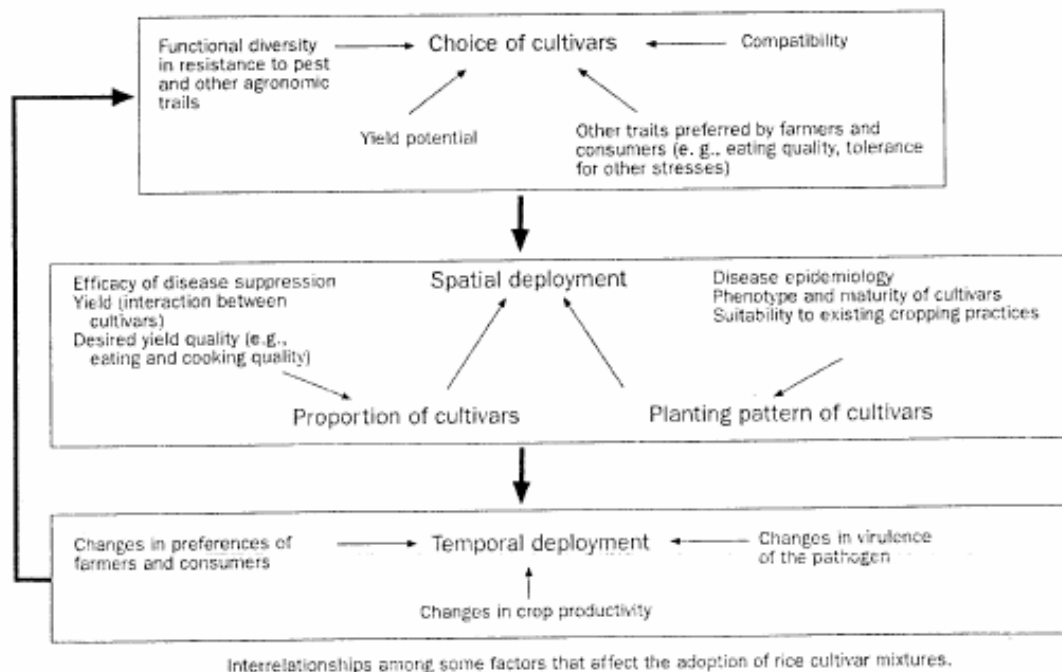
Le critère utilisé pour comparer les résultats obtenus en variété pure et en mélange est le ratio équivalent-terre (*Land Equivalent Ratio*). Cet indice est la somme de deux ratios, le premier entre le rendement de la variété A en culture mixte sur le rendement en monoculture, le second à l'identique

pour la culture B. Le *Land Equivalent Ratio* est supérieur à 1 pour tous les essais chinois sur riz, qui ont porté sur des milliers d'hectares (Zhu et al., 2000).

Les éléments d'explication avancés reposent sur l'effet de dilution, l'effet de barrière, la modification du micro-climat, la réduction de la pression de sélection sur le pathogène, et la compétition éventuelle entre pathogènes. Au plan agronomique, on peut mentionner trois effets : la complémentarité dans l'usage des ressources, la compensation au niveau du tallage, et la réduction de la verse.

Comme on peut s'y attendre, la principale contrainte dépend de la destination de la récolte, et des contraintes de la filière de transformation correspondante. Pour les cultures destinées à l'alimentation animale, ou pour les cultures dont la transformation est n'est pas fondée sur la variété, les mélanges au champ ne sont pas un inconvénient. Pour celles qui sont destinées à la consommation humaine et/ou demandent une identification et une traçabilité fondée sur la variété, la récolte séparée est une contrainte forte, et la mise en œuvre de mosaïques ou de bandes implique des coûts supplémentaires.

Au plan réglementaire, il y a en France la possibilité d'homologuer des mélanges de variétés, les critères de distinction, homogénéité et stabilité étant appliqués aux lignées pures constituantes, et les tests agronomiques étant appliqués au mélange.



IRRN 28.2

. La valeur des services de pollinisation

Le rôle des insectes dans la pollinisation, quoique reconnu depuis longtemps, reste encore obscur sur bien des aspects, notamment sur l'importance de la complémentarité entre espèces (Projet Européen ALARM²⁸). Le déclin des populations d'insectes pollinisateurs sauvages a conduit très tôt à la création d'un marché du service de pollinisation, entre par exemple les apiculteurs et les arboriculteurs (Cheung, 1973). Dans ce marché, on substitue en fait des abeilles domestiques ou des bourdons à une diversité d'espèces d'abeilles sauvages (il y a en France une centaine d'espèces d'abeilles sauvages). Mais il semble que l'efficacité de la substitution ne soit pas aussi élevée, ce qui tendrait à démontrer qu'il y a en fait un rôle de la diversité spécifique en soi (voir Chapitre 2).

²⁸ Assessing Large Scale Environmental Risk for Biodiversity with tested Methods: <http://www.alarmproject.net>

Galai et al. (2008) ont récemment estimé la valeur du service de pollinisation rendu par les abeilles sauvages, en terme de valeur de la production agricole mondiale. Ils se sont appuyés sur la définition d'un ratio de dépendance de la production par culture, pour les 100 principales cultures d'importance mondiale. La suppression des pollinisateurs conduirait à une perte de 10% environ de la valeur de la production, avec des taux très variables selon les régions et les cultures.

Les insectes semblent de façon générale être des vecteurs importants de beaucoup de services rendus par la biodiversité dans le cadre des agro-écosystèmes. Ils peuvent réguler les populations de ravageurs des cultures, et être utilisés dans la lutte biologique. Dans cette orientation de la recherche, on découvre de plus en plus l'importance de l'organisation des paysages, depuis les bords de champs jusqu'aux bosquets et aux forêts, en passant par les haies et ruisseaux (Tscharntke & Brandl, 2004). Fragmentation et connectivité de la matrice paysagère semblent donc être des paramètres primordiaux de la dispersion et de la disponibilité des auxiliaires des cultures (voir Chapitre 2).

3.3. Ségrégation spatiale ou intégration ?

Bien qu'intellectuellement séduisante, l'idée d'une intégration de la biodiversité dans la conception de nouveaux agro-écosystèmes ne va pas de soi dans la pratique, pour des raisons qui tiennent à la fois à sa difficulté intrinsèque et à l'histoire de l'agriculture. Les analyses précédentes ont souligné les divergences entre le mode de développement et la gestion actuelle du secteur agricole, d'un côté, et le mouvement scientifique et social qui a conduit à l'élaboration de la biodiversité comme un des éléments centraux d'un mode de développement durable. Au cœur des oppositions se trouvent les conceptions de la Nature, et la vision que les uns et les autres se font de leur propre rôle social, et de l'impact de l'activité agricole sur la Nature.

Le débat est largement biaisé par des conflits de points de vue et d'intérêts entre le monde de l'agriculture et des agronomes, d'un côté, et celui des protecteurs de la nature et des écologistes, de l'autre. En apparence, le conflit porte sur les priorités. Pour les uns, la priorité est de nourrir la planète, pour les autres, de conserver la biodiversité. Mais d'un côté, les tenants de l'intensification de l'agriculture doivent intégrer l'importance des coûts sociaux de cette voie et la légitimité de la protection de la diversité biologique de la planète. De l'autre côté, les tenants de la protection de la biodiversité doivent intégrer la réalité, l'immensité et la légitimité des besoins alimentaires d'une fraction importante de l'Humanité qui vit dans la pauvreté, ainsi que les conséquences attendues de la croissance de la population à l'horizon 2050.

En présence de positions aussi légitimes l'une que l'autre, la tentation de sortir du conflit par la spécialisation des territoires est grande, et de nombreux scientifiques, y compris dans le domaine des sciences de la conservation, plaident pour cette solution, comme le souligne Perrings (2006).

La voie fondée sur la recherche de complémentarités entre les deux objectifs est récente, et part autant des agriculteurs eux-mêmes, que de milieux scientifiques. Elle met l'accent sur la nécessité et l'intérêt d'une approche de solution par l'intégration dans une perspective de développement territorial. Mais elle se heurte à la différence des modes de pensée et des histoires sociales de chacun des mouvements, de développement agricole d'une part, et de conservation de la Nature de l'autre.

Comme nous l'avons vu tout au long de la première partie, l'origine des politiques de conservation de la biodiversité est double. Il y a eu dès la fin du XIX^e siècle, dans le monde entier, un mouvement de création de Parcs Nationaux et de Grandes réserves, destinés à préserver des morceaux de Nature exceptionnelle. Ce mouvement était le plus souvent animé par des élites assez fortes pour convaincre les Pouvoirs Publics du bien fondé de leur projet du point de vue de l'intérêt collectif. Il reposait pour l'essentiel sur une appréciation des valeurs intrinsèques de la Nature (Barnaud, 1998).

Au cours de la seconde moitié du XX^e Siècle, les milieux scientifiques internationaux ont pris le relais, avec notamment le Programme Biologique International (Barnaud, 1998). Ces conceptions "préservationnistes" vont promouvoir l'idée que l'action humaine est néfaste à la Nature, et qu'il faut

"sanctuariser" les territoires à haute valeur biologique, c'est-à-dire en exclure toute activité humaine. Ce courant est encore très puissant, et tend même à s'imposer dans certaines situations de pays dépendants de l'aide internationale pour leur survie à court terme.

A la fin du XX^e siècle, nous avons vu comment les milieux scientifiques de la biologie et de l'écologie ont organisé ce que Takacs a appelé "l'opération Biodiversité", qui a abouti, en 1992, à la signature de la Convention sur la diversité biologique. Placée sous l'égide des Nations Unies, la convention et les conférences des parties qui l'ont suivie ont contribué d'une part à rétablir les préoccupations de développement au cœur des politiques de conservation, et d'autre part à souligner l'importance de la contribution de l'agriculture à la conservation de la biodiversité. Bien entendu, cette évolution politique globale s'est réalisée en étroite interaction avec les mouvements de conservation de la Nature, et a souvent été l'occasion de mobiliser et de fédérer les mouvements environnementalistes locaux ou spécialisés²⁹. Souvent, les Pouvoirs publics ont d'ailleurs soutenu ces mouvements pour acquérir de l'information et de l'expertise utiles à l'élaboration de leurs politiques (Lifran & Salles, 2004). Cette politique n'est d'ailleurs pas spécifique à la biodiversité.

Le Conseil et le Parlement ont récemment approuvé un plan de support financier aux ONG environnement. Une telle politique reconnaît le rôle irremplaçable des ONG pour surmonter l'asymétrie d'information fondamentale entre les Institutions européennes, les citoyens et les terrains : "les ONG sont essentielles pour coordonner et transmettre à la Commission les informations et les vues sur les nouvelles perspectives émergentes, telles la protection de la Nature et les problèmes environnementaux transfrontaliers (...) les ONG ont une bonne compréhension des préoccupations du public relatives à l'environnement et peuvent donc promouvoir leurs vues et les exprimer à la Commission (...) elles fournissent un contrepoids (...) aux intérêts des autres acteurs dans l'environnement, y compris les industries et les affaires, les syndicats et les associations de consommateurs" (JOCE, C110, E/27, 7 mai 2002). A côté des ONG basées à Bruxelles, on doit citer d'autres organisations qui ont plus le caractère de *think tank*, comme l'*Institute for European Environmental Policy* (IEEP) ou le *Land Use Policy Group* (LUPG).

Ainsi, les organisations environnementales sont, pour la plupart, présentes à Bruxelles depuis la fin des années 1980, et constituent un réseau efficace de lobbying appelé le "Groupe des Huit"³⁰. La légitimité du Groupe des Huit auprès des Institutions européennes repose non seulement sur le nombre de ses membres (20 millions, soit 5% de la population européenne), mais aussi sur les ressources scientifiques et le réseau mobilisé. L'expérience des rouages de la décision communautaire acquise par les ONG environnementalistes les a rendues précieuses dans l'application et le contrôle de la politique environnementale dans ses différents aspects.

Bien que l'on aie critiqué les grandes ONG de protection de la nature, comme le WWF, l'IUCN, RFF, Greenpeace ou Conservancy International pour leur manque de transparence et leur dépendance vis-à-vis de généreux donateurs anonymes (Grosjean, 2003), on ne saurait ni sous-estimer ni interpréter dans le même sens l'importance de l'action collective de nombreux usagers de la nature, pêcheurs, chasseurs, surfeurs, randonneurs, et des associations de naturalistes qui constituent désormais une réelle base populaire pour les politiques de conservation de la nature (Per et al., 2006). Pour l'instant, en Europe et en France, un recensement systématique de ces actions reste à entreprendre, malgré les efforts du MNHN (Projet Vigie Nature). Le terme de "*citizen science*" a été forgé spécifiquement pour décrire ce mouvement (Horlick-Jones, 1997).

²⁹ D. Suzuki, fondateur et leader de la Fondation du même nom, a bien décrit ce processus dans son autobiographie (Suzuki, 2006).

³⁰ Greenpeace reste la plus indépendante des ONG membres du G8 et n'appartient pas à l'EEB.

Les organisations non gouvernementales du Groupe des Huit

Organisation	Date d'établissement à Bruxelles	Personnel présent à Bruxelles	Principales sources de financement	Nombre de membres
European Environmental Bureau (EEB)	1974	13	Commission, Gouvernements nationaux, membres individuels	134 organisations dans 25 pays
World Wide Fund for Nature (WWF)	1989	23	Commission, WWF	
Friends of the Earth Europe (FoEE)	1989	10	Mouvement des Amis de la Terre	
Greenpeace	1988	8	Mouvement Greenpeace	
European Federation for Transport and Environment (T&E)	1989	7	Commission, Membres nationaux	41 organisations dans 21 pays
Birdlife International	1993	3	Commission, Mouvement BirdLife	
Climate Network Europe (CNE)	1989	7	Commission, Réseau des organisations partenaires, Trusts	
Friends of Nature International (IFN)		3	Commission, mouvement IFN	Basé à Vienne, 39 antennes

Source : Greenwood, 2003

3.4. Agriculture et biodiversité : des cadres conceptuels concurrents pour appréhender leur relation

Nous allons ici retracer les évolutions parallèles des deux concepts d'agrobiodiversité et de multifonctionnalité de l'agriculture, puis nous analyserons les positions plus engagées et le mouvement des idées dans ce débat, en distinguant d'un côté les thèses centrées sur l'agriculture et l'amélioration de ses performances dans la satisfaction des besoins alimentaires (Altieri, Conway, Wood et Lenné, Griffon, cf. infra), et de l'autre, celles qui considèrent l'agriculture et la biodiversité comme un tout, en recherchant à la fois la satisfaction des besoins alimentaires et la conservation de la biodiversité (McNeely & Scherr, 2003) dans une perspective de développement intégré des territoires. Nous verrons ensuite comment ces approches globales peuvent être déclinées dans l'espace (ségrégation ou intégration territoriale, réseaux et trames écologiques) ; et comment elles fondent soit l'approche dualiste proposée à l'Union européenne par l'IUCN sous le vocable de "High Nature Value Farmland", soit l'approche du développement rural intégré.

3.4.1. L'après Rio : agrobiodiversité et multifonctionnalité

Le Sommet de la terre à Rio, en 1992, a indéniablement marqué une étape importante qui a conduit à renouveler et à élargir la réflexion sur l'agriculture, dans son rapport avec le développement durable et la biodiversité. A partir de cette étape en effet, on a vu se développer de façon parallèle deux réflexions, l'une sur les liens entre agriculture et biodiversité, qui a abouti à créer le concept d'agrobiodiversité, et l'autre sur la multifonctionnalité de l'agriculture. Alors que le premier concept est étroitement associé aux approfondissements de la Convention sur la diversité biologique, dans le cadre des conférences des parties et des sous-groupes de travail, le second est en lien direct avec les négociations à l'OMC, et se trouve donc immergé dans un contexte stratégique différent. Il est marqué par la création d'un groupe de pays, "Les amis de la multifonctionnalité", constitué par l'Union européenne, le Japon, la Norvège, la Corée du Sud et la Suisse.

Nées d'une initiative globale et d'une démarche commune, les deux thématiques de l'agrobiodiversité et de la multifonctionnalité de l'agriculture se sont développées pour l'essentiel dans des milieux d'experts, et dans les négociations internationales, et ne sont pas vraiment enracinées dans le mouvement social de l'agriculture. Bien que les organisations professionnelles agricoles françaises aient au départ soutenu l'initiative, dans une conjoncture où il était essentiel de faire classer le plus de soutiens possibles dans la boîte verte de l'OMC, le débat sur la multifonctionnalité a semble-t-il eu peu de prise sur le monde rural et sur les stratégies de ses représentants. Il est clair que la situation actuelle sur les marchés agricoles ne fait que renforcer cette situation. Il en est a fortiori de même pour l'agro-biodiversité et les démarches associées. Nous allons d'abord rapidement présenter les définitions de la multifonctionnalité, puis de l'agro-biodiversité.

La définition de la **multifonctionnalité de l'agriculture**

"The working definition of multifunctionality used by the OECD associates multifunctionality with particular characteristics of the agricultural production process and its outputs:

(i) the existence of multiple commodity and non-commodity outputs that are jointly produced by agriculture; and that

(ii) some of the non-commodity outputs may exhibit the characteristics of externalities or public goods, such that markets for these goods function poorly or are non-existent.

Context: Idea that agriculture has many functions in addition to producing food and fibre, e.g. environmental protection, landscape preservation, rural employment, etc. (Doha World Trade Organisation Ministerial: Glossary of Terms. Available at http://www.wto.org/wto/english/thewto_e/minist_e/min01_e/brief_e/brief22_e.htm#_Toc528136428).

Source: Agricultural Policies in OECD Countries: Monitoring and Evaluation 2000: Glossary of Agricultural Policy Terms, OECD

Encadré 3-1.

Box 1.2. Multifunctionality: a specificity of agriculture?

If multifunctionality is first and foremost a characteristic of an economic activity, then the question arises why this issue has become policy relevant in agriculture and not also in other parts of the economy. It is unlikely that the existence of jointly produced outputs should be so heavily concentrated in agriculture that it confers a special status on this sector. Whatever definition of "output" is adopted, many economic activities have, in addition to their intended output (which constitutes their *raison d'être*), other (often unintended) outputs or effects. Thus, the mere existence of multiple outputs that are interconnected does not in itself distinguish agricultural from non-agricultural activities.

Similarly, the fact that some of the outputs are externalities or public goods, does not explain why debate on the concept of multifunctionality has not spread beyond agriculture. One can think of many cases where non-agricultural activities produce side-benefits that are non-excludable and non-rival (public goods). Hence, based on the presence of joint outputs, some of which are public goods, there is no reason to believe that multifunctionality is a specifically agricultural phenomenon. In fact, many issues that are conceptually similar to those discussed under the heading of multifunctionality in agriculture have also been addressed in other economic sectors, albeit under different headings and in different policy contexts.

Most of the relevant examples of joint production found in the literature review (Annex 3) are in forestry, with some additional applications to the fisheries sector and to household production. The examples from *forestry* are particularly interesting and relevant, as there are many similarities between agriculture and forestry regarding the provision of private and public goods, the importance of land as an input, the role of biological processes in production, the close relationship with the environment, and the impact on the rural economy. It is notable that joint production has entered the policy debate specifically in agriculture and forestry – the two major land-using activities in OECD countries.

A frequently asked question in these studies is whether joint provision of goods and services is cheaper (or more costly) or results in a higher (or lower) quality output than separate provision. Joint provision usually receives a favourable rating in situations where there is a high degree of complementarity among the outputs and where synergy effects can be increased, and conflicts reduced, through appropriate management decisions. A cautious evaluation and interpretation of experience in other economic fields can benefit the work on multifunctionality in agriculture and ensure that the main issues are addressed in consistent ways across different sectors of the economy.

But there are also a number of questions that need to be addressed in agriculture, which may not be of equal importance in other sectors, and these factors might explain why multifunctionality has become policy relevant especially in agriculture. Some of these may relate to characteristics of agriculture as an industry, such as the geographical dispersion of farm enterprises, and others to the political decision making process and the high levels of support and protection that continue to be provided to the sector.

L'agrobiodiversité fait référence à la variété et à la variabilité des organismes vivants qui contribuent à l'alimentation et à l'agriculture dans le sens le plus large, et aux connaissances associées à elles : "Agrobiodiversity refers to all crops and livestock, their wild relatives, and the species that interact with and support these species : pollinators, symbiots, pests, parasites, predators and competitors" (Qualset et al., 1995).

La cinquième Conférence des Parties de la Convention de la Diversité biologique en a donné la définition suivante : "L'expression diversité biologique agricole désigne de façon générale tous les éléments constitutifs de la diversité biologique qui relèvent de l'alimentation et de l'agriculture, ainsi que tous les composants de la diversité biologique qui constituent l'agro-écosystème : la variété et la variabilité des animaux, des plantes, des micro-organismes, aux niveaux génétique, spécifique, et écosystémique, nécessaires au maintien des fonctions clés de l'agro-écosystème, de ses structures et de ses processus, conformément à l'annexe I et de la décision III/11 de la Conférence des Parties à la Convention sur la Diversité biologique" (Programme de travail sur la diversité biologique agricole, Décision V/5 de la 5^e COP, Nairobi, Kenya, mai 2000).

Dans une acception plus large, on inclut dans l'agrobiodiversité les terres cultivées et les champs, aussi bien que les habitats et les espèces hors du territoire des exploitations, mais qui bénéficient à l'agriculture, et qui régulent les fonctions des écosystèmes (Jackson et al., 2007). On distingue alors la biodiversité planifiée ou contrôlée et la biodiversité associée : "Agrobiodiversity is considered to encompass a broader definition, to include the full diversity of organisms living in agricultural landscapes, including biota for which function, in the human utilitarian point of view, is still unknown. Under this definition, planned agrobiodiversity is the biodiversity of the crops and livestock chosen by the farmer, while associated agrobiodiversity refers to the biota, e.g., soil microbes and fauna, weeds, herbivores, carnivores etc. colonizing the agroecosystem and surviving according to the local management and environment." (Vandermeer & Perfecto, 1995).

3.4.2 Les cadres proposés pour l'analyse de la relation Agriculture-Biodiversité

. Approches centrées sur l'agriculture et l'alimentation

L'agro-écologie et l'agriculture écologiquement intensive

En 1998, Gliessman a défini l'agro-écologie de la manière suivante : "Agroecology is defined as the application of ecological concepts and principles to the design and management of sustainable agroecosystems" (Gliessman, 1998). Plus tard, en 2003, dans un article signé d'un collectif international du *Journal of Sustainable Agriculture*, dont Gliessman fait partie, le champ de l'agro-écologie est à la fois élargi et défini comme une stratégie pédagogique : "We define agroecology as the integrative study of the ecology of the entire food system, encompassing ecological, economic and social dimensions. This definition will lead to a practical approach that encourages researcher, educator, and student to embrace the wholeness and connectivity of systems, and will stimulate a focus on uniqueness of each place, and solutions appropriate to its resources and constraints. The definition expands our thinking beyond production practices and immediate environmental impacts at the field and farm level" (Francis et al., 2003).

Cet élargissement reste néanmoins orienté vers le but principal du système agro-alimentaire, qui est la satisfaction des besoins alimentaires : "The agricultural system is an open system, interacting with nature and with society, and the development of a sustainable food system will require more attention to the efficiency of the entire process of converting natural resources to what reaches consumers' table. This includes analysis of food production, processing, marketing, and consumption".

Le principe qui guide l'agro-écologie n'est donc pas un principe de substitution, mais un principe d'analogie : "One of our challenges in research is to discover how the principles, the design, and the functions of natural systems can be used as benchmarks or guides to development of productive, future, systems".

Pour M. Altieri, "A major strategy in sustainable agriculture is to restore agricultural diversity in time and space through crop rotations, cover crops, intercropping, crop/livestock mixtures etc." (Altieri & Schmidt, 1987; Altieri, 1992). Dans une revue de littérature, il illustre et détaille les innovations qui permettent de concrétiser ces principes. Il développe ensuite les méthodes de lutte intégrée qui peuvent être et sont utilisées dans l'agriculture californienne. Il cite et analyse ensuite les cas de nombreuses productions "bio" développées en Californie (Altieri, 1992).

De la révolution doublement verte à l'agriculture écologiquement intensive

A dix ans d'intervalle, deux ouvrages ont souligné les limites de la Révolution verte des années 1970, et mis en avant la nécessité de renverser le principe de substitution qui en est à la base, au profit d'un principe d'analogie. Ni l'un ni l'autre ne donnent vraiment les moyens de construire les alternatives techniques au modèle de la Révolution verte, mais ils construisent un cadre global qui a pour ambition de montrer comment on devrait mieux prendre en compte les interactions sociales et les échanges pour construire des systèmes agro-alimentaires durables.

En 1998, G. Conway publie son ouvrage *The Doubly Green Revolution* (Conway, 1998), qui fait suite à une expertise collective publiée par le CGIAR en 1994. Après avoir vanté diplomatiquement les mérites de la révolution verte, il dresse un tableau de ses impacts sur quatre aspects principaux qui limitent considérablement sa portée comme solution au problème de l'alimentation dans le monde : la croissance de productivité et les conditions macro-économiques, la stabilité des rendements, la résilience de l'agro-écosystème, et le caractère équitable de la distribution des bénéfices en résultant.

En 2006, M. Griffon publie son ouvrage *Nourrir la Planète*, en s'appuyant pratiquement sur le même raisonnement, qualifié de "malthusien", c'est-à-dire prenant en compte la disparité entre croissance de la population et croissance des ressources alimentaires (Griffon, 2006).

Dans les deux cas, G. Conway et M. Griffon proposent de résoudre l'équation suivante : "Il faut donc, d'une certaine manière, répéter les succès de la Révolution verte en termes d'accroissement de la production, mais d'une manière acceptable au plan de l'écologie et de l'environnement, économiquement viable, et de nature à réduire la pauvreté, c'est-à-dire fondée sur l'équité sociale" (Griffon, 2006, p. 259).

Le postulat commun à Conway et Griffon est que la solution peut provenir de l'application du principe de substitution inversé, par analogie avec les processus naturels à l'œuvre dans les écosystèmes :

"Le principe de la révolution doublement verte est d'utiliser les fonctionnalités naturelles au bénéfice de la production alimentaire et des autres besoins des sociétés, et d'une manière plus intensive, c'est-à-dire en accroissant le rendement de l'ensemble. Pour cela, les apports externes ne sont pas interdits - engrais en particulier - mais sous deux conditions :

- intensifier simultanément les différentes fonctionnalités pour mieux utiliser leur potentiel de synergie ;
- utiliser des doses plus modestes qu'en agriculture classique subsidiairement aux fonctionnalités qui sont ainsi stimulées ; l'engrais chimique, par exemple, sera apporté en complément de la fonctionnalité naturelle qui crée la fertilité des sols." (Griffon, 2006).

La mise en oeuvre de ces principes est supposée capable de procurer une croissance significative des rendements, et cela de façon viable.

. Les approches centrées sur la biodiversité et le développement des territoires

L'approche "Ecosystème"

Contrairement à ce que son nom pourrait laisser croire, cette approche n'est pas principalement une approche d'écologie. Elle a initialement été mise en avant en 1995 dans le cadre d'une réflexion entre diverses agences gouvernementales américaines concernées par les problèmes de conservation de la biodiversité *in situ*, et par les conflits d'intérêts et les difficultés de coordination entre agences dans la

mise en œuvre des politiques publiques de conservation et de développement³¹. Compte tenu de ses objectifs, elle intègre à la fois les caractéristiques des écosystèmes et les parties prenantes dans leur gestion, ce qui la différencie *de facto* d'une approche purement écologique.

"The ecosystem approach is a method for sustaining or restoring ecological systems and their functions and values. It is goal driven, and it is based on a collaboratively developed vision of desired future conditions that integrates ecological, economic and social factors. It is applied within a geographic framework defined primarily by ecological boundaries." (FHWA, 1995). Elle a été reprise presque simultanément dans la CBD :

"The Conference of the Parties: (...) Reaffirms that the conservation and sustainable use of biological diversity and its components should be addressed in a holistic manner, taking into account the three levels of biological diversity and fully considering socio-economic and cultural factors. However, the ecosystem approach should be the primary framework of action to be taken under the Convention" (CBD, COP II, Décision 8 ; Novembre 1995).

La nécessité de cette approche globale est réaffirmée encore plus fortement dans la Troisième Conférence des Parties pour résoudre le conflit potentiel entre développement agricole et conservation de la biodiversité :

"La Conférence des Parties : (...) 14. Fait siennes les conclusions des sections pertinentes de l'examen sectoriel d'Action 21 réalisé en 1995 par la Commission du développement durable qui, entre autres, a reconnu qu'il fallait adopter, pour la planification, la mise en œuvre et la gestion des terres, une approche intégrée et pluridisciplinaire, et que la réalisation des multiples objectifs liés à la viabilité de l'agriculture et au développement rural exige une approche globale reconnaissant qu'il n'est pas possible de considérer les activités agricoles isolément" (CBD, COP III, Décision 14).

Dans un article pour *Land Use Policy*, Wood et Lenné (2005) ont attaqué ce qu'ils appellent les idées reçues anti-agriculture contenues dans la CBD, et qui fonderaient largement la réorientation des financements internationaux. Ils posent trois questions : Peut-on identifier les idées reçues dans la mise en œuvre de la CBD ? Les idées reçues peuvent-elles porter tort à la politique agricole et à l'usage du sol qui en découle ? Peut-on concurrencer et remplacer ces idées par une base plus rationnelle tournée vers une politique d'usage du sol fondée sur l'agriculture productive ? Selon eux en effet, la Convention, de par son processus d'élaboration, serait un terreau fertile pour les idées reçues anti-agriculture ("Thus, from its conception the CBD was an environmental treaty with a strong conservation element, and, as such, was a fertile breeding ground for anti-agricultural 'received wisdom'"). Leurs critiques, souvent pertinentes, perdent cependant beaucoup de leur force quand on identifie leur position militante pro-intensification.

Perrings et le réseau Diversitas jugent quand à eux que la communauté scientifique a *de facto* accepté le *trade-off* entre le sacrifice de la biodiversité dans les zones agricoles et la protection de la biodiversité dans les zones protégées (Perrings et al., 2006). Et que plus d'attention a été portée aux effets négatifs de l'agriculture sur la biodiversité et l'environnement, qu'à son rôle positif dans la conservation de la biodiversité. Ils font alors trois conjectures :

- la biodiversité n'est pas une menace pour l'agriculture, elle est une clé de sa "soutenabilité" ;
- une agriculture "biodiverse" n'est pas une menace pour la biodiversité sauvage ;
- une agriculture "biodiverse" procure des services qui augmentent la capacité des organismes vivants de la Terre à faire face aux risques climatiques et autres risques environnementaux.

Ils en déduisent trois objectifs scientifiques :

- évaluer la biodiversité des paysages agricoles et les forces motrices des changements de biodiversité,
- identifier les biens et services procurés par l'agrobiodiversité à différents niveaux d'organisation,
- évaluer les options pour un usage durable de la biodiversité dans les paysages agricoles.

Cette vision de la complémentarité entre stratégies agricoles et stratégies de conservation de la biodiversité donne une légitimité scientifique à la tentative de l'IUCN d'élaborer des stratégies de

³¹ "The ecosystem approach can help to bring about better coordination and to resolve conflicts in constructive ways" Interagency Ecosystem Management Task Force, 1995, US Department of Commerce, Washington.

développement rural fondées sur la complémentarité entre agriculture et biodiversité, qu'ils appellent "éco-agriculture".

L'éco-agriculture

Pour les promoteurs de l'éco-agriculture, J.A. McNeely et S. Scherr, "the Challenge is to protect wild species and conserve habitat while increasing agriculture production" (McNeely & Scherr, 2003).

"'Eco-agriculture' is a term coined in 2000 to convey a vision of rural communities managing their resources to jointly achieve three broad goals at a landscape scale — what we refer to as the 'three pillars' of eco-agriculture: Enhance rural livelihoods; Protect or enhancing biodiversity and ecosystem services; and Develop more sustainable and productive agricultural systems.

Eco-agriculture is both a conservation strategy and a rural development strategy. Eco-agriculture recognizes agricultural producers and communities as key stewards of ecosystems and biodiversity and enables them to play those roles effectively. Eco-agriculture applies an integrated ecosystem approach to agricultural landscapes to address all three pillars, drawing on diverse elements of production and conservation management systems. Meeting the goals of eco-agriculture usually requires collaboration or coordination between diverse stakeholders who are collectively responsible for managing key components of a landscape." (McNeely & Scherr, 2001)

Ici, contrairement à la vision et au projet de l'agro-écologie, la vision est clairement centrée sur le territoire, et intègre la biodiversité comme un des éléments clés du développement rural (et pas uniquement du développement agricole). Il en découle six objectifs stratégiques :

- réduire la destruction des habitats par l'augmentation de la productivité et de la durabilité sur les terres déjà cultivées ;
- renforcer les habitats pour la vie sauvage sur les fermes, et établir des corridors verts pour relier les espaces cultivés ;
- établir des espaces protégés près des espaces agricoles, des terres de parcours et des pêcheries ;
- imiter les habitats naturels en intégrant des plantes pérennes productives ;
- utiliser des méthodes agricoles qui réduisent la pollution ;
- modifier les pratiques de gestion des ressources pour améliorer la qualité des habitats dans et autour des terres agricoles.

La présentation qui précède conduit donc directement au cœur du débat sur la déclinaison spatiale des différents modèles proposés.

3.5. Les déclinaisons de la relation agriculture-biodiversité dans l'espace

Les débats précédents font pressentir l'importance du paysage et de son organisation dans la possibilité d'utiliser la biodiversité comme intrant dans la production agricole. Une fois de plus, la question peut être abordée selon différents niveaux de généralité, souvent marqués par des positions de principe *a priori*. Il est donc important de situer les enjeux et les conditions du débat.

3.5.1. Intensification, "land sparing" et ségrégation spatiale

Face au double impératif de production alimentaire et de protection de la biodiversité, il a été tenté pour de nombreux agronomes ou forestiers de prôner un partage des rôles et des territoires. L'idée de base de ces modèles dits de "land sparing" est que l'intensification agricole (sous entendu, une forme d'intensification en intrants d'origine industrielle, et non en main d'œuvre) permettrait de faire face à l'accroissement de la demande alimentaire tout en épargnant des terres que l'on pourrait alors consacrer à la conservation de la biodiversité :

"Specialized, high-input, high output agriculture can reduce the need for agricultural expansion onto environmentally sensitive marginal land, and therefore preserve species-diverse natural vegetation..."

Specialization of agriculture on high quality land could be the best hope for maintaining national crop production, for reducing damage to friable marginal ecosystems, and for taking pressure off the biodiversity of natural vegetation. Such specialization is benign and an environmental bonus, rather than a threat." (Wood, 1996).

Comme, dans un mouvement parallèle, les milieux internationaux de la Conservation de la Nature (IUCN, WWF, RFF, etc.), constatant les empiétements des populations rurales sur les territoires riches en biodiversité, en viennent à demander une extension des aires protégées et une protection plus ferme, les deux stratégies se renforcent mutuellement pour aboutir à une véritable ségrégation spatiale et sociale. En effet, le plus souvent, les populations les plus pauvres sont exclues simultanément des processus d'intensification agricole et des zones naturelles protégées. Cette forme "d'apartheid écologique et social" trouve aussi des échos très importants dans le domaine de la gestion forestière (Potts & Vincent, 2005; Boscolo & Vincent, 2003; Lewis et al., 2007).

Compte tenu de ces enjeux, qui sont sans doute moins forts dans les pays européens, il n'est pas inutile de voir les hypothèses qui sous-tendent les thèses de "land sparing", et qui limitent sa portée pratique lorsqu'on veut s'en servir pour fonder des politiques d'aménagement du territoire.

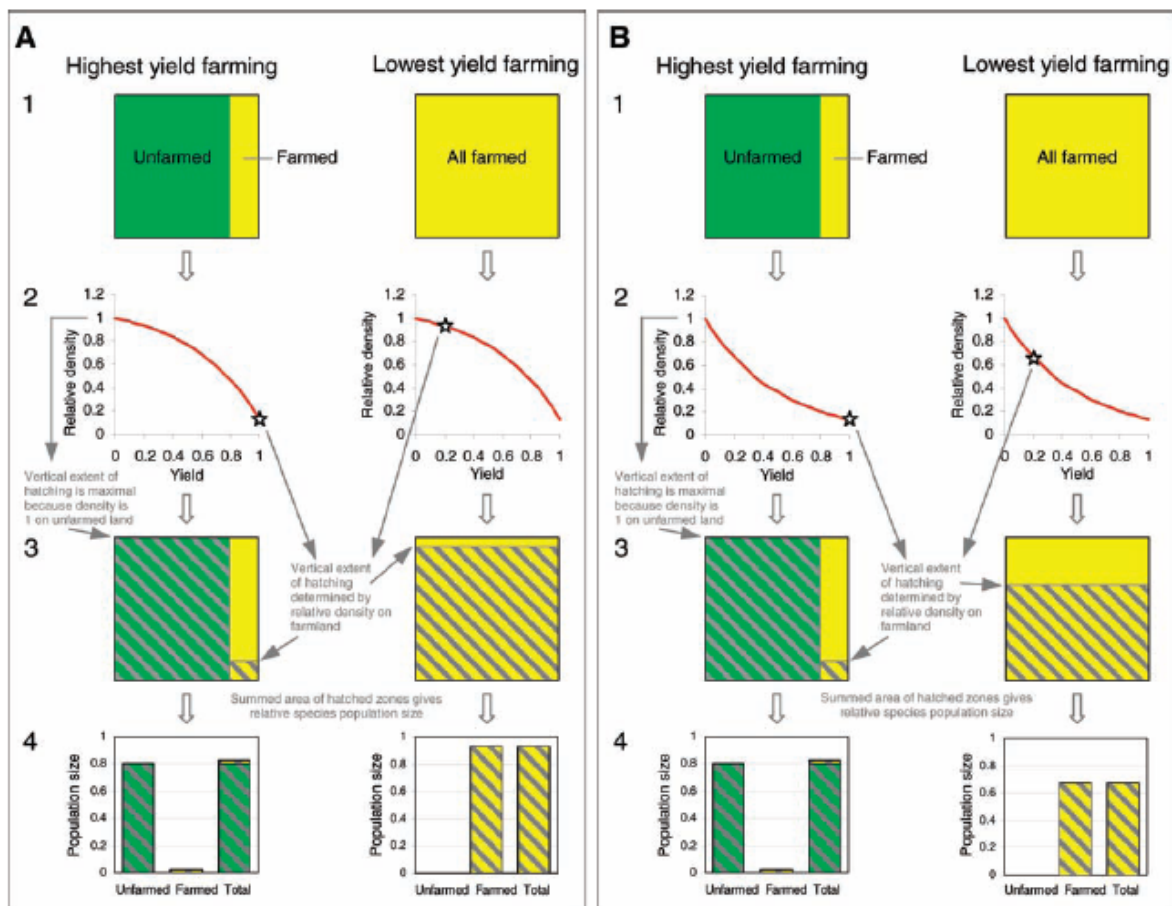


Fig. 3. Essential features of the model relating species population size to agricultural yield, shown by two examples. In the first (A), a province, shown as a map (1), is composed of farmed (yellow) and nonfarmed (green) land. The target agricultural production is $\alpha = 0.2$, which could be achieved by highest yield farming on 20% of the land area ($x = 1$, left panels) or by farming all the land at lowest possible yield ($x = 0.2$, right panels). The organism exhibits a concave density-yield function (red curve in 2), with its highest population density on nonfarmed land (where it is set to 1) and far lower density under highest yield farming than under lowest yield farming (compare stars on left and right panels in 2). The total population size of the whole province can be visualized by

shading the maps (3), so that for each habitat, the vertical extent of hatching is proportional to relative population density. The summed area of the hatched zones, relative to that of the whole province, then gives the total population size relative to the population size that would occur if the whole province were unfarmed. These relative population sizes, for nonfarmed and farmed areas and the province as a whole, are shown in the histograms (4). In this case, the total population is higher with lowest yield farming. In the second example (B), the situation is the same, except that the density-yield relationship is convex. In this example, the steep drop in density even at low yields means that land sparing is worthwhile and the total population is higher with highest yield farming.

Cette thèse repose en effet sur trois hypothèses fondamentales :

- la supériorité technique (en terme de productivité à l'hectare) du modèle intensif,
- l'absence d'effets de déversoir d'une zone à l'autre,
- l'absence de bénéfices mutuels de l'agriculture et de la biodiversité.

La première repose largement sur le choix de la métrique d'efficacité, qui devrait inclure l'ensemble des coûts privés et sociaux, ou l'ensemble des ressources utilisées, indépendamment de la nature de leur appropriation ; cet aspect est occulté dans les prises de position en faveur du modèle de ségrégation spatiale. La deuxième, qui dépend de la mosaïque paysagère et de l'importance des connexions, qui permettent ou non de limiter les effets de voisinage, est évaluée dans cette expertise (Chapitre 1 notamment). Enfin, la troisième hypothèse est également examinée dans le cadre de cette expertise (Chapitres 2 et 3), de nombreux cas d'étude laissant à penser qu'il est possible de développer de nouveaux modèles intégrés.

On trouve une déclinaison de la problématique du *Land sparing* dans les approches proposées par l'IUCN, reposant sur la notion d'agriculture à haute valeur naturelle (HNVF). En effet, devant les difficultés rencontrées pour intégrer les objectifs de protection de la Nature et de l'environnement dans les différentes politiques sectorielles, une réflexion sur les modalités de la gestion spatiale de l'interaction entre agriculture et biodiversité a été commanditée par l'Union européenne et confiée à l'Agence européenne pour l'environnement (Hoogeveen et al., 2004), ainsi qu'à l'IUCN. Le concept qui fonde l'approche est celui de la multifonctionnalité de l'agriculture, et les deux forces motrices identifiées dans la régression de la biodiversité en Europe sont l'intensification et la déprise agricole. La démarche s'appuie sur le postulat qu'en préservant certaines formes d'agriculture, par des instruments adaptés, on sera à même d'atteindre les objectifs assignés à l'Europe par le CBD, "No net losses after 2010" (UN, Sixth Ministerial Conference, "Environment for Europe", Belgrade, Serbia, 10-12 October 2007, ECE/Belgrade.CONF/2007/INF/10).

Le concept central de la démarche est celui d'agriculture à haute valeur naturelle :

- 1) High Nature Value (HNV) Farmland comprises the hot spots of biological diversity in rural areas. They are often characterised by extensive farming practices, associated with a high species and habitat diversity or the presence of species of European conservation concern.
- 2) High nature value farmland is estimated to make up 15-25% of the utilised agricultural area in EU-15.
- 3) The majority of HNV farmland is located in southern Europe (parts of Spain, Portugal, Greece) and in northern Europe (uplands of UK and Ireland).
- 4) HNV farming systems are generally threatened by trends of intensification and abandonment of agricultural management. These can occur in different areas but also alongside each other.
- 5) Generally, methodological improvements as well as further data collection are still required to obtain more detailed insight into the extent and distribution of HNV farmland in the EU-15. For example, due to data problems no separate maps can be produced of the different types of HNV farmland (types 1-3).
- 6) The current targeting of CAP policy instruments, such as agri-environment schemes does not appear to be sufficiently focused on HNV farmland in a comparison of the EU-15 Member States.

La démarche se décompose en trois niveaux d'analyse, celui du couvert végétal, celui du "farm system", et celui des espèces (avec bien entendu un accent mis sur les espèces assez visibles et faciles à compter, notamment celles d'oiseaux). La typologie élaborée sur cette base (Andersen et al., 2004) dégage trois types de paysage agricole :

Type 1 : Paysage agricole à haute proportion de végétation semi-naturelle,

Type 2 : Paysage agricole dominé par une agriculture de faible intensité, ou par une mosaïque d'espaces semi-naturels et cultivés, et de sites à petite échelle,

Type 3 : Paysage agricole contenant des espèces rares ou une part importante de population d'espèces européennes ou d'intérêt mondial.

Ces paysages agricoles sont ensuite cartographiés. Quand on étudie les cartes obtenues au stade actuel, on ne peut manquer de s'interroger sur le résultat, qui revient de facto à séparer l'espace européen en

deux grandes catégories de paysage et d'agriculture, entraînant ainsi une politique de spécialisation et de ségrégation spatiale.

Les instruments majeurs proposés par la politique des HNMF seront la protection des sites, d'une part, et les mesures agri-environnementales, de l'autre. L'objectif est clairement d'obtenir une réallocation des budgets en faveur des zones HNMF identifiées.

Quoiqu'il en soit, la question de l'intégration de la politique européenne de conservation de la biodiversité dans la politique agricole reste posée. Qu'en sera-t-il par exemple des pays nouvellement intégrés, qui disposent, de par leur histoire ou leur localisation, d'un patrimoine de biodiversité encore très élevé. Comment, pour ces pays, développer l'agriculture, et sur quelle base technique ?

3.5.2. Trames et réseaux

Une alternative à la gestion dualiste de l'espace et de la relation agriculture-biodiversité est fournie par les approches en terme de trames et de réseau, dont la base écologique est fournie par le modèle des méta-populations. Cette approche consiste à favoriser la circulation des populations et la mise en réseau des habitats.

On peut naturellement se demander comment l'approche proposée par la construction du réseau écologique européen, ou celle des trames vertes, qui visent à développer la connectivité entre les habitats, va s'articuler aux débats sur l'agencement spatial de l'agriculture et de la biodiversité. Peut-elle offrir une alternative au modèle de la ségrégation spatiale, en atténuant les différences de biodiversité, et d'impacts sur la biodiversité, par les échanges et la circulation des populations ou au contraire va-t-elle le renforcer ? La réflexion sur ce point devrait rejoindre celle sur la sélection optimale des sites, développée aux USA par Polasky et ses collaborateurs (Polasky et al., 1993). Mais la recherche sur la construction optimale des corridors écologiques, et sur les instruments économiques pour les construire, en est encore à ses prémises.

3.6. Conclusion

Nous avons pu constater que les débats sur les rapports entre agriculture et biodiversité, les modèles agricoles du futur et leur déclinaison à l'échelle du paysage, sont fortement marqués par des *a priori* qui tiennent pour l'essentiel à la culture ou à l'appartenance institutionnelle des auteurs. Beaucoup de conclusions reposent sur des hypothèses (plus ou moins explicites) qui demandent à être étayées empiriquement, ou sur des délimitations plus ou moins arbitraires des champs d'analyse. Ce qui fonde l'intérêt d'un travail approfondi de bilan de la littérature.

Les débats sur l'efficacité relative des modèles agricoles appellent à un élargissement des critères d'évaluation, et notamment à la mesure de leurs performances environnementales.

Les débats sur l'organisation territoriale de la relation agriculture-biodiversité conduisent à examiner de façon approfondie les effets de complémentarités, de seuils et de synergies entre biodiversité et production agricole.

Plus largement, ceci nous conduit à poser la question en termes de développement rural, et pas seulement en termes de modèles agronomiques.

Il est assez évident que la "révolution écologique" de l'agriculture, déjà largement entamée ponctuellement et mise en pratique par de nombreux agriculteurs, ne pourra se faire sans une évolution concomitante des modes de pensée et d'expérimentation de la recherche, qu'elle soit agronomique ou écologique. Les agriculteurs eux-mêmes devront en devenir les expérimentateurs, comme l'ont fait leurs pères et leurs grands-pères, en d'autres temps et sur d'autres bases intellectuelles.