

UNIVERSITE DE LIMOGES
FACULTE DE DROIT ET DES SCIENCES ECONOMIQUES
ECOLE DOCTORALE SCIENCES DE L'HOMME ET DE LA SOCIÉTÉ
LABORATOIRE D'ANALYSE ET DE PROSPECTIVE ECONOMIQUES

Thèse pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LIMOGES

Discipline : Sciences Economiques
présentée et soutenue publiquement par

Anne SIRIEX

Le 12 décembre 2003

**LE PAYSAGE AGRICOLE :
UN ESSAI D'EVALUATION**

MEMBRES DU JURY

M. Jean-Paul CARRIERE

Professeur au Centre d'Etudes Supérieures d'Aménagement, Université de Tours.

M. Jean-Charles FILLERON

Professeur à l'Université de Toulouse II – Le Mirail.

M. Jean-Jacques GOUGUET

Maître de Conférences à l'Université de Limoges, **Directeur**.

M. Claude LACOUR

Professeur à l'Université de Montesquieu – Bordeaux IV, **Rapporteur**.

M. Jacky PERREUR

Professeur à l'Université de Bourgogne, **Rapporteur**.

L'Université de Limoges n'entend donner aucune approbation,
ni improbation aux opinions émises dans cette thèse.
Ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur.

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord exprimer à M. Jean-Jacques Gougnet, Maître de Conférence à l'Université de Limoges, toute ma reconnaissance et ma gratitude pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant d'encadrer cette thèse, et pour l'aide qu'il m'a prodiguée tout au long de ce travail. Je tiens également à le remercier pour avoir su me communiquer dès la maîtrise son inclination pour le thème de l'environnement.

Je remercie M. Jean-Paul Carrière, Professeur à l'Université de Tours, M. Jean-Charles Filleron, Professeur à l'Université de Toulouse II – Le Mirail, M. Claude Lacour, Professeur à l'Université Montesquieu – Bordeaux IV et M. Jacky Perreur, Professeur à l'Université de Bourgogne, d'avoir accepté de participer à ce jury.

Je tiens également à remercier M. Raymond Archer, Professeur à l'Université de Limoges pour m'avoir accueilli au sein de son laboratoire.

J'adresse mes remerciements à M. Alain Sauviat, Doyen de la Faculté de Droit et des Sciences Economiques ainsi qu'à l'Ecole Doctorale pour avoir accepté de financer mon étude.

Ma reconnaissance va aussi à l'ensemble de mes collègues de laboratoire qui ont su m'apporter leur aide et leurs conseils. Je tiens à remercier tout particulièrement Christine qui a su me supporter dans les moments difficiles et qui m'a apporté tout son soutien, en chanson...

Je témoigne également toute mon affection à Cécile qui a accepté de me relire et qui transpire régulièrement avec moi, à Béatrice et à Zineb qui ont toujours été fidèles et que je ne remerciais jamais assez..., sans oublier William qui a toujours été là dans les bons et les mauvais moments, merci pour ton soutien et pour tes conseils en informatique... Merci à vous pour tous ces merveilleux moments...

Enfin, merci à Delphine pour tout ce qu'elle m'apporte un peu plus chaque jour..., à mes parents toujours présents, sans oublier Liza..., je leur dédie ce travail.

SOMMAIRE

Introduction générale	1
PREMIERE PARTIE : LA THÉORIE ECONOMIQUE FACE AU PAYSAGE AGRICOLE	16
CHAPITRE 1 : LE PAYSAGE AGRICOLE, UN BIEN PRODUIT ET CONSOMME	21
SECTION 1 : LA PRODUCTION DU PAYSAGE	23
I – Analyse de la formation du paysage : le cadre de l’analyse spatiale	24
II – La paysage : un produit joint et une externalité	52
SECTION 2 : LA NATURE ECONOMIQUE DU PAYSAGE	78
I – Le paysage agricole : un exemple de bien économique	79
II – Les enjeux de la gestion du paysage : bien collectif mixte et externalité	98
CHAPITRE 2 : LE PAYSAGE AGRICOLE COMME PATRIMOINE, UNE STRATEGIE DE LEGITIMATION DE L’ACTION DE PROTECTION	141
SECTION 1 : LA LEGITIMITE DE LA TRANSMISSION DU PAYSAGE	144
I – Transformations du paysage agricole : destruction ou évolution naturelle	145
II – Une évolution des moyens de préservation du paysage agricole : de la protection à la gestion	162
SECTION 2 : VALEUR ET TRANSFERABILITE DU PAYSAGE	186
I – La valeur du paysage : un bien essentiellement non marchand	188
II – Valeur du paysage et systèmes d’exploitation agricole	212
DEUXIEME PARTIE : POUR UNE PRESERVATION EFFICACE DU PAYSAGE AGRICOLE : le recours à l’évaluation contingente	234
CHAPITRE 3 : LE CADRE DE L’EVALUATION : ASPECTS CONTEXTUELS ET METHODOLOGIQUES	239
SECTION 1 : LES CONTRATS TERRITORIAUX D’EXPLOITATION, LES ENJEUX DE LA NEGOCIATION DECENTRALISEE	241
I – Des mesures agri-environnementales (MAE) aux Contrats Territoriaux d’Exploitation (CTE)	242

II – Des CTE individuels aux CTE collectifs territoriaux : pour une meilleure prise en compte du caractère collectif du paysage	263
 SECTION 2 : ANALYSE ET BILAN DES DIFFERENTES METHODES APPLIQUEES	
AU PAYSAGE	282
I – Les méthodes des marchés de substitution	283
II – La méthode d'évaluation contingente : la mesure de la valeur de non-usage	301
 CHAPITRE 4 : LA DIFFICILE PRISE EN COMPTE DE LA DIMENSION COLLECTIVE DU PAYSAGE PAR LA METHODE D'EVALUATION CONTINGENTE	
	328
 SECTION 1 : UNE APPLICATION DE LA METHODE D'EVALUATION CONTINGENTE AU PAYSAGE DU PLATEAU DE MILLEVACHES	
	330
I – La méthodologie de l'enquête	331
II – Motivations égoïstes versus motivations altruistes	347
 SECTION 2 : A PROPOS DES LIMITES DE LA METHODE D'EVALUATION CONTINGENTE : DES PRINCIPAUX BIAIS AUX PERSPECTIVES D'AMELIORATION	
	383
I – Les critiques adressées à la méthode d'évaluation contingente	384
II – L'amélioration de la MEC au service du processus de décision	392
 Conclusion générale	 419
 Annexes	 428
 Bibliographie	 461

INTRODUCTION GENERALE

I – PROBLEMATIQUE

« *Les hommes se sont toujours représenté la Terre comme une géante sur l'épiderme de laquelle ils s'agitaient, passants éphémères vivant d'elle mais incapables d'affecter sa vie. Pour la première fois dans l'histoire de l'humanité, la Terre nous paraît petite. Et non seulement petite, mais fragile.* » Cette opinion exprimée en 1959 par Bertrand de Jouvenel reflète la prise de conscience, apparue à la fin des années soixante, des problèmes environnementaux. La dimension environnementale de la croissance n'a cessé de s'affirmer depuis, amenant la Science Economique à l'intégrer dans son champ d'analyse¹. Les gouvernements des pays se sont progressivement dotés de nouvelles institutions, ont mis en œuvre des politiques d'environnement et ont forgé de nouveaux concepts comme celui de développement durable. Mais en dépit des efforts d'adaptation, le développement économique reste massivement polluant et destructeur de l'environnement naturel. Dans son rapport 2002, l'Institut français de l'Environnement (IFEN)² dresse pour la France un constat sévère de la situation : la croissance économique s'est accompagnée d'une dégradation des milieux naturels et faute de politiques de prévention, la vulnérabilité de la France aux risques s'est accrue.

Parmi ces problèmes environnementaux, une nouvelle question émerge ces dernières années : celle du paysage. Certes le paysage n'apparaît pas au premier rang des préoccupations environnementales des Français comme l'eau ou l'air ; mais les différentes politiques mises en œuvre témoignent de l'intérêt grandissant pour cet actif naturel. Avant de rendre compte de l'évolution de la politique publique en la matière, l'analyse de l'objet paysage nous permettra de mieux cerner les spécificités de notre domaine d'étude. Il convient de noter que nous nous intéresserons plus particulièrement au paysage agricole qui constitue une catégorie de paysage.

¹ THEYS J. (1998), "Vingt ans de politique française d'environnement : les années 70-90", in BARRAQUE B., THEYS J. (dir.), *Les politiques de l'environnement. Evaluation de la première génération : 1971-1995*, Editions Recherches, pp. 17-40.

² INSTITUT FRANCAIS de l'ENVIRONNEMENT (2002), *L'environnement en France*, La Découverte, Paris.

Le paysage est composé par un environnement physique caractérisé par des éléments objectifs tels que sa localisation géographique, son dénivelé, la dimension des parcelles, la diversité des cultures, les types d'arbres... Le paysage résulte de l'utilisation du sol et de l'espace, et s'apprécie à travers un cadre où l'étendue et la perspective sont déterminantes. La combinaison de ces différents éléments se décline en de multiples fonctions (biodiversité, loisirs, cadre de vie, image de marque...) qui correspondent à de nombreux usages (industriels, agricoles, domestiques, récréatifs...). L'économiste s'intéresse en effet au paysage à la fois représentatif de l'espace et exprimant les relations qu'entretiennent les individus avec ce lieu. Ainsi, l'usage du terme paysage permet de mettre l'accent sur la complexité de ce milieu naturel et sur la diversité des usages qu'il permet de satisfaire. Dans cette thèse, nous insisterons sur les instruments destinés à favoriser une amélioration de la qualité du paysage agricole ou de certains de ses éléments. Il apparaît nécessaire de prendre des initiatives permettant de rationaliser le partage entre les différents usagers.

Pendant longtemps, le paysage a été ignoré puisque entre le début des transformations en profondeur (1850) et les premières lois de protection (1906 et 1913), un demi-siècle s'est écoulé. Et même par la suite, de 1950 à 1960, les grands travaux s'effectuent dans le plus grand vide juridique, à l'exception de la loi de 1930 qui permet de protéger des espaces paysagers significatifs à travers la notion de *monuments naturels*³. A partir de 1970, les textes abondent, mais leur mise en œuvre par une demi-douzaine de ministères provoque de nombreux conflits de compétences, et leur application reste d'autant moins opérante que les pouvoirs publics ne reconnaissent pas la place du paysage dans la politique d'aménagement du territoire, sauf dans les régions très touristiques. Ainsi de 1950 à 1995, les évolutions économiques et sociales qui affectent la France provoquent de profondes mutations paysagères. Environ 2 300 000 ha ont été soit goudronnés, soit bétonnés..., c'est-à-dire « *artificialisés* ». Le phénomène progresse à raison de 40 à 50 000 ha par an, et cette évolution est loin d'être achevée. Victimes de cette artificialisation et parce que situés en marge des zones urbaines, certains territoires, notamment agricoles, se trouvent aujourd'hui abandonnés. Le paysage est alors victime de ce recul avec pour conséquences, le développement des friches, le boisement, l'érosion, ..., voire la disparition de certains paysages spécifiques, ordinaires ou remarquables.

³ PERIGORD M. (1996), *Le paysage en France*, Que sais-je ?, Presses Universitaires de France.

La loi du 8 janvier 1993⁴ sur la protection et la mise en valeur des paysages marque une étape décisive dans l'histoire du paysage français. Le paysage est pour la première fois officiellement reconnu en tant que tel, puisque la loi porte sur « la protection et la mise en valeur des paysages » et associe dans les faits protection, aménagement et gestion. La définition du paysage retenue dans la loi Paysages ainsi que dans les dispositifs qui en ont découlé, consacre l'application des politiques de protection et d'aménagement aux paysages banals. La mise en œuvre de cette loi implique l'établissement d'un inventaire du patrimoine paysager par les régions ouvrant la voie à la publication d'atlas régionaux des paysages. Les incitations fiscales et la réglementation en vigueur devraient être au moins aussi efficaces que le volontarisme politiques. Désormais, le paysage est devenu un véritable enjeu de société. Ainsi, la convention européenne du paysage du 20 octobre 2000⁵ répond à une préoccupation largement partagée en Europe : la détérioration incessante du patrimoine paysager. Celle-ci découle d'un accroissement, souvent mal contrôlé, de l'urbanisation et des réseaux d'infrastructure de transports et d'énergie, d'aires d'activités artisanales et commerciales, des activités diverses de loisirs, et également du recul des paysages agraires.

En outre, une forte demande de paysages s'exprime aujourd'hui en direction du monde rural et cette demande peut constituer un atout pour les agriculteurs. Or certains paysages agricoles tendent à disparaître au profit de la forêt. Et pourtant ces paysages sont probablement nécessaires, tant sur le plan écologique et de la diversité, que d'un point de vue économique et social car il existe une demande touristique pour ces paysages. La multiplication et l'aggravation des impacts de certaines activités sur les différents paysages mettent l'accent sur l'interdépendance entre les usages et la valeur des services offerts. Les pouvoirs publics ont pris conscience de la nécessité de modifier les comportements des producteurs de paysages - les agriculteurs, dans notre cas - dans un sens susceptible de favoriser une meilleure prise en compte de la valeur des services délivrés par le paysage (Hourcade, 1991 ; Dobré, 1995)⁶. La réforme de la Politique Agricole Commune en 1992, puis en 1999 a permis l'émergence et le renforcement des mesures agri-environnementales qui sur la base du volontariat, engagent les agriculteurs à exercer leur activité sans porter atteinte aux ressources et éléments paysagers. La fonction paysagère de

⁴ Loi paysage n°93-24 du 08/01/1993.

⁵ Convention européenne du paysage du 20/10/2000, Conseil de l'Europe.

⁶ HOURCADE J.C. (1991), "Décision collective sans controverse", *Projet été*, (226), pp. 75-83 ; DOBRE M. (1995), *L'opinion publique et l'environnement*, Orléans, IFEN.

l'agriculture a également été inscrite dans la loi d'orientation agricole votée en 1999⁷. Une redéfinition du rôle de l'agriculture dans la société est devenue nécessaire et doit entraîner avec elle un changement radical dans l'encadrement agricole (recherche, enseignement, formation, développement agricole). Au rôle traditionnel que l'agriculteur a toujours rempli, celui de producteur de produits agricoles, s'ajoutent désormais ceux de gestionnaire de l'environnement et d'animateur du monde rural : l'agriculture doit devenir multifonctionnelle. Il est donc nécessaire de redéfinir les moyens à mettre à sa disposition pour que de tels objectifs puissent être remplis. La redéfinition des fonctions attribuées au soutien de l'agriculture constitue un volet essentiel dans cette démarche. La multifonctionnalité de l'agriculture ne pourra être réelle sans une légitimation des aides perçues à ce titre. En effet, les subventions accordées doivent être effectivement considérées comme destinées à asseoir le rôle de l'agriculture en faveur du paysage. Ce mouvement résulte de la prise de conscience des conséquences de la dégradation du paysage agricole en termes de perte économique, correspondant à la valeur des services délivrés.

En effet, dans le domaine agricole, cette démarche a conduit au développement de programmes spécifiques destinés à inciter les agriculteurs à prendre en compte et à entretenir ces paysages (mesures agri-environnementales, Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE)...). Ces mesures tendent à contractualiser la relation agriculture – environnement à travers un cahier des charges que l'agriculteur doit respecter en vue de la production d'un service environnemental, paysager ou non. Elles sont le plus souvent accompagnées de subventions censées refléter la valeur du paysage, mais qu'en est-il en réalité ? La question de l'efficacité économique et de la viabilité à long terme de ces dispositifs reste donc posée. Le paysage est, dans ce cadre, considéré comme une externalité devant être intégré dans les décisions économiques, pour éviter incohérences et gaspillages. L'estimation monétaire de la valeur économique totale du paysage peut alors être présentée comme un moyen approprié à la construction de repères nécessaires à la prise de décision. Mais une telle démarche, si légitime soit-elle, soulève d'un point de vue économique de grandes difficultés. Le paysage n'est pas un bien comme un autre et pose de nombreux problèmes méthodologiques quant à sa définition, la mesure de sa valeur, et la mise en place d'instruments de politique agricole efficaces.

⁷ Loi d'orientation agricole n°99-574 du 09/07/1999.

Or de nombreuses fonctionnalités liées au paysage ont un caractère non marchand, dans la mesure où les conditions pour qu'un marché existe ne sont pas réunies : il n'y a pas de coûts de production ; les services délivrés ont un caractère de produit joint ; ils ne sont pas exclusifs et présentent des indivisibilités. Or, l'absence de signaux sur la valeur de ces différents services « *concourt à biaiser gravement l'arbitrage entre utilisations productives et utilisations environnementales* » (Point, 1999, p. 3)⁸.

L'intégration du paysage au calcul économique soulève donc des problèmes liés au statut même du paysage qui oscille entre bien privé et bien public. Sa définition en tant que bien public et en tant que patrimoine, nous amène à envisager une gestion collective du paysage. La recherche de l'allocation la plus efficace repose alors sur la détermination de la valeur économique totale du paysage. La méthode d'évaluation contingente possède des spécificités qui rendent son usage opportun. Elle permet de sous-tendre une véritable négociation et contribue ainsi à la mise en œuvre d'un modèle participatif de gestion de la qualité du paysage. En ce sens, l'appréciation de la valeur économique totale du paysage par cette méthode pourrait conduire à justifier certaines orientations de la politique agricole, destinées à fonder une véritable gestion équilibrée. Mais sa mise en œuvre souligne également les limites inhérentes à cette technique d'évaluation. Ces observations nous conduisent à nous interroger sur les conditions requises pour que la méthode d'évaluation contingente soit capable de soutenir le processus de décision. Il s'agit plus particulièrement, dans le cas d'un bien par essence de nature collective, de déterminer le bien-fondé du processus d'obtention de la valeur et donc du mode de participation sur lequel repose la méthode.

II – OBJET ET DEMARCHE

a – Définition et valeur du paysage

L'ensemble des mesures en faveur des paysages se heurte à un certain nombre de difficultés d'application inhérentes à l'absence de définition de l'objet paysage. Qu'est-ce qu'un « territoire remarquable par son intérêt paysager » ? L'intérêt paysager ne relève-t-il pas d'une procédure d'évaluation validée au niveau national ? Cependant, la loi de 1993 est innovante dans la mesure où ce sont toutes les catégories de paysages qui sont protégées, et

⁸ POINT P. (1999), *La valeur économique des hydrosystèmes*, Economica, Paris.

où le paysage est perçu comme un ensemble d'éléments interdépendants. Toutefois, la notion même de paysage n'a pas reçu à ce jour de définition satisfaisante.

Le paysage n'est pas un objet scientifique aux limites clairement définie et objectives (Noublanche, 1999)⁹ : il n'existe pas de critères permettant de dire avec certitude qu'un paysage est préférable à un autre. Les jugements évoluent et sont étroitement liés à l'histoire et à la culture associée à la fois au lieu et aux observateurs. La nature subjective du paysage complexifie la preuve scientifique de sa dégradation. Il faut préciser que c'est toujours d'une composante spatiale du paysage dont il est question lorsque l'on parle de sa dégradation : enrichissement, risque d'incendie, érosion....

D'où la difficulté pour l'économiste d'appréhender un tel concept et le risque de le confondre avec des notions plus larges comme l'environnement, le territoire, le site, l'espace ou encore l'écosystème par exemple. Mais ce problème ne doit pas conduire à la simplification. L'économiste doit ajuster ses outils à la complexité de l'objet considéré. Cette position ne tend pas à dénoncer les approches modélisatrices qui incontestablement simplifient la réalité en formulant des hypothèses nécessaires à la compréhension d'un phénomène. Il s'agit davantage de mettre en évidence le risque lié à une définition simplifiée du paysage qui échapperait inmanquablement à l'analyse. Ce travail certes complexe n'en est pas pour autant indispensable. Son éviction rendrait toute étude économique visant à légitimer ou à guider l'intervention publique en faveur du paysage sujette à controverse.

Définir un actif environnemental comme le paysage revient à spécifier l'ensemble des services qu'il engendre. Si certains sont déjà valorisés par le marché (prix plus élevé d'un produit lié à son marquage territorial par exemple), d'autres en revanche ne le sont pas du fait de leur caractère d'externalité et aucun élément ne témoigne de la valeur réellement attribuée par les individus à ces fonctions paysagères. En outre, ces services peuvent créer des valeurs autres que celles liées à l'usage. Trois catégories de produits et/ou services associés au paysage agricole peuvent être distinguées : *les produits marchands* (bois, produits transformés, produits alimentaires...), *les services immatériels marchands* (image du terroir véhiculée par les produits, les visites, l'accueil en gîte rural...) et *les services immatériels non*

⁹ NOUBLANCHE C. (1999), *Evaluation économique du paysage, Quelles possibilités d'identification des composantes de la demande pour l'aide à la décision publique, à partir de l'exemple de la châtaigneraie cévenole ?*, Doctorat Economie et gestion, Montpellier, INRA-ESR.

marchands (services récréatifs, aménités paysagères) qui font l'objet de différentes modalités de rémunération (Noublanche, 1999)¹⁰.

Une tentative de définition du paysage et de sa valeur a également été mise en œuvre dans la Convention européenne du paysage de 2000. Les aspirations en termes de bien-être et les préceptes du développement durable réclament une attention nouvelle portée au paysage en tant que cadre de vie quotidien des populations et expression de leur patrimoine naturel et culturel. La convention est basée sur trois principes : le paysage est défini comme un patrimoine collectif ; il doit faire l'objet d'une politique publique fondée sur la protection, la gestion et l'aménagement ; et enfin, il doit être un lieu de citoyenneté démocratique. L'affirmation de ces grands principes marque l'évolution de la législation et conduit à une nouvelle forme de l'action publique : la gestion concertée.

b –Un modèle basé sur la concertation

La Convention européenne du paysage de 2001 confirme le changement de perspective amorcé avec la Loi Paysage de 1993. Il s'agit désormais de considérer le paysage dans toute sa complexité et son originalité et non plus seulement en termes de protection. La Convention estime que les activités des autorités publiques en matière de paysage ne peuvent donc plus rester seulement un champ d'étude ou un domaine d'intervention restreint, du ressort exclusif de certains organismes scientifiques et techniques spécialisés. Le paysage doit devenir un sujet politique d'intérêt général parce qu'il contribue de manière importante au bien-être des citoyens européens et que ces derniers ne peuvent plus accepter de subir leurs paysages en tant que résultat d'évolutions de nature technique et économique décidées sans eux. Le paysage est l'affaire de tous les citoyens et doit être traité de manière démocratique notamment aux niveaux local et régional. Le développement et la protection de la ressource exigent de satisfaire ou de concilier les différents usages, les intérêts liés à la protection et les intérêts économiques. Un autre fondement essentiel est avancé : le paysage fait partie du patrimoine commun de la nation. Autrement dit, la génération présente a une responsabilité envers les générations passées et futures.

¹⁰ NOUBLANCHE C. (1999), op. cit.

La définition du patrimoine retenue par J. De Montgolfier (1981) permet de mieux comprendre la nature de la transmission : « *un patrimoine est un ensemble de biens susceptibles de conserver dans le futur (moyennant une gestion adéquate) des potentialités d'adaptation à des usages non prévisibles dans le présent* » (De Montgolfier, 1981, p. 5)¹¹. L'exigence du développement durable apparaît ici avec la nécessité de préserver l'éventail des choix futurs. Il convient alors de déterminer une règle de soutenabilité adaptée aux caractéristiques des éléments du paysage : les limites de l'existence de substituts pour l'ensemble de ses fonctions en fait un « *capital naturel critique* » (Faucheux et Noël, 1995)¹².

L'intérêt de cette évolution est de souligner d'une part le caractère collectif de la majorité des composantes du paysage et, d'autre part la portée inter-temporelle de l'ensemble des décisions de gestion. Une démarche communautaire basée sur le principe de transmission, doit être favorisée (Falque et Massenet, 2000)¹³. Le législateur, en instituant des instruments de planification tels que les Contrats Territoriaux Collectifs (CTE), et surtout les CTE collectifs territoriaux, convient de cette exigence. Cet instrument de gestion des paysages agricoles en France offre l'exemple d'un système où la participation des usagers, des citoyens et des experts au processus de décision s'intensifie. Ainsi, cette situation traduit-elle le souhait de mieux prendre en compte les grandes spécificités du paysage que sont son caractère collectif et patrimonial.

Le CTE¹⁴ est un contrat fondé sur la reconnaissance de la multifonctionnalité de l'agriculture. Il repose sur la capacité des systèmes agricoles à contribuer simultanément à la production agricole et à la création de valeur ajoutée, mais aussi à la protection et à la gestion des ressources naturelles, des paysages et de la diversité biologique, ainsi qu'à l'équilibre des territoires et à l'emploi. L'élaboration, l'amendement et le suivi des CTE impliquent et mobilisent un grand nombre d'acteurs (collectivités territoriales, établissements publics locaux, usagers, agriculteurs, organisations professionnelles et l'Etat). Ce dispositif exige engagement, concertation, recherche permanente de cohérence, compromis entre intérêt individuel et collectif, remise en question des pratiques, des comportements et des

¹¹ DE MONTGOLFIER J. (1981), *Eléments pour une gestion patrimoniale*, Ministère de l'Environnement et Ministère de l'Urbanisme et du Logement, novembre.

¹² FAUCHEUX S., NOEL J.F. (1995), *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris.

¹³ FALQUE M., MASSENET M. (2000), *Droits de propriété, économie de l'environnement*, Dalloz, Paris.

¹⁴ MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2000), *Guide pratique du contrat territorial d'exploitation*, Paris.

représentations, échange de savoirs et de compétences. L'objectif consiste à mettre en œuvre une forme de concertation décentralisée où la détermination des dispositions du contrat découle d'une négociation horizontale multilatérale. Il s'agit d'un mécanisme de coordination participatif d'après lequel une multitude d'acteurs appréhendent collectivement les problèmes que pose une ressource environnementale donnée – en l'occurrence un paysage – à une échelle territoriale particulière – par exemple une exploitation. Ainsi, l'originalité de la procédure tient plus au processus de participation en œuvre qu'au contenu lui-même. Cette forme de participation constituerait donc une condition nécessaire à l'instauration d'une gestion fondée sur la pérennité des potentialités d'un paysage agricole. Une question survient alors : quels sont les résultats attendus de ce nouveau mode de gestion, et quelles sont les conditions de leur apparition, dans une situation où sont déjà associés redevance, aides financières et réglementation ?

Avant d'aller plus loin dans l'exposé de la démarche, il convient de noter une restriction. La gestion concertée – et sa continuité dans le temps – est une condition certes nécessaire à l'atteinte de l'objectif de sauvegarde d'un paysage, mais elle apparaît toutefois insuffisante. Les pouvoirs publics doivent dans ce cadre assurer la réalisation de cet objectif, via la définition de règles de développement durable adaptées. Nous chercherons à voir en quoi le dispositif des contrats territoriaux d'exploitation peut favoriser l'émergence d'un tel objectif de préservation du paysage.

La protection des paysages agricoles repose actuellement sur un système relativement confus en matière d'action publique. Cette complexité grandissante a nécessité une amélioration de la connaissance des coûts externes jugée insuffisante. Cette exigence appelle un usage accru des méthodes d'évaluation de la valeur des services offerts par les paysages agricoles. Il s'agit d'apporter des repères à la décision publique, spécialement lors de l'élaboration de politiques de gestion équilibrée du paysage agricole (CTE). C'est dans ce cadre que nous nous intéressons à l'évaluation économique, et, plus particulièrement, à la méthode d'évaluation contingente.

c – Le recours à l'évaluation économique

La gestion concertée du paysage promulguée dans le cadre des Contrats Territoriaux d'Exploitation favorise la prise en compte de la nature multi-fonctionnelle de la ressource.

Cette phase est essentielle attendu qu'il s'agit de réaliser des arbitrages entre les services productifs et les fonctions environnementales liés au paysage. Néanmoins, en l'absence de critères tangibles, il est probable que les décisions conduisent à des incohérences et à des gaspillages (Point, 1999)¹⁵. L'évaluation monétaire de la valeur économique totale des services fournis par le paysage agricole peut être proposée comme une méthode adaptée à l'élaboration de ces critères. Cette estimation monétaire peut contribuer à trois grands types d'objectifs : faire prendre conscience du besoin d'une action spécifique en matière environnementale (Kuik et alii., 1992)¹⁶ ; influencer la décision, et permettre de définir un ensemble de mesures parfaitement adaptées. La valeur économique totale du paysage est liée pour une partie aux usages actuels (contemplation, loisirs...), et pour une autre à l'ensemble des valeurs non liées à un usage actuel, et pouvant être rattachée à la possibilité d'une utilisation future probable, mais également à des motivations indépendantes de toute volonté d'usage futur personnel.

En effet, s'il apparaît que les actifs naturels n'ont pas de prix, ce n'est pas pour autant qu'ils ne possèdent pas une valeur économique. La détermination de cette valeur économique doit permettre à la puissance publique d'élargir son rôle de régulateur au-delà de la détermination réglementaire de seuils critiques, en intégrant des valeurs de non-usage (Point, 1998)¹⁷. La polémique qui entoure les questions d'évaluation des actifs environnementaux résulte de la confusion faite entre la valeur économique et toutes autres formes de valeur, éthique ou morale par exemple. L'objectif des méthodes d'évaluation n'est pas de déterminer une valeur universelle indiscutable pour chaque bien, mais d'attribuer une valeur monétaire à ces actifs de manière à pouvoir les comparer à ceux faisant déjà l'objet d'un échange, et les prendre en compte dans la décision publique (Green and Tunstall, 1991)¹⁸. Néanmoins, la valeur économique exprimée par un montant monétaire ne s'impose pas aux agents comme valeur absolue en dehors de leurs rapports économiques. Ainsi, affirmer que la valeur économique moyenne attribuée par une population à la sauvegarde d'un paysage est de N francs ne fournit aucune information sur la valeur totale (*valeurs fondamentales ou valeurs*

¹⁵ POINT P. (1999), op. cit.

¹⁶ KUIK O.J., OOSTERHUIS F.H., JANSEN H.M.A. (1992), *Assessment of benefits of environmental measures*, Graham and Trotman.

¹⁷ POINT P. (1998), "La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique", *Economie Publique*, 1 (1), pp. 13-45.

¹⁸ GREEN C.H. and S.M. TUNSTALL (1991), "Is the economic valuation of environmental resources possible ?", *Journal of Environmental Management*, 33, pp. 123-141.

propres selon Rescher (1969)¹⁹) que cette population lui accorde. La seule information révélée concerne l'importance relative allouée par la population à ce paysage, compte tenu de sa contrainte budgétaire, de ses préférences et des différents biens qu'elle consomme.

Il existe trois méthodes d'évaluation monétaire pouvant être utilisées dans le cas du paysage : la méthode des coûts de transport, la méthode des prix hédonistes et la méthode d'évaluation contingente. La méthode des coûts de transport s'appuie sur le constat selon lequel toute consommation d'un service environnemental entraîne des coûts indirects, même lorsqu'il est disponible gratuitement. La valeur économique du paysage considéré est obtenue par l'estimation des coûts engendrés pour se rendre sur le site et pratiquer l'activité désirée (baignade, promenade...) : coût de transport, frais d'hébergement, et surcoût en nourriture sont en général les principaux postes de dépenses intégrés dans la valeur économique totale du paysage. Il s'agit alors d'établir la relation existant entre le niveau de dépenses à engager pour pouvoir consommer le service environnemental, les aménités paysagères d'un site par exemple, et la décision de visiter le site. La demande de paysage est alors estimée à partir de ces variations. D'autres éléments que les coûts de transport peuvent être pris en compte de manière à isoler l'impact réel du coût de déplacement sur le niveau de fréquentation indépendamment de l'influence d'autres variables explicatives comme certaines variables socio-économiques. Cette technique qui consiste à remédier à l'impossible observation des comportements liés à l'absence de marché pour les ressources naturelles par l'observation de marchés considérés comme complémentaires n'est pas la seule. L'approche hédoniste la plus fréquemment employée consiste à observer les comportements des agents sur le marché immobilier et à isoler les variations des prix associées à différents niveaux de qualité du paysage disponibles sur les sites. La valeur économique d'un paysage d'un site est alors déterminée par la variation de prix observable sur le marché immobilier, après avoir isolé les variations liées aux caractéristiques propres à l'habitat.

Enfin, la méthode d'évaluation contingente a l'avantage d'être la seule à pouvoir évaluer directement la variation de bien-être sans passer par l'observation de marchés et de pourvoir ainsi déterminer les valeurs de non-usage. Elle apparaît comme une technique très

¹⁹ RESCHER N. (1969), *Introduction to value theory*, cité par BROWN T.C., CHAMP P.A. et al. (1996), "Which response format reveals the truth about donations to a public good ?", *Land Economics*, 72 (2), pp. 152-166.

prometteuse (Bonnieux et Rainelli, 1999)²⁰. Elle présente certaines caractéristiques qui rendent son usage opportun. Le premier avantage concerne sa mise en œuvre d'une apparente facilité dans la mesure où elle revêt la forme d'une enquête individuelle auprès des individus concernés. En outre, cette méthode permet une estimation directe de l'intensité des préférences associées par exemple à la sauvegarde d'un élément du paysage agricole. Ainsi, elle est supposée couvrir l'ensemble des motivations à l'origine de la valeur économique totale. Enfin, le procédé lui-même peut être considéré comme un mécanisme de participation directe de la population concernée dans le processus de décision. La méthode d'évaluation contingente apparaît donc comme une forme de consultation ponctuelle devant permettre de déterminer le niveau d'intérêt attribué à un actif naturel hors-marché donné. Cette particularité justifie que certains auteurs l'assimilent à une technique de mise en œuvre d'une « démocratie qualitative » (O'Neill, 1996)²¹. Ce qui signifie que l'usage renforcé de cette méthode aurait pour effet de favoriser la mise en œuvre d'un schéma participatif de gestion de la qualité des paysages agricoles.

Malgré une utilisation tardive de la méthode en France (Bonnieux et Rainelli, 1999)²² : les premières études datent de 1990 (Desaigues et Lesgards, 1992)²³. Depuis, de nombreuses expérimentations notamment sur les paysages agricoles ont été réalisées. Cette évolution témoigne probablement de la volonté simultanée des décideurs publics de s'ouvrir aux enseignements de l'économie publique et des économistes de contribuer au même titre que d'autres disciplines au processus de décision. Cependant, pour que la méthode d'évaluation contingente ait un impact réel sur le processus décisionnel, il convient de s'assurer que la fiabilité et la validité des résultats et de la méthode soient perfectionnées. En effet, la méthode présente un certain nombre de biais qui en limite la pertinence. Dans ces conditions, est-il légitime de fonder une décision sur des résultats aléatoires ? Il semble néanmoins que l'utilisation d'une telle méthode si contestable soit-elle, est toujours plus judicieuse que l'absence totale de référent. Justifier l'usage de cette forme d'expertise pourrait conduire à établir l'obligation légale de recourir à ce type d'évaluation monétaire en France. Ce qui

²⁰ BONNIEUX F., RAINELLI P. (1999), "Contingent valuation methodology and the EU institutional framework" in BATEMAN I.J., WILLIS K.G. (eds), *Valuing environmental preferences*, Oxford University Press, pp. 585-612.

²¹ O'NEILL (1996), "Contingent valuation and qualitative democracy", *Environmental Politics*, vol. 5, n°4, pp. 752-759.

²² BONNIEUX F., RAINELLI P. (1999), op. cit.

²³ DESAIGUES B., LESGARDS V. (1992), "L'évaluation contingente des actifs naturels : un exemple d'application", *Revue d'Economie Politique*, 102, pp. 99-122.

revient à supposer que, dans le cas de décideurs multiples, l'évaluation se réalise dans un cadre ouvert où chacun d'eux possède une information explicite et minimale sur la nature des valeurs engendrées par un élément hors-marché du paysage agricole. Ces remarques nous amène à formuler la question suivante : quelles sont les conditions nécessaires pour que la méthode d'évaluation contingente soit capable de soutenir le processus de décision ? Cette interrogation soulève une autre question que nous aborderons : dans le cas de l'évaluation d'un bien par principe de nature collective, le mécanisme de révélation de la valeur – et donc le mode de participation – sur lequel repose la méthode est-il adéquat ?

III – PLAN DE THESE

La thèse est structurée en deux parties. La première partie épistémologique retrace les grandes problématiques, débats et controverses autour du paysage. Ainsi, nous proposons un certain nombre de concepts et d'instruments permettant de définir économiquement le bien paysage. La seconde partie permet d'illustrer ces polémiques autour d'un point particulier : l'évaluation du paysage agricole de Moyenne Montagne avec une méthode appropriée et les prolongements en termes de politique publique. Chaque partie est organisée en deux chapitres.

La première partie offre de découvrir en quoi la théorie économique peut fournir des éléments permettant d'une part d'expliquer la formation et la nature du paysage et d'autre part d'offrir des pistes de réflexion sur sa protection sa gestion et son aménagement. A partir de certains enseignements de la théorie spatiale, de l'économie de l'environnement et de l'économie publique, nous cherchons à mettre l'accent sur les dimensions collective et patrimoniale du paysage qui requiert des mesures spécifiques de gestion dans le cadre de l'agriculture. En tant qu'objet, le paysage peut-être considéré de deux façons : soit comme bien économique ; soit comme patrimoine.

Dans le premier chapitre « *Le paysage agricole, un bien produit et consommé* », l'analyse économique de la production du paysage ainsi que la détermination de sa nature économique sont réalisées. Les concepts majeurs permettant d'appréhender le paysage sont ceux de produit joint – de l'agriculture mais également de l'ensemble des activités qui se

localisent dans l'espace -, d'externalité, et de bien collectif mixte. Ce travail permet de mettre l'accent sur les grandes logiques sous-tendues par chacune de ces notions. Deux grands types de gestion sont alors envisagés : la régulation par une autorité publique et la négociation décentralisée – renvoyant pour l'essentiel à l'arrangement privé ou au régime de propriété communautaire. Cette opposition reste toutefois artificielle puisque notre champ d'investigation empirique est marqué par un contexte où se combinent réglementation, aides financières, redevances et contrat.

Dans le second chapitre « *Le paysage agricole comme patrimoine, une stratégie de légitimation de l'action de protection* », nous proposons une analyse visant à identifier les logiques justifiant la transmission du paysage. En effet, les problèmes économiques liés à la propriété du paysage vont encore se complexifier à partir du moment où l'on prend en compte la dimension temporelle. Après avoir dressé un bilan des mesures au niveau français et européen permettant la protection voire la gestion du paysage, il apparaît que la prise de décision ne peut se faire que par rapport à la valeur du paysage. L'examen de la nature de la valeur économique totale du paysage met en avant l'importance des valeurs de non-usage. Ce qui nous amène à reconsidérer le problème du financement d'un tel actif et son intégration dans les systèmes d'aides aux exploitations agricoles dans une perspective de gestion patrimoniale.

La seconde partie de la thèse appréhende la question de la capacité de la méthode d'évaluation contingente à assurer la prise en compte de la valeur du paysage dans le processus de décision. Le troisième chapitre « *Le cadre de l'évaluation du paysage : aspects contextuels et méthodologiques* » est consacré à l'étude du contexte empirique et des contraintes méthodologiques dans lesquels va s'inscrire notre réflexion. L'analyse des mécanismes d'élaboration des Contrats Territoriaux d'Exploitation nous conduit à identifier et qualifier les processus de coordination en jeu. D'une part, nous nous intéressons à la manière dont la politique d'aides à l'agriculture, compte tenu des coûts liés à l'exploitation potentielle d'une situation d'asymétrie informationnelle, peut venir améliorer cette forme de gestion concertée. D'autre part, afin d'apprécier la pertinence de la procédure des Contrats Territoriaux d'Exploitation, il convient de s'intéresser à leurs conséquences. Nous étudions

les éléments propices à leur apparition et à leur pérennité. L'adéquation des aides et des mesures adoptées dans le cadre des CTE nécessite d'intégrer dans la décision la valeur du paysage. Aussi, nous proposons un récapitulatif des différentes méthodes d'évaluation monétaire qui nous permet d'identifier la technique la plus adaptée aux spécificités du bien paysage. L'usage même de l'évaluation économique conduit à formuler l'hypothèse selon laquelle une partie des résultats de l'évaluation va représenter un calcul stratégique ou pourra être considérée comme une impossibilité de traduire, sous forme monétaire, certaines motivations des bénéficiaires de non-usage. Cette dernière remarque remet en cause la validité de ce mécanisme d'évaluation. Cette question fait l'objet du quatrième chapitre, « *La difficile prise en compte de la dimension collective du paysage par la MEC* ».

Ce chapitre débute avec la présentation des résultats de l'application de la méthode d'évaluation contingente au paysage du Plateau de Millevaches en Limousin. Sur cette base, il est possible de définir les moyens à mettre en œuvre pour améliorer la fiabilité et la validité des résultats, tout comme celle de la méthode elle-même. Cette question dépend également de l'adéquation du mode de participation appliqué. Nous envisageons alors l'éventualité du recours à des procédures délibératives permettant d'assurer la participation de la population au processus de décision. La mise en perspective des avantages et des limites inhérentes à une telle démarche nous amène dans un dernier point à formuler des propositions cherchant à garantir une meilleure prise en compte de la dimension collective du paysage agricole lors de l'évaluation contingente. Elles doivent concourir à améliorer la recevabilité des résultats et, au final, confirmer la pertinence d'un schéma participatif de gestion de la qualité du paysage agricole.

PREMIERE PARTIE :

LA THÉORIE ÉCONOMIQUE FACE AU
PAYSAGE AGRICOLE

Le paysage est devenu depuis quelques années un objet d'étude à part entière. La mise en place de la loi Paysages du 8 janvier 1993, mais également plus récemment la signature de la Convention européenne du paysage¹ n'ont fait que confirmer ce mouvement. La Convention a été adoptée par le Comité des Ministres du Conseil de l'Europe le 19 juillet 2000 et signée le 20 octobre 2000 par les 18 Etats lors d'une conférence ministérielle à Florence. Elle met en avant un redoutable problème de société en Europe : la maîtrise de l'évolution des paysages. Dès le préambule, le paysage est présenté comme un élément essentiel de la culture et de l'identité européenne et sa protection doit s'inscrire dans une stratégie de développement durable. La convention insiste tout comme la loi de 1993 sur la nécessité de considérer le paysage comme un patrimoine. Ainsi, la charte a pour ambition d'élaborer une vraie politique globale de préservation des paysages européens qui devrait permettre de prendre en compte "leur inestimable valeur culturelle et naturelle et les nombreuses menaces qui pèsent sur eux". Il s'agit de reconnaître la grande diversité et la qualité des paysages dont nous héritons, en s'efforçant de préserver, voire d'enrichir, cette diversité et cette qualité au lieu de les laisser périr.

Sur le plan opérationnel, la convention souligne l'influence de la plupart des activités économiques sur le paysage (transports, agriculture, urbanisme...). Ainsi, le rôle primordial de l'agriculture dans la formation de nombreux paysages a conduit au développement de mesures spécifiques destinées à inciter les agriculteurs à les entretenir. Des programmes ont été initiés au niveau européen, mesures agri - environnementales, et au niveau français, contrats territoriaux d'exploitation (CTE). Dans le cadre de ces contrats, les agriculteurs sont alors rétribués pour entretenir le paysage. Ces subventions sont censées refléter la valeur du paysage, mais qu'en est-il en réalité ? Le paysage est-il correctement

¹ La convention a été rédigée par Monsieur le Professeur Michel Prieur, Directeur du CRIDEAU, Centre de Recherches Interdisciplinaire en Droit de l'Environnement, de l'Architecture et de l'Urbanisme, Université de Limoges.

appréhendé par ces mesures ? Une meilleure prise en compte du paysage par l'agriculture doit passer par la définition et la détermination de sa valeur. Mais, une telle démarche si légitime soit-elle d'un point de vue juridique, soulève d'un point de vue économique de grandes difficultés. En effet, le paysage n'est pas un bien comme un autre et pose de nombreux problèmes méthodologiques quant à sa définition, la mesure de sa valeur, et la mise en place d'instruments de politique agricole efficaces.

Dans la première partie de cette thèse, nous présenterons la contribution de la théorie économique à la caractérisation du paysage. C'est déjà un premier point qui fait l'objet de polémiques entre les représentants de divers champs des sciences humaines. Or, ce n'est que sur la base d'une définition préalable que pourra se faire l'évaluation. En tant qu'objet, le paysage peut être analysé à la fois comme un bien produit et un bien consommé. En effet, nous analyserons l'impact des activités économiques, notamment agricole, sur la formation de cet actif. Nous montrerons également que l'acte de consommation en soi ne détruit pas le paysage mais il peut exister une dégradation liée à des problèmes de congestion ou des aménagements considérés comme trop lourds et définitifs. Il est alors possible de parler de destruction par transformations irréversibles du paysage originel. Cette analyse nous amènera à considérer le paysage comme un patrimoine, notion prenant en compte le long terme. Selon l'approche envisagée, les instruments d'analyse ainsi que les propositions de politique économique ne seront pas les mêmes.

Dans un premier chapitre, le paysage comme bien produit fait référence à la manière dont celui-ci est créé, détruit, façonné et interprété. La théorie spatiale nous fournit alors un premier cadre d'analyse. Il s'agit d'apprécier la manière dont il peut être géré dans la mesure où non seulement il est produit inintentionnellement (notions de produit joint et d'externalité) mais bénéficie également d'un statut économique oscillant entre bien public et bien privé. Cet examen permet de préciser les principales modalités de gestion d'un bien public mixte, faisant l'objet d'une consommation. Cette étude souligne le caractère subjectif du paysage. Le problème est donc de savoir comment faire rentrer une telle notion dans une Science Economique qui se veut avant tout objective et quantitative.

Le second chapitre aborde le paysage comme patrimoine. Par opposition à un paysage produit et consommé, c'est-à-dire transformé rapidement par les activités humaines voire totalement détruit et récréé, se pose le problème de déterminer si ce bien doit rester immuable. La question de la transmission intergénérationnelle et de la prise en compte du long terme doivent être abordées. Il s'agit alors de spécifier les critères pouvant être utilisés pour répondre à cette question : le fait de définir le paysage comme un patrimoine impose d'établir les raisons de la légitimité de cette préservation ainsi que les moyens pouvant être mis en œuvre pour ce faire. Ce sont les nouvelles réflexions sur la valeur en économie de l'environnement qui vont permettre d'entrevoir autrement la transférabilité du paysage.

Chapitre 1 : Le paysage agricole, un bien produit et consommé

Les modifications importantes et rapides subies par le paysage depuis quelques années, obligent à considérer les hommes comme des acteurs responsables de sa formation. La non-durabilité du bien paysage devient une question essentielle. Il convient dans un premier temps d'analyser et de comprendre comment se forme le paysage tant physiquement par l'action et la localisation des activités humaines que mentalement par le regard porté sur celui-ci. Sa définition apparaît être un préalable à toute prise en compte dans les processus d'évaluation et de prise de décision.

Ainsi, la définition adoptée par la Convention européenne du paysage : « Le paysage est une portion de territoire telle que perçue par les populations » met en avant toute l'ambiguïté d'une telle analyse. Elle est constituée de deux termes de nature profondément différente : le territoire, support du paysage et la perception des populations concernées. La théorie économique va donc aborder le paysage selon deux approches : d'une part, l'analyse de la formation du paysage qui renvoie à des éléments de théorie spatiale ; d'autre part, l'analyse des relations qu'entretiennent les individus avec le paysage. En effet, la définition du concept doit prendre en compte cette « dualité simultanée »² entre d'un côté les producteurs de paysage qui travaillent sur le support physique (l'espace, le sol) et fabriquent les éléments paysagers, et de l'autre les consommateurs de paysages, qui, par le regard, interprètent les lieux en les esthétisant, faisant ainsi du paysage un objet de consommation.

Dans une première section, la production du paysage agricole sera appréhendée à travers des analyses issues de la théorie spatiale, notamment grâce au modèle de Von

² REGAZZOLA T. (1993), "Le paysage : notion générique ou concept transitif". Recherches, études, environnement, développement, Ministère de l'Environnement, Paris, n°43-44, pp. 20-22.

Thünen. Cette analyse permet de fournir des éléments de réponse quant à la compréhension du processus de création du paysage par l'homme par localisation des activités économiques. Mais, cette approche présente des limites quant à la prise en compte du paysage qui n'est pas étudié en tant que bien. Nous ferons donc appel aux notions d'externalité et de produit joint. Ainsi, la notion de produit joint permet de préciser les conditions de production du paysage, notamment sa production par l'agriculture. Il s'agira également de déterminer à quel type d'externalité fait référence le paysage : externalité de production et/ou de consommation.

Enfin, il faut bien comprendre que le paysage ne deviendra véritablement réel qu'à partir du moment où il sera perçu par un individu. Une fois formé, il devient un objet d'étude dont la nature économique doit être précisée dans une deuxième section. Le paysage est en effet un bien économique dont le statut oscille entre bien privé et bien public. La gestion d'un bien collectif mixte soulève des difficultés de même que la présence d'externalités. L'opportunité de l'intervention publique et d'une négociation décentralisée en matière d'internalisation des externalités paysagères est alors envisagée. Elle est analysée au travers du débat initié par A.C. Pigou (1952)³ et R.H. Coase (1960)⁴ : le problème des droits de propriété constituant alors une question essentielle de la gestion du paysage. En effet, le point important est de savoir comment respecter un principe d'équité inter-générationnelle à partir du moment où l'on admet que le paysage est un patrimoine. Les nouvelles approches sur la valeur en économie de l'environnement permettent de percevoir autrement la transférabilité du paysage. En présence d'externalités réciproques, les agents peuvent être amenés à négocier des compensations. Cette solution requiert que les droits de propriété sur le bien environnemental soient clairement définis. Ainsi, certaines ressources comme le paysage, *res communis*, se soumettent difficilement au régime de propriété privée, d'où le recours possible au régime de propriété collective et à la négociation collective.

³ PIGOU A.C. (1952), *The Economics of Welfare*, London, MacMillan (publication de la quatrième édition datant de 1932).

⁴ COASE R.H. (1960), "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*, 1, pp. 1-44.

Section 1 : La production du paysage

La définition du paysage retenue par R. Larrère (1997)⁵ : « *une structure spatiale qui résulte de l'interaction entre des processus naturels et des activités humaines* » souligne le rôle joué par les activités économiques dans la formation de celui-ci. En effet, si le paysage est constitué au départ d'éléments naturels, il est devenu au fil du temps dépendant de la présence humaine. Les paysages totalement « naturels » sont de plus en plus rares même si certains subsistent encore. Beaucoup ont été anthropisés et témoignent du pouvoir de maîtrise du milieu naturel par l'homme. Ils sont produits inintentionnellement à partir de l'usage du sol. Cette référence au producteur soulignée également dans la définition de la Convention européenne du paysage nous amène à voir comment les activités humaines façonnent le paysage économique. Le producteur travaille sur le support physique de celui-ci à savoir le sol. "*L'espace, matérialisé par le sol, est donc ici plus qu'un simple cadre d'analyse : il est un objet d'analyse*"⁶. Or, pour l'économiste, le sol apparaît comme la plus immédiate concrétisation de cette idée abstraite d'espace. La théorie économique spatiale se révèle comme étant le lieu d'analyse des utilisations économiques du sol, qui vont donner naissance à une structuration de l'espace. "*Décrire l'utilisation du sol, c'est dire pour chaque lieu dimensionnel quelle forme d'activité humaine occupe la surface disponible*"⁷.

Les économistes spatiaux recherchent et expliquent la localisation optimale des activités économiques et des hommes. De cet objectif économique résulte un paysage mais il ne constitue pas l'objet d'étude principal. L'important réside dans la maximisation de la rente, de l'utilité... Cette analyse permet néanmoins de fournir des éléments de compréhension de sa formation. Toutefois, le paysage n'est pas considéré comme un bien par ce courant. Le problème concerne la prise en compte de ce produit joint qui peut ensuite rentrer dans le calcul économique des agents. Tous ces travaux tentent de donner une

⁵ LARRERE C. et LARRERE R. (1997), *Du bon usage de la nature*, Alto-Aubier, Paris.

⁶ PAELINCK J.H.P., SALLEZ A. (1983), *Espace et Localisation, La redécouverte de l'espace dans la pensée scientifique de langue française*, Economica, Paris.

⁷ HURIOT J-M. (1994), "L'utilisation du sol", in AURAY J-P, BAILLY A., DERYCKE P-H, HURIOT J-M (dir.), *Encyclopédie d'Economie spatiale, concepts-comportements-organisations*, Economica, Paris.

explication économique du paysage. Celui-ci apparaît comme le résultat du jeu de forces économiques compte tenu des contraintes de la géographie physique mais il n'est pas considéré comme un bien. En effet, une fois constitué, le paysage doit être défini en tant qu'objet d'étude. L'emploi des notions d'externalité et de produit joint apporte des éléments de réponse supplémentaires quant à sa définition.

I – Analyse de la formation du paysage : le cadre de l'analyse spatiale

La notion de paysage est apparue depuis fort longtemps, notamment dès la Renaissance dans l'art pictural et dans la littérature aux XVIII^e et XIX^e siècles. Or, la plupart des économistes l'ont ignoré pendant longtemps. Les analyses prenant en compte le paysage sont restées le plus souvent un sous-produit d'autres recherches que le résultat d'une véritable problématique du paysage⁸. Cet oubli s'explique principalement par l'absence d'introduction de la notion d'espace dans l'analyse économique. Le modèle dominant de l'analyse économique, incarné par « l'homo oeconomicus », n'a de relations qu'avec les biens et pas avec l'espace. L'économie classique considère que tout se passe en un seul lieu où se localisent les hommes et les biens. La concentration en un point unique nie l'existence même du paysage.

Or, parmi la multitude de définitions possibles, le paysage fait toujours référence à une étendue géographique ou à un espace... L'analyse développée par la théorie économique spatiale permet d'analyser les conséquences de l'activité économique sur le milieu naturel, et sur l'espace. Les théoriciens de l'espace vont initier le développement d'une théorie générale de la localisation optimale des activités par rapport à un objectif de maximisation de la rente foncière ou de minimisation des coûts de transport.

De cette structuration de l'espace peut être dégagée une explication de la formation du paysage économique. Deux types de travaux vont émerger : une réflexion sur la

⁸ PERREUR J., (1997), *Evolution et représentation du paysage : de 1750 à nos jours*, in Festival d'Histoire de Montbrison, du 28 septembre au 6 octobre 1996, Montbrison, pp. 235-252.

structuration globale du territoire et une analyse de la structuration de l'espace autour d'un point central. Dans les deux cas, nous pouvons en dégager une explication économique de la formation du paysage. Nous analysons plus particulièrement la formation du paysage agricole à travers le modèle de Von Thünen (1826).

A – De la structuration globale du territoire à celle de l'espace agricole par Von Thünen

"*Toute organisation spatiale est le résultat d'une combinaison particulière de deux principes fondamentaux antagonistes d'agglomération et de dispersion*"⁹. Cette analyse s'est donc développée autour du débat concentration / dispersion. Ces théories permettent en effet de déterminer une organisation spatiale plus ou moins concentrée dont il est possible de dégager un paysage économique. Parmi les précurseurs de la théorie spatiale, à partir du XVIIIème siècle, vont émerger des auteurs comme W. Petty (Sir, 1623-1687)¹⁰ qui a fait l'apologie de la concentration, et a été contesté par la suite par R. Cantillon (1680-1734)¹¹ et enfin J. Steuart (1713-1780)¹² qui a recherché un compromis entre les deux positions précédentes. Ils ont ainsi posé de façon tout à fait moderne les grands principes qui opposent toujours les théoriciens pour déterminer l'organisation territoriale optimale. A partir de ces résultats, nous pourrions ainsi tenter d'analyser l'impact paysager de la concentration et de la dispersion pour déterminer la meilleure structuration spatiale à adopter en matière de paysage. Enfin, concernant notre préoccupation principale, le paysage agricole, le modèle de Von Thünen institue une première analyse de sa formation à partir de la structuration de l'espace agricole péri-urbain et constitue une progression vers l'équilibre général spatial.

⁹ DERYCKE P-H, HURIOT J-M, PUMAIN D (1996), *Penser la ville : théories et modèles*, Anthropos, Paris, p18.

¹⁰ PETTY W. (1905), *Les Œuvres économiques de Sir William Petty*, traduit de l'anglais par Henry Dussauze et Maurice Pasquier, avec une préface de Albert Schatz, Paris.

¹¹ CANTILLON R. (1997), *Essai sur la nature du commerce en général*, Paris, Institut National d'Etudes Démographiques, réimpr. de l'éd. de 1952, fondée sur le texte original de 1755, avec des études et commentaires rev. et augm.

¹² STEUART J. (1767), *An Inquiry into the Principles of Political Economy*, trad. fr. Attribuée à E.F. de Sénovert : *Recherches sur les principes de l'économie politique*, Paris, Didot, 5 vol., pp. 1789-1790.

1 – Le débat concentration / dispersion : conséquences pour le paysage

a – Des origines du débat à la naissance du paysage économique

Les premiers auteurs à s'intéresser à la répartition des activités économiques dans l'espace se sont concentrés sur l'explication de la localisation des agglomérations en fonction d'une logique de production agricole. « *Cette logique tend à rapprocher le paysan de sa terre et à localiser les artisans dont le travail est induit par ces derniers dans les mêmes villages* »¹³. Le rôle des voies de communication est alors primordial, notamment les voies d'eau navigables qui attirent les concentrations, ainsi que les lieux de production de matières premières. Il s'agit dans un premier temps d'expliquer les raisons qui poussent les agents à se regrouper puis de déterminer l'impact de ces localisations sur leur environnement direct.

Le débat a commencé avec W. Petty qui le premier a fait l'apologie de la concentration et s'est opposé à tout saupoudrage de l'activité économique dans l'espace. Il étudie la localisation, la dimension et le déplacement des villes. Dans ce cadre, le paysage économique produit est essentiellement un paysage urbain fonction de la localisation optimale d'une ville et de sa croissance. En effet, la ville se localise en premier lieu à proximité d'une voie de communication (voie navigable, port essentiellement). Le paysage est donc façonné et/ou modifié en ce point. En outre, les cités vont croître conjointement aux moyens de transport et le développement des voies de communication modifie considérablement le paysage économique formé. Ainsi W. Petty démontre les avantages d'une grande ville où est regroupée la majeure partie de la population. Son idéal correspond donc à la situation où toutes les activités commerciales et industrielles sont localisées en un seul point ou lieu peu étendu, où presque tout serait produit, consommé, importé ou exporté. Une telle organisation ne demanderait que peu d'espace. « *Les échanges se faisant de profession à profession, des producteurs aux consommateurs, le circuit tendrait à se*

¹³ PERREUR J., (1997), op. cit.

réduire à un seul point »¹⁴. La concentration apparaît comme primordiale pour W. Petty. Mais il faut bien voir qu'il s'intéresse presque exclusivement à la concentration urbaine.

Mais, l'espace rural n'est pas pour autant absent de l'analyse de W. Petty. Il évoque le problème agricole à travers la rente foncière en montrant que les activités agricoles se répartissent dans la campagne avoisinant la ville. Il étudie les relations entre une ville (Londres) et les zones cultivées environnantes. L'ébauche d'un schéma concentrique apparaît. Les cultures se localisent en fonction de la distance à la ville et des coûts de transport : les terres les plus proches sont réservées à la production des marchandises les plus coûteuses à transporter. W. Petty prend en compte également la rente foncière d'autant plus élevée que l'on se rapproche de la ville. Le prix de la terre qui dépend de la rente augmente au fur et à mesure que l'on se rapproche de la ville, et est également fonction d'une demande d'avantages de localisation. Il établit les avantages de la proximité par rapport à la ville.

Avec R. Cantillon (1755) apparaît une véritable contestation de ces idées et la proposition de réduction des inégalités spatiales. Il propose une décentralisation et une dissémination de l'activité industrielle dans l'espace. En effet, dans « Essai sur la nature du commerce en général »¹⁵, R. Cantillon (1755) esquisse une théorie de la localisation et une analyse des relations interrégionales qui débouchent sur une véritable politique de délocalisation des industries. Il commence par étudier la répartition des populations et des activités. Ainsi tout comme W. Petty, R. Cantillon poursuit un même objectif : la réduction de la longueur des circuits dans l'espace, mais tandis que W. Petty met l'accent sur les activités industrielles et croit à la vertu de la concentration en une zone étroite des richesses et des énergies ; R. Cantillon qui ne sous-estime pas les activités agricoles, préconise la dispersion. Une véritable structuration de l'espace s'opère chez R. Cantillon puisque l'ensemble du territoire est structuré et modifié par les activités économiques.

¹⁴ DOCKES P. (1969), *L'espace dans la pensée économique du XVIème siècle au XVIIIème siècle*, Flammarion, Paris, p140.

¹⁵ CANTILLON R. (1755), *Essai sur la Nature du Commerce en général*, édition 1997, Institut National d'Etudes Démographiques, Paris.

Ainsi, pour R. Cantillon, toute société d'hommes, quelque soit son mode de formation va se faire à partir de la possession de la terre à l'origine de la richesse et donc de la valeur : « *la mesure de la quantité de terre et de travail qui entre dans sa production, eu égard à la bonté ou produit de la terre, et à la qualité du travail* »¹⁶. « *Si un prince ou un seigneur qui a reçu de grandes concessions de terres lors de la conquête ou découverte d'un pays, fixe sa demeure dans quelque lieu agréable et si plusieurs autres seigneurs y viennent faire leur résidence pour être à portée de se voir souvent, et jouir d'une société agréable, ce lieu deviendra une ville. Ces grands propriétaires aux revenus élevés auront de nombreux besoins et il faudra que s'installent à leurs côtés pour le service de ces seigneurs, des boulangers, des bouchers, des brasseurs, des marchands de vin, des fabricants de toute espèce* »¹⁷. La structuration de l'espace et donc la localisation optimale des activités est basée sur la possession des terres. De leur utilisation, il est possible de dégager une organisation paysagère.

L'aménagement, né de cette distribution, montre une concentration du territoire agricole (et donc de la richesse source de valeur) aux mains d'un petit nombre de propriétaires ; elle résulte également de contraintes imposées par les transports et par les coûts du transport routier croissants avec la distance. Les individus sont donc obligés de se localiser près des terres qu'ils cultivent. De là découle l'apparition, économiquement nécessaire, de villages, de bourgs, de villes, et enfin de capitales. Comme les villes, les capitales naissent de la concentration des plus gros propriétaires fonciers autour du Prince, mais, à la différence des villes dont la situation est indéterminée, leur localisation est précisée et fonction de la proximité de la mer et/ou de fleuves reconnus, en raison des économies que permettent de réaliser les transports par voie d'eau.

On peut donc déduire de l'analyse de R. Cantillon, un paysage façonné et transformé dans son ensemble. Il apparaît non seulement au travers de la localisation des activités mais également selon le type d'usage que l'on aura du sol, de la terre : « *Pour ce*

¹⁶ CANTILLON R. (1755), op. cit.

¹⁷ CANTILLON R. (1755), op. cit.

qui est de l'usage auquel on doit employer la terre, il est préalable d'en employer une partie à l'entretien et nourriture de ceux qui y travaillent et la font valoir : le reste dépend principalement des humeurs et de la manière de vivre du Prince, des seigneurs de l'Etat et du propriétaire ; s'ils aiment la boisson, il faut cultiver des vignes ; s'ils aiment les soieries, il faut planter des mûriers et élever des vers à soie ; et de plus il faut employer une partie proportionnée de la terre, à maintenir tous ceux qu'il faut pour ce travail ; s'ils aiment les chevaux, il faut des prairies, et ainsi du reste »¹⁸. Le paysage environnant, déduit des cultures imposées, sera donc dépendant du bon vouloir du Prince et des gens de pouvoir : un paysage de prairies sera différent d'un paysage de vignes.

Enfin, entre ces deux positions extrêmes, J. Steuart recherche un compromis en montrant que la concentration ne présente pas que des inconvénients. Il répond ainsi à R. Cantillon. Il est également un des premiers à percevoir les conséquences spatiales de la Révolution Industrielle. Il a démontré ainsi les avantages des agglomérations, même des plus grandes, et ceux de leur croissance, non seulement pour les citadins mais également pour les habitants des campagnes. J. Steuart étudie donc à son tour la localisation des hommes et des manufactures, l'apparition, la croissance des agglomérations et leurs relations avec la campagne environnante, les voies de communication; et enfin la répartition concentrique des activités agricoles. « *Dans le centre est la ville entourée de jardins potagers ; au-delà se trouve une zone de gras pâturages ; plus loin commence la grosse agriculture[...] ; plus loin encore des fermes en pâturages pour engraisser les bestiaux ; et enfin des montagnes, des forêts ou des terrains considérables incultes ou mal cultivés »*¹⁹. Le paysage pouvant être dégagé de ce modèle, est à la fois façonné par des phénomènes de concentration, de dispersion, des éléments ruraux, urbains, industriels... Il constitue une conciliation entre les paysages qui ressort des analyses de W. Petty et de R. Cantillon. De plus, il s'agit non seulement du paysage avoisinant la ville mais également d'un paysage agricole et rural lointain.

¹⁸ CANTILLON R. (1755), op. cit, p. 4.

¹⁹ DOCKES P. (1969), *L'espace dans la pensée économique du XVIème siècle au XVIIIème siècle*, Flammarion, Paris, p357.

J. Steuart observe cette répartition « naturelle » : « à peu près partout où les circonstances particulières n'y mettaient point obstacle »(Huriot, 1994, p172)²⁰. Il envisage aussi les modifications du schéma consécutives à des circonstances particulières comme des différences de fertilité, le niveau de la densité urbaine ou des modifications dans les frais relatifs de transport qui peuvent conduire à une inversion de l'ordre « naturel des cercles ». La fertilité du sol par exemple conditionne le type de végétation présent de même que le type de culture pouvant être réalisé. Les conséquences en termes de paysage sont alors tout aussi évidentes. Il s'agit pour J. Steuart de trouver une situation intermédiaire entre l'agglomération unique en de très grandes villes et le maintien de populations dans l'espace rural pour ne pas laisser périlcliter l'agriculture et les régions rurales.

Les résultats issus de ces trois modélisations tentent donc de déterminer la localisation optimale des hommes et des activités dont la structuration oscille entre concentration et/ou dispersion. Ces auteurs ont cherché à déterminer l'organisation optimale de l'espace en fonction de ces deux critères, mais qu'elle soit concentrée et/ou dispersée, cette structure permet de fournir des éléments de compréhension de la production du paysage. En effet, le paysage agricole actuel est sans doute la conséquence des localisations résidentielles, industrielles et des techniques de culture passées. Malgré les différences d'époque, le paysage reste façonné selon la même logique ; les mêmes éléments sont présents mais l'on constate une intensification des phénomènes identifiés par ces auteurs : paysages urbains avec de grandes métropoles, campagnes qui se vident (paysages agricoles à l'abandon)...

En résumé, tous ces auteurs ont posé en des termes étonnamment modernes les problèmes liés à la localisation des hommes et des activités. En effet, il faut attendre le XX^{ème} siècle pour retrouver une analyse de cette qualité sur ce thème majeur, avec les progrès réalisés par les théoriciens de l'économie spatiale, régionale et urbaine. Ainsi, le débat actuel sur la structuration globale du territoire reste focalisé sur le débat concentration / dispersion. En effet, le modèle initié par W. Petty semble vouloir se confirmer puisque le

²⁰ HURIOT J.-M. (1994), *Von Thiünen, Economie et Espace*, p. 172 ; Steuart cité par Dockes P. (1969), idem, p. 357.

phénomène de concentration urbaine s'est accru de nos jours avec l'apparition des métropoles. C'est à partir de ces grandes villes que vont se développer les réseaux et voies de communications, ainsi que le processus de structuration de l'ensemble de l'espace. Tout comme R. Cantillon, F. Perroux (1950)²¹ a traité ce problème dans sa théorie des pôles de croissance. Malgré la Révolution Industrielle et les changements importants intervenus, le débat reste centré sur la question de la localisation optimale des activités. Ainsi, F. Perroux (1950) donne une explication des avantages comparatifs de la concentration des hommes et des activités en des points réduits de l'espace. De grandes agglomérations vont se développer au détriment du reste de l'espace. La nouveauté actuelle est l'analyse faite de l'émergence, au niveau des grandes zones économiques intégrées, de réseaux de villes internationales²². Au final, la recherche spatiale contemporaine s'intéresse à la métropolisation croissante de l'activité économique. Ce processus se produit dans un contexte marqué par l'internationalisation de la concurrence et la montée des incertitudes. Le schéma traditionnel de l'armature urbaine est remis en cause par de nouveaux modèles d'organisation spatiale : on est passé d'une hiérarchie urbaine traditionnelle à un réseau de villes. Ce schéma porte en lui un risque de dualisation des espaces entre d'un côté de grandes concentrations urbaines dynamiques et de l'autre le reste du territoire national et européen, « déconnecté des mouvements en cours » (relâchement des relations entre la ville et son environnement) ²³. Cette évolution semble durablement toucher tous les échelons territoriaux, du régional au mondial.

L'ensemble de ces modèles permet de comprendre à quel type de paysage aboutit l'implantation en un lieu des activités économiques. Ils mettent également l'accent sur leur impact par action sur le sol et le milieu naturel. Ainsi, il est possible de dégager de ces modèles des éléments de compréhension de la production du paysage. En termes économiques, la plupart de ces analyses préconisent la concentration qui présente de

²¹ PERROUX F. (1950), *Les espaces économiques*, Paris.

²² BUISSON M.A. (1999), "De la métropole d'équilibre à la métropole en réseau", in LACOUR C., PUISSANT S. (éd) : *La Métropolisation, Croissance, Diversité, Fractures*, Anthropos, Paris.

²³ MAY N. (1993), "L'aménagement du territoire et le système national urbain : de l'armature urbaine aux réseaux de villes. Questions pour la recherche et l'action", *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, n°5, pp. 823-832.

nombreux avantages en termes de localisation optimale par minimisation des coûts de transport ou maximisation de la rente. En revanche, ces études ne se prononcent pas sur l'impact paysager de la concentration et/ou de la dispersion. Or, ces processus anciens qui s'accroissent actuellement avec la métropolisation, conduisent à une désertification des campagnes. Cette évolution n'est pas sans conséquence sur le paysage de même que l'étalement urbain autour de ces grandes villes. Il est donc intéressant de s'interroger sur la meilleure structuration à adopter, concentration et/ou dispersion puisque le paysage est produit sur la base de ces deux phénomènes. Si les modèles précédents n'ont pas réalisé une telle analyse, des études plus récentes se sont prononcées sur cette question en définissant un certain nombre d'effets sur l'environnement et le paysage de ces structurations de l'espace.

b - Impact paysager de ces localisations

Les modifications de la localisation et de la répartition des activités dans l'espace visé ont des conséquences en termes d'environnement et donc de paysage. On comprend bien intuitivement que selon la localisation des hommes et des activités, le paysage global d'une économie ne sera pas le même. Pour analyser les conséquences environnementales du degré de concentration d'une économie, il faut s'interroger sur les mécanismes de ces impacts (Larrue, Prud'homme, 1992)²⁴. Ceux-ci sont complexes et parfois opposés. Il existe principalement deux types d'effets constatés de l'aménagement du territoire:

- l'effet serpillière qui correspond à des phénomènes de dilution des pollutions et d'étalement des densités,
- l'effet tâche qui préconiserait davantage une concentration des activités.

Nous allons définir précisément ces deux termes qui vont nous fournir des éléments de réponse quant à la meilleure structuration spatiale à adopter pour le paysage.

²⁴ LARRUE C., PRUD'HOMME R. (1992), "Les conséquences environnementales des politiques d'aménagement du territoire : un essai d'évaluation", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, n°3, pp 329-356.

• **L'effet serpillère**

Le premier mécanisme d'impact est donc celui de la dilution des pollutions. Cet effet est qualifié d'effet serpillère ou effet étalement. Dans ce cas, la décentralisation des activités économiques peut permettre de répartir les nuisances sur l'ensemble du territoire. Les taux de pollution obtenus sont alors moins élevés et répartis sur un territoire plus vaste, touchant une population dispersée. Ces mesures ne réduisent pas les pollutions, mais elles les étalent. Un taux de pollution plus faible est moins nuisible pour ces mêmes populations. Or, en l'absence de traitement, et pour beaucoup de polluants, le dommage créé à l'environnement est une fonction non linéaire et généralement exponentielle, de la concentration du polluant dans le milieu. Il s'ensuit que la déconcentration des sources de pollution et leur répartition plus homogène sur l'ensemble du territoire peuvent contribuer à améliorer la qualité de l'environnement.

En revanche, concernant le paysage, l'effet serpillère ne semble pas avoir nécessairement des conséquences positives. En effet, l'étalement des densités tend à provoquer des dégradations sur un nombre plus important de paysages encore naturels et/ou vierges et sur des surfaces également plus étendues.

Au contraire, une urbanisation concentrée présente des avantages. R. Prud'homme (1992)²⁵ a analysé les conséquences environnementales du degré de concentration d'une économie. Ainsi, la concentration réduit la part du territoire touchée par l'occupation humaine. L'hypothèse envisagée est que le paysage sera globalement moins affecté par rapport à une situation où l'activité économique serait dispersée. Les politiques d'aménagement du territoire qui visent à déconcentrer et étaler sur le territoire les activités sources de pollutions et de nuisances ont pour effet d'augmenter la quantité d'espace et donc de paysage touchée.

²⁵ LARRUE C., PRUD'HOMME R. (1992), op. cit.

Certains paysages remarquables ou typiques doivent être préservés de toute nouvelle construction ; la rareté de ces espaces ne faisant qu'en accroître la valeur. La solution passe donc par la limitation de l'urbanisation si l'on veut protéger les zones non encore urbanisées contre une exploitation abusive. Pour réaliser cet objectif, il est indispensable d'empêcher toute nouvelle prolifération anarchique de l'urbanisation. La limite de la péri-urbanisation rentre dans ce cadre. « *La péri-urbanisation est en effet plus consommatrice d'espace naturel qu'un développement urbain polarisé sur un centre. Toutefois, cet impact positif reste sans doute limité dans le temps, car on constate actuellement un développement de la péri-urbanisation à partir de ces nouveaux centres* »²⁶. Certaines pollutions et le maintien des espaces vierges environnants requièrent une urbanisation concentrée plus favorable à l'environnement qu'un développement tentaculaire.

Mais, le bilan coûts/avantages en matière d'environnement de la concentration est extrêmement complexe. En effet, il faut toutefois être prudent et prendre garde, quand on cherche à rendre les villes plus compactes, à ne pas réduire à néant certains éléments importants du paysage urbain. En effet, le souci de préserver, protéger en milieu urbain les paysages comme les espaces verts peut devenir difficilement compatible avec la recherche d'une densité élevée. De même, au niveau régional, un habitat décentralisé paraît écologiquement satisfaisant, à condition que dans chaque ville ou village la surface urbanisée par habitant reste modérée.

Le résultat de cette première analyse nous amène à nous prononcer, notamment pour les espaces ruraux et agricoles que nous étudions, davantage en faveur d'une concentration des activités économiques. Ainsi, il semble plus pertinent d'autoriser uniquement de nouvelles constructions sur des lieux déjà investis par l'homme, c'est-à-dire sur des sites industriels peu utilisés et plus ou moins à l'abandon, des zones routières et des « parkings » écologiquement peu recommandables... Ce dernier résultat fait directement référence au deuxième impact des processus de concentration/dispersion : l'effet tâche.

²⁶ LARRUE C., PRUD'HOMME R. (1992), op. cit.

• **L'effet tâche**

En opposition avec « l'effet serpillière », « l'effet tâche » indique que la concentration se fait à un coût marginal décroissant : il suffit d'un bâtiment incongru pour enlaidir un paysage voire le dénaturer complètement. Le fait de rajouter une nouvelle construction ne produira guère de dommage supplémentaire par rapport à sa qualité. La question n'est pas de savoir si le paysage est peu ou très dégradé, mais seulement s'il est dégradé ou non. Dans ce cas, le coût marginal de la pollution est décroissant. Ce problème se pose également dans le cas de la construction des infrastructures... Il n'existe pas de relation continue entre la quantité de pollution et la qualité de vie : nous parlerons d'effet (ou effets) de seuil. « *La construction d'une seule autoroute constitue en soi une destruction de la nature et du paysage. Qu'on y rajoute une voie ferrée ne va pas augmenter de façon proportionnelle cette destruction* »²⁷. Enfin, l'"effet tâche" apparaît comme l'inverse de l'"effet serpillière" pour le nombre de personnes touchées. La déconcentration des pollutions conduit dans certains cas à augmenter le nombre de personnes affectées par cette nuisance. Nous pouvons donc faire l'hypothèse selon laquelle la tendance à la polarisation croissante des économies modernes est un élément positif vis à vis de la préservation de certains types de paysages. Toutefois, une étude coûts / avantages approfondie serait néanmoins nécessaire pour vérifier une telle hypothèse.

En conclusion, nous apportons une nuance à ce constat. En mettant en évidence le processus de métropolisation, nous avons montré une dualisation des espaces entre d'un côté les grandes concentrations urbaines dynamiques et de l'autre le reste du territoire national. Si la concentration a un effet positif sur les paysages, la désertification peut en contrepartie entraîner une dégradation de ces mêmes paysages qui sont de nos jours très dépendants de l'activité humaine. Les paysages ruraux sont tributaires de l'agriculture essentiellement. Le mouvement de concentration au profit des villes conduit à un abandon des campagnes, oubliées par le développement économique. Ce processus, souligné notamment par F. Perroux (1950), conduit à une dégradation des paysages ou du moins à

²⁷ LARRUE C., PRUD'HOMME R. (1992), op. cit.

un non-entretien. « *Le cadre de vie des touristes a été amélioré par le maintien en activité des zones en désertification, celui des résidents également bien qu'ils subissent des nuisances plus importantes* »²⁸. On peut parler d'effet négatif de la concentration. Les problèmes liés à l'abandon des paysages sont, en effet, de plus en plus nombreux : érosion, risques d'incendies, friches,... Dans ce cas, une décentralisation de l'activité économique dans l'espace et un maintien de l'agriculture peuvent être bénéfiques. Ils permettent de sauvegarder des activités en milieu rural, sur l'ensemble du territoire et donc la croissance et le développement économique. L'entretien des paysages est assuré par les habitants restés au pays et par les diverses activités économiques maintenues. Le constat de ces analyses est que la préservation des paysages et les moyens devant être mis en œuvre doivent certainement être envisagés au cas par cas.

Ces modèles de théorie spatiale permettent de fournir une première étude de la production du paysage par localisation optimale des activités, sur des critères de maximisation de la rente et/ou de minimisation des coûts de transport. Ces analyses, basées sur le débat concentration/dispersion, ont trouvé des prolongements de nos jours avec des phénomènes tels que celui de la métropolisation. Elles ne se sont pas intéressées au paysage en tant que bien et ne se prononcent donc pas sur les conséquences de ces localisations sur celui-ci. Mais des études plus récentes ont mis en évidence des mécanismes permettant de conclure davantage en faveur d'une concentration de l'activité économique dans un objectif de préservation du paysage, même si le constat peut être nuancé. Ces théories ont considéré la structuration globale de l'espace. Mais concernant la production du paysage agricole, l'analyse de la structuration autour d'un point central proposée par Von Thünen permet encore d'améliorer la compréhension du processus de création.

2 – Le modèle de Von Thünen : le paysage agricole

Ce modèle repose sur l'étude de la structuration de l'espace autour d'un point central, en l'occurrence de l'espace agricole autour d'une ville. Von Thünen (1783-1850) cherche à répondre à la question : comment vont se répartir les cultures sur un vaste territoire agricole

²⁸ LARRUE C., PRUD'HOMME R. (1992), op. cit.

structuré autour d'une ville centre faisant figure de marché unique pour l'ensemble des produits ? Ce schéma peut être transposé au niveau de l'organisation « micro-spatiale » de la ferme ou du village ou « macro-spatiale » (nation...). Il s'est prolongé dans son fondement théorique jusqu'au XXème siècle. De cette analyse basée sur la méthode hypothético-déductive, il est possible de dégager une explication économique théorique de la formation du paysage agricole. Propriétaire foncier exploitant un domaine de 340 hectares, dans le Mecklembourg, Von Thünen (1826) s'appuie à la fois sur l'observation et sur la réflexion théorique. Il s'est employé à déterminer à partir de son expérience les principes généraux qui déterminent la localisation des cultures et les aires de marché. Ce modèle est dans un premier temps simplifié, ne prenant en compte que les facteurs apparaissant comme essentiels. Puis dans un second temps, Von Thünen va introduire des variables plus complexes de la réalité concrète qui vont remettre en cause les hypothèses initiales et enrichir la lecture du paysage.

a – Le paysage agricole : résultat de la localisation des cultures

Von Thünen considère une plaine homogène, continue et isolée du monde extérieur par un désert, également fertile sur toute sa surface, dotée de voies de communications équivalentes dans toutes les directions. Au centre de cette plaine se trouve une ville qui joue le rôle de marché. Celle-ci concentre en effet toutes les ventes de produits agricoles et les achats de produits intermédiaires de l'agriculture. Le paysage agricole est fonction de la position des parcelles relativement à la ville. Comment vont alors se répartir les cultures autour de ce centre ? La structuration optimale de l'espace est déterminée à partir de la rente foncière. La rente est définie comme le revenu de la production agricole déduction faite de tous les coûts de production et du coût de transport du produit à la ville, unique lieu de consommation. La rente dépend donc de la distance des différents lieux de production au marché.

La confrontation des fonctions de rente permet à Von Thünen de déterminer une configuration spatiale type composée concrètement par une succession de cercles de culture. La localisation des cultures se fait dans toutes les localités de manière à maximiser

la rente foncière. Celle-ci est fonction de la distance à la ville. J-M. Huriot²⁹ montre comment Von Thünen établit les localisations relatives des productions de biens différents. Il s'appuie sur le fait que, en chaque lieu, le sol est affecté à la culture (au système) qui maximise la rente. Il part de la confrontation des fonctions de rente pour déterminer une organisation spatiale type, c'est-à-dire une succession de cercles de culture. La rente est déterminée à partir du coût de transport proportionnel à la distance parcourue et à la quantité de produit transporté. Dans ces conditions, la rente offerte en un lieu s s'écrit :

$$R = pq - c - t(x)q$$

t : taux de transport par unité de distance et par unité de produit

p : prix de marché

x : distance du lieu s au centre du marché

q : produit brut par unité de surface

c : coûts de transport et frais de production c'est-à-dire coût total de production

Pour un produit donné, la rente apparaît comme une fonction linéaire décroissante de la distance au marché, l'espace étant homogène et continu.

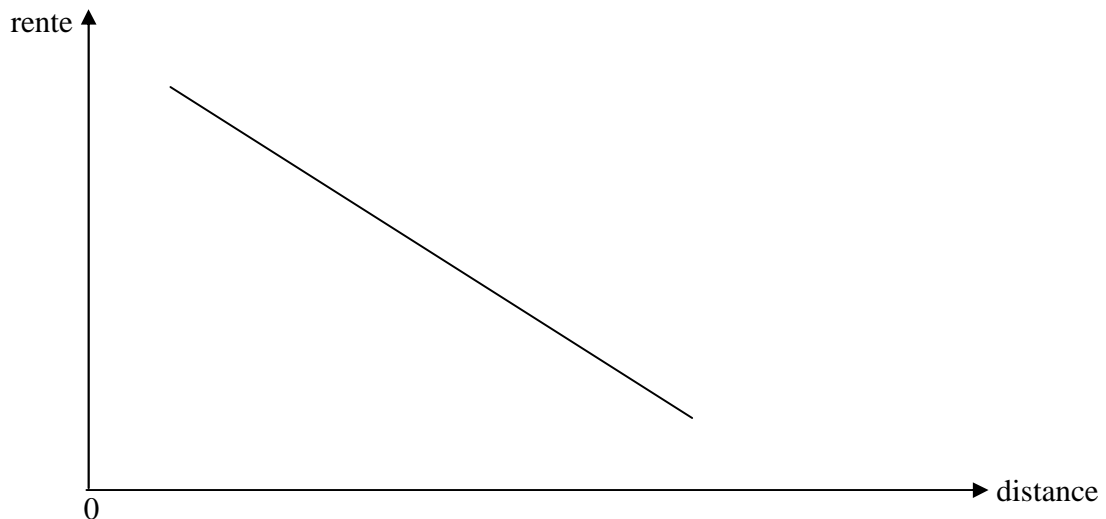
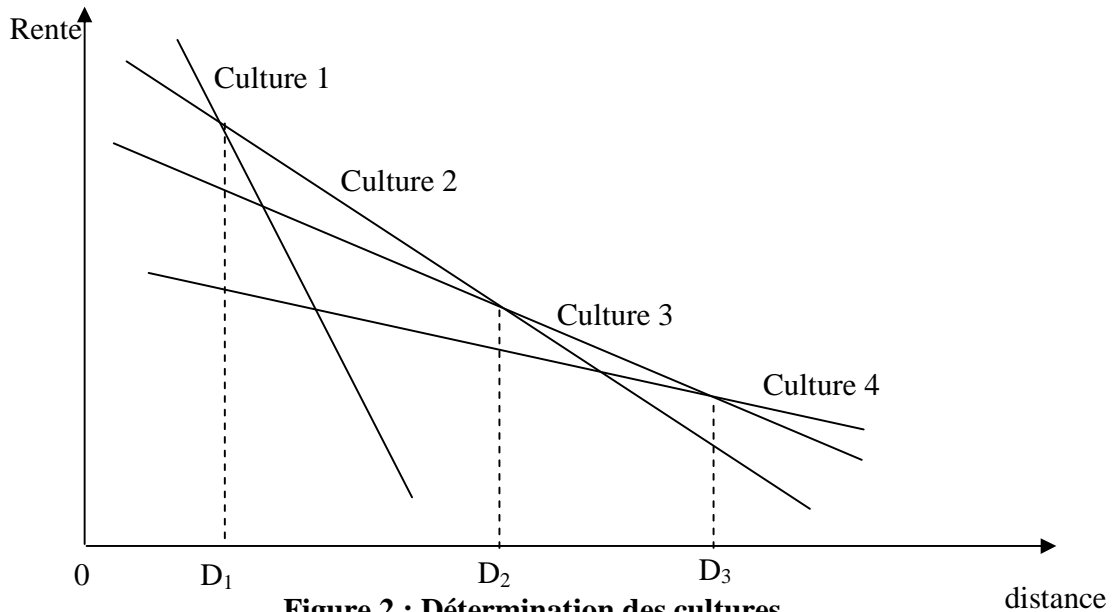


Figure 1 : Courbe de rente

²⁹ HURIOT J-M. (1994), *Von Thünen, Economie et Espace*, Association de Science Régionale de Langue Française, Bibliothèque de Science de Langue Française, Bibliothèque de Science Régionale, Economica, Paris.

La pente de cette droite est égale au tarif unitaire de transport, la courbe sera d'autant plus élevée que le prix de marché p sera élevé et/ou que le coût de production sera bas. En considérant plusieurs cultures, il est possible de déterminer sur la base du principe de rente maximum, la parcelle attribuée à la culture pour laquelle la courbe de rente est la plus élevée.



La première couronne ($0D_1$) sera attribuée à la culture 1 ; (D_1D_2) à la culture 2 ; (D_2D_3) à la culture 3 ; et enfin au-delà de D_3 à la culture 4. La taille des couronnes est alors fonction de l'équilibre entre l'offre et la demande du produit, c'est-à-dire du prix.

Cette structuration de l'espace rural permet de fournir une clé de lecture du paysage. Par le jeu des variations de la rente foncière, Von Thünen organise les cultures en zones concentriques autour de la ville. Le paysage des campagnes devient intelligible économiquement³⁰. A l'époque, Von Thünen arrive à la structuration suivante : dans la première couronne, aux alentours immédiats de la ville, on trouve les cultures maraîchères et la production de lait. La seconde zone est consacrée à la sylviculture, en raison du

³⁰PONSARD Cl. (1955), *Economie et Espace, Essai d'intégration du facteur spatial dans l'analyse économique*, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Observation Economique, SEDES, Paris.

rendement net du bois, alors élevé. Les trois cercles suivants sont voués à la production de céréales. On trouve successivement des cultures alternées (végétaux granifères, végétaux à feuilles), des cultures pastorales et des cultures triennales. Enfin, le dernier cercle est consacré à l'élevage extensif. La rentabilité de cette activité est telle qu'il aura du mal à déterminer les limites de la surface de l'élevage.

Le paysage agricole apparaît comme le résultat de l'ensemble des choix effectués par les agriculteurs. Il résulte de leurs décisions concernant l'application de productions plutôt que d'autres, en fonction des coûts de transport. Le critère de décision et de détermination du paysage agricole est identique même lorsqu'on assouplit quelque peu les postulats de départ, par exemple en acceptant la présence de plusieurs marchés, l'existence de prix différents pour un même produit sur chacun d'eux et la non-linéarité des coûts de transport.

b - L'enrichissement du modèle

Après avoir posé des hypothèses restrictives, Von Thünen va réintroduire les éléments écartés dans un premier temps dans un but de schématisation. Ces nouvelles hypothèses vont conduire à des distorsions importantes du modèle. Il s'agit d'insérer dans un modèle très simplifié d'espace indifférencié, des éléments plus complexes représentatifs de la réalité concrète. En effet, le paysage agricole peut être transformé par la présence d'une voie navigable ou d'une route qui traverse la plaine et passe par la ville. Le coût de transport par bateau étant moins élevé, il conduit à pouvoir augmenter la rente offerte pour occuper les parcelles. On voit alors les cercles s'allonger le long de la voie d'eau. L'introduction d'une voie navigable va également conduire à l'abandon d'une autre hypothèse qui donnait cette forme circulaire des couronnes : il s'agit de l'hypothèse selon laquelle les déplacements se font uniquement en ligne droite d'un lieu quelconque vers le centre. Von Thünen envisage également la présence d'une ville secondaire dans la plaine. Cette ville peut développer son propre système concentrique qui se fond petit à petit à celui de la ville principale. Il existe d'autres éléments pouvant créer des distorsions tels que des différences dans la fiscalité ou la fertilité du sol, mais ces analyses restent approximatives.

Tout en restant basé sur le principe de la rente et du coût de transport, le modèle permet une lisibilité économique du paysage de plus en plus complexe.

Cette analyse de structuration de l'espace agricole en cercles concentriques a été prolongée par certains auteurs, notamment W. Alonso (1964)³¹ qui complexifie encore le modèle initial. Il envisage des déplacements autres que ceux retenus par Von Thünen, c'est-à-dire en ligne droite. Les déformations que cette nouvelle hypothèse implique dans les schémas spatiaux, sont maintenant établies de façon rigoureuse, mais sans que le sens général des conclusions ait changé : les cercles sont étirés le long de la voie à plus faible coût. La multiplication des voies radiales aux coûts de transport réduits, dans un réseau ordinaire, conduit à une transformation des cercles en étoiles dont les branches sont orientées vers ces nouvelles voies. Si l'on envisage maintenant des déplacements rectilinéaires (déplacements limités à deux directions perpendiculaires), les cercles vont se transformer en carrés. W. Alonso envisage aussi le cas où l'on rajoute à ce réseau deux voies rapides qui se coupent perpendiculairement dans la ville, et un dernier cas avec un périphérique carré. Le résultat est bien différent de celui obtenu avec le modèle thünénien, mais c'est toujours le même principe qui conduit à la formation du paysage³². Il semblerait donc que le schéma proposé par Von Thünen en 1826 permette encore sous réserve d'hypothèses supplémentaires, d'interpréter le processus de production du paysage agricole actuel.

B – De Von Thünen au paysage agricole actuel : les limites de cette approche

En effet, ce modèle simple permet de montrer comment un paysage agricole géographiquement organisé peut résulter de l'action d'une seule variable, la distance au marché. En outre, il suffit que très peu d'autres facteurs varient (prix, coût de transport, localisation des marchés) pour que le paysage devienne plus complexe tout en restant

³¹ ALONSO W. (1964), *Location and Land Use*, Cambridge, Mass, Harvard University Press.

³² Pour une illustration graphique du schéma de déformation des cercles d'Alonso, voir HURIOT J.M. (1994), *Von Thünen, Economie et Espace*, Association de Science Régionale de Langue Française, Economica, Paris, pp. 247.

ordonné selon les mêmes critères. L'enrichissement du modèle de base permet aussi d'évaluer aisément les modifications du paysage agricole. Celui-ci une fois transformé est bien différent de la forme géométrique initiale, mais il reste régi par le même principe, la maximisation de la rente. Or, ce paradigme a été initié en 1826 et même s'il a été repris dans les années soixante, la question essentielle réside dans la possibilité d'appliquer ou non ce modèle au paysage agricole actuel. Les pratiques culturales de même que les conditions de transport ont considérablement évolué que ce soit depuis Von Thünen ou depuis W. Alonso. Un certain nombre d'hypothèses du modèle n'est donc plus valable pour le monde contemporain où dominent les interrelations entre les aires de production. De nombreuses raisons peuvent donc faire douter du bien-fondé actuel de ce modèle pour décrire la structuration de l'espace agricole. Nous allons donc étudier cette question pour dégager les limites de ces analyses

1 –Actualité du paradigme de Von Thünen

a – Une réalité encore présente

Par certains aspects, les principes du modèle de Von Thünen semblent encore valides. Des exemples pris à différentes échelles de même que des recherches empiriques permettent de confirmer cette hypothèse. La situation d'un village à habitat concentré peut s'apparenter à celle d'une ferme isolée et structure l'espace environnant de la même manière. L'organisation concentrique de l'espace autour du village semble être un phénomène répandu. Que ce soit dans les kibboutz israéliens ou dans certains villages méditerranéens, la structure du paysage rappelle celle déterminée par Von Thünen. On trouve un premier cercle de petites parcelles, autour des habitations, consacré à la culture des légumes mais aussi souvent couvert de vergers. Le second cercle rassemble les cultures les plus intensives (vignes, céréales), avant le dernier cercle voué à l'élevage extensif ou aux cultures assolées et à la forêt. On retrouve bien le schéma *ager, silva, saltus* expliqué par le modèle de Von Thünen. De nombreuses études réalisées notamment dans les pays peu développés et dans les régions méditerranéennes traditionnelles, permettent de retrouver ce schéma : alentours du village de Canicetti en Sicile, avec des zones

concentriques au moins partiellement spécialisées et un déclin de l'utilisation de travail par hectare avec la distance (Chisholm, 1968)³³, villages de Sardaigne, villages bulgares avant le collectivisme, au Nigeria, en Inde (études citées par Huggett et Meyer, 1980)³⁴, village mexicain des environs de Morelia (Dickinson, 1967)³⁵...

D'autres exemples viennent également corroborer le paradigme de Von Thünen. Ainsi, dans une étude réalisée par E. Griffin (1973)³⁶ pour l'Uruguay, petit Etat dont les caractéristiques sont proches de celles de l'Etat Isolé, on peut retrouver une structure concentrique à la Thünen avec des différences liées à la prise en compte de perturbations (différences de fertilité...). Le même type d'étude a également été réalisé pour un état d'Australie : le New South Wales (Nouvelle Galle du sud) par J. Rutherford, M.I. Logan et G.J. Missen (1966)³⁷. Là encore, malgré la prise en compte de distorsions, la théorie de Von Thünen permet de prévoir une répartition des zones de culture assez proche de la réalité. Il faut toutefois signaler que cette représentation est assez éloignée des cercles de l'Etat Isolé. Dans ces deux cas, le coût de transport n'apparaît plus comme la variable structurante mais ce sont davantage les conditions locales de production. Si le schéma fonctionne encore c'est-à-dire que la nature des cultures est fonction de la distance au marché, la raison tient surtout à une répartition naturelle des facteurs physiques permettant une telle représentation. Il faut donc faire attention aux exemples choisis.

De même, des structures concentriques peuvent être observées à une échelle macro-spatiale. Une étude de O. Jonasson (1925)³⁸, puis de S.Valkenburg et C.C. Held (1952)³⁹ montre que l'on retrouve ce type de schéma au niveau de la périphérie de l'Europe où

³³ CHISHOLM M. (1968), *Rural Settlement and Land Use. An Essay in Location*, revised edition, London, Hutchinson University Library (First published, 1962).

³⁴ HUGGETT R. and MEYER I. (1980), *Geography : Theory and Practice, Book two : Agriculture*, London, Harper and Row.

³⁵ DICKINSON J.C. (1967), "Variations on the Von Thünen theme in a semi-traditional society", *Annals of the Association of American Geographers*, 57, p. 172.

³⁶ GRIFFIN E. (1973), "Testing the Von Thünen Theory in Uruguay", *Geographical Review*, 53, pp. 500-516.

³⁷ RUTHERFORD J., LOGAN M.I. and MISSEN G.J. (1966), *New Viewpoints in Economic Geography*, Sydney, Martindale Press.

³⁸ JONASSON O. (1925), "Agricultural Regions in Europe", *Economic Geography*, 1, pp. 277-314.

³⁹ VALKENBURG S van- and HELD C.C. (1952), *Europe*, New York, Wiley.

l'intensité décroît progressivement. "*Ce schéma concentrique, certes grossier, reflète à la fois les possibilités des sols et les efforts faits par les habitants pour améliorer les productivités, en particulier à proximité des marchés du centre de l'Europe, dans des espaces où toutes les terres arables sont exploitées*"⁴⁰. Il est possible de trouver d'autres exemples qui confrontent la réalité et le modèle. Tous ces exemples ne font que confirmer la sensibilité des paysages agricoles à l'accessibilité au marché, qui constitue donc un facteur explicatif important.

b – Les prolongements du paradigme de Von Thünen : le paysage global

En effet, au niveau théorique, de nombreuses contributions vont s'appuyer sur ce paradigme, notamment à partir des années soixante. On le retrouve dans les travaux qui inspirent les études actuelles relatives à la rente foncière et à l'utilisation du sol. Il semble que l'adaptabilité du modèle lui permette de conserver un pouvoir explicatif qui ne s'arrête pas au méso-espace agricole pour lequel il a été élaboré. Les cercles concentriques de Von Thünen vont être à la base des premières théories néoclassiques de l'occupation urbaine du sol avec en premier A. Marshall (1890)⁴¹ mais surtout avec W. Alonso (1964). Enfin, tous les développements théoriques de la Nouvelle Economie Urbaine (NEU) sont fondés sur ce modèle. C'est notamment dans ce cadre que l'on retrouve toute la puissance théorique de l'intuition de Von Thünen. L'importance donnée actuellement à ce modèle vient en grande partie du fait qu'il constitue le fondement premier d'une approche simple et générale de l'espace.

Ainsi, avec W. Christaller (1933) puis A. Lösch (1940) et sa théorie des aires de marché, nous trouvons une analyse de la construction d'un paysage économique. Les localisations acquièrent une perspective. A. Lösch, propose un paysage économique complet, s'appliquant en principe à l'ensemble des branches d'activité. La théorie des aires

⁴⁰ BAILLY A., BEGUIN H. (1993), *Introduction à la Géographie Humaine*, Collection Géographie, 4ème édition, Masson, Paris, p106.

⁴¹ MARSHALL A. (1890), *Principles of Economics*, Londres, MacMillan.

de marché apparaît comme une extension des modèles de concurrence spatiale. La possibilité d'accéder à un certain nombre de services, de commerces..., constitue la raison principale de l'agglomération des populations rurales dispersées sur un territoire. La nécessité de l'échange implique le regroupement même ponctuel de ces populations (foires, marchés), en un lieu privilégié du point de vue des distances à parcourir. L'avantage premier de la concentration réside pour A. Lösch dans la minimisation des coûts de transport (des marchandises, des clients ou des usagers). Les structures urbaines vont donc s'organiser en réseaux de "places centrales" dont les disques recouvriront l'espace. Le résultat obtenu est optimal pour un réseau de forme hexagonale. Cette concentration d'abord temporaire tend ensuite à être permanente : "*elle réside dans le fait que certains biens ou services ne peuvent être produits qu'en un nombre limité de lieux, où sont rassemblés les facteurs de production nécessaires et à partir desquels ils sont distribués sur l'ensemble du territoire*"⁴².

Cette structuration donne naissance à des réseaux urbains avec leurs aires d'influence. L'union de toutes ces aires de marché aboutit à un paysage économique sous forme de réseaux d'hexagones superposés (image théorique d'un paysage). En effet, une structuration globale de l'espace apparaît : une hiérarchie urbaine depuis les villages jusqu'aux métropoles dotées d'innombrables services. "*La ville est le lieu central, dont le rôle est de fournir des biens et services pour l'espace qui l'entoure : c'est le principe d'approvisionnement*"⁴³. Pour aboutir à ce schéma, A. Lösch a considéré l'ensemble des secteurs : industriel, agricole et urbain. En ce qui concerne l'agriculture, le problème n'est plus de déterminer la localisation optimale des entreprises, c'est-à-dire des fermes, mais bien celle des cultures. De ce point de vue, la théorie de Von Thünen apparaît pour A. Lösch comme un cas particulier qu'il convient de généraliser. Enfin, il introduit dans son schéma des facteurs réels : éléments politiques, économiques, naturels et humains, et aboutit à une reconstitution de l'espace concret qui apporte encore à la compréhension de la production du paysage issu de cette démarche. A chaque structuration de l'espace

⁴² LAJUGIE J., LACOUR C., DELFAUD P., (1985), *Espace Régional et Aménagement du Territoire*, p. 3, Dalloz, Paris.

⁴³ BENKO G. (1998), *La Science Régionale*, PUF, Paris.

correspond une configuration paysagère différente. Grâce à ces deux auteurs, le paysage des villes et des campagnes, des nœuds et des circuits de transport, des agglomérations et des écarts de localisation entre elles, l'ensemble même des données naturelles et humaines de la géographie deviennent intelligibles économiquement. Se trouve ainsi reconstitué un paysage économique assez éloigné du modèle abstrait de base ayant servi à la démarche méthodologique.

Enfin, tous les développements de la Nouvelle Economie Urbaine (NEU) sont fondés sur ce modèle de Von Thünen. Ces auteurs enrichissent les théories de la localisation mais les fondements demeurent les mêmes. Ces théories quittent le domaine exclusif des utilisations productives du sol. Elles poursuivent toutes le même objectif à savoir définir les conditions et les formes d'un équilibre général des localisations urbaines des agents en tenant compte du coût du terrain, des coûts de transport et de la distance au centre. Les hypothèses de Von Thünen sont transposées à l'intérieur de l'espace urbain qui est considéré comme uniforme, isolé, monocentrique⁴⁴. « *La ville de Thünen devient le C.B.D. d'une agglomération ; ses récoltes deviennent des utilisations urbaines du sol telles que la finance, les commerces de détail, le logement. L'objet devient alors de montrer comment la compétition détermine les prix de l'espace qui est considéré comme une fonction décroissante de la distance au centre* » (Goldstein, Moses, 1973)⁴⁵. A partir de ces éléments, la ville ne se limite pas à un point unique et n'a pas pour seule fonction d'être le seul marché pour toute la plaine agricole. La ville existe pour elle-même ; elle possède ses propres activités et est aussi utilisatrice de sol. Il va donc exister des interactions entre la ville et son environnement agricole. D'un côté, l'activité et le développement urbain peuvent remettre en question le sens habituel de la loi d'intensité agricole ; de l'autre, une rivalité pour l'usage du sol apparaît entre les activités urbaines et agricoles.

⁴⁴ HURIOT J.M. (1994), "L'utilisation du sol", pp. 297-305, in AURAY J.P., BAILLY A., DERYCKE P.-H., HURIOT J.-M. (dir.), *Encyclopédie d'Economie Spatiale, Concepts – Comportements – Organisations*, Economica, Paris.

⁴⁵ GOLDSTEIN G.S., MOSES L.N. (1973), "A survey of urban economics", *Journal of Economic Literature*, vol XI, n°2.

A partir de ce paradigme, les structures spatiales les plus simples aux plus compliquées sont expliquées par des déformations dont Thünen a été lui-même l'initiateur. Les modèles d'Alonso (1964), de Muth (1969)⁴⁶ et de Wingo (1961)⁴⁷ permettent de complexifier le schéma de Thünen et d'imaginer des villes ayant des formes variées. La structure des villes et l'occupation de l'espace autour de celles-ci s'organise de la même façon que l'espace agricole. Ces modèles permettent d'expliquer des phénomènes tels que la péri-urbanisation, la ségrégation sociale et spatiale, qui sont des éléments intervenant dans la production du paysage urbain et dans la transformation du paysage agricole et rural sur lequel ils s'étendent. En outre, l'étude de processus comme la périurbanisation renvoie aux conséquences du degré de concentration d'une économie sur le paysage analysées précédemment. Enfin, cette analyse de la formation du paysage urbain prend également en compte les contraintes physiques (rivières...) et techniques (routes...) qui influencent la forme de la ville.

De nombreuses autres extensions ont été réalisées : intégration d'externalités (Derycke 1996)⁴⁸, aménités, biens publics locaux, encombrements, pollution (Gannon, 1992)⁴⁹, incertitude et imprécision... Le paysage en tant qu'externalité, aménité et bien public, est désormais réellement pris en compte par les analyses. Sa production n'est plus seulement déduite des schémas proposés. Il apparaît dans ce type d'analyse comme élément déterminant de la stratégie de localisations des agents.

2 - Les limites de l'explication de la formation du paysage par la théorie spatiale

Les différents modèles de théorie spatiale, de structuration globale du territoire ou de structuration de l'espace autour d'un point central, recherchent tous la localisation

⁴⁶ MUTH R.F. (1969), *Cities and Housing : The Spatial Pattern of Urban Residential Land-use*, Chicago and London, The University of Chicago Press.

⁴⁷ WINGO L. (1961), *Transportation and Urban Land*, Washington DC, Resources for the Future.

⁴⁸ DERYCKE P.H., HURIOT J.M., PUMAIN D. (1996), *Penser la ville, Théories et modèles*, Anthropos, Paris.

⁴⁹ GANNON F. (1992), *Modèles de la ville et politiques urbaines optimales*, thèse, Paris X.

optimale des activités. Cette démarche est basée sur deux critères principaux : la minimisation des coûts de transport et/ou la maximisation de la rente. Ce schéma fournit alors des éléments de compréhension du processus de production du paysage. Cette analyse permet également de comprendre l'action des activités économiques sur le milieu environnant. Nous pouvons donc considérer l'ensemble de ces fonctions comme productrices de paysages. En effet, ces modèles donnent une explication économique de la formation du paysage, c'est-à-dire permettent de comprendre éventuellement l'origine économique des problèmes. Mais ces travaux ne semblent pas offrir la réponse attendue. Le problème des transformations de l'utilisation de l'espace a été trop longtemps négligé ou abordé à l'aide d'un cadre d'analyse inadapté. D'un côté, une série de travaux théoriques étudie surtout la notion d'équilibre spatial, raisonne de façon statique et échoue dans l'appréhension simultanée de toutes les utilisations à cause d'un corps d'hypothèses commodes, mais peu réalistes, et même parfois contradictoires. De l'autre, des modèles opérationnels se développent depuis quelques années : ils sont fondés sur des hypothèses plus réalistes et sont adaptés au traitement de l'évolution des utilisations. Mais, voulant décrire de façon précise la réalité, ils deviennent trop complexes pour pouvoir dégager des principes explicatifs ; voulant uniquement prévoir, ils négligent trop souvent l'analyse économique du problème.

Ainsi, la plupart des modèles reposent des hypothèses reliées à des époques spécifiques et anciennes. Elles semblent moins adaptées à nos sociétés modernes et industrielles, même dans le cas du paysage agricole où les techniques ont considérablement évolué. L'industrialisation et l'urbanisation ont apporté une concurrence pour l'occupation du sol de sorte que les problèmes actuels concernent davantage l'espace urbain et les rivalités entre l'espace urbain et l'espace agricole. Ainsi, le débat concentration/dispersion doit être analysé au regard des conditions actuelles d'urbanisation et de désertification des campagnes. Les théoriciens spatiaux se sont davantage prononcés en faveur de la concentration de même que l'analyse proposée par R. Prud'homme. Mais ces dernières années ont vu apparaître un processus d'abandon des campagnes avec une concentration urbaine poussée à l'extrême (métropolisation) défavorable au paysage devenu dépendant de l'activité agricole et du maintien de la population rurale. L'ensemble des analyses

proposées, des plus anciennes (W. Petty, R. Cantillon), aux plus modernes avec les prolongements du modèle de Von Thünen, ont essentiellement considéré des sociétés encore très agricoles. Or dans nos sociétés modernes, l'agriculture tend à disparaître. Ainsi, les analyses spatiales modernes s'intéressent surtout aux problèmes urbains certes peut être plus aigus qu'aux problèmes ayant trait à la désertification des campagnes. Aussi, si un certain nombre d'études et de cas concrets tendent à prouver la pertinence actuelle du modèle initié par Von Thünen, il faut reconnaître qu'elles ne concernent que des sociétés traditionnelles. Le pouvoir explicatif des mécanismes proposés par Von Thünen ne semble donc plus adapté à la civilisation industrielle actuelle. En outre, les représentations observées à l'échelle macro-spatiale peuvent être expliquées par l'inertie dans l'occupation des sols. Enfin, des réfutations ont été développées montrant que de nombreux autres facteurs (spécialisations régionales liées au sol, climat...) expliquent ce schéma, de même que le choix d'unités adaptées permettent de le retrouver. « *Le macro-modèle aurait en fait perdu une grande partie de son pouvoir explicatif* » (Huriot, 1994, p285)⁵⁰. Des facteurs considérés comme secondaires dans l'Etat Isolé, sont désormais primordiaux. De plus, les exemples fournis concernent exclusivement des sociétés encore traditionnelles et ne semblent pas pouvoir être transposés à nos civilisations modernes et industrielles.

Un autre élément rendant également caduque les différents modèles concerne l'évolution des transports : ils sont beaucoup plus rapides et leur coût ne représente plus le facteur explicatif principal de la localisation des cultures. Ce coût de transport n'est d'ailleurs plus forcément proportionnel au poids et à la distance. D'autres facteurs peuvent intervenir comme la qualité du sol, le coût du travail (Grotewold, 1959)⁵¹ ou encore la spécialisation régionale (Kellerman, 1977, 1981)⁵². Les problèmes liés au transport pouvaient expliquer le relatif isolement des régions agricoles. Mais les progrès dans les transports ont conduit à un développement des relations spatiales, ce qui alourdit

⁵⁰ HURIOT J.M. (1994), *Von Thünen, Economie et Espace*, Association de Science Régionale de Langue Française, Economica, Paris, pp. 285.

⁵¹ GROTEWOLD A. (1959), "Von Thünen in Retrospect", *Economic Geography*, 35, pp. 346-355.

⁵² KELLERMAN A. (1977), "The Pertinence of the Macro-Thünian Analysis", *Economic Geography*, 58, n°3, pp. 255-264. ; KELLERMAN A. (1981), "The Pertinence of the Macro-Thünian Analysis : the case of Israel", *Geographical Research Forum*, n°4, pp. 46-54.

considérablement leur représentation. De plus, l'essor des échanges associé à une production de masse, conduit à produire non seulement pour le marché local, mais pour un marché national voire mondial. La recherche d'une localisation sur la base d'un critère de minimisation des coûts de transport, ne semble plus pertinente. Ce qui nous amène à reconsidérer le rôle de la distance. Généralement, l'espace n'est envisagé que comme un ensemble de localisations distantes les unes des autres. Il est plus rarement considéré comme une étendue, comme une surface utilisée par les activités économiques, avec le principe d'exclusion que cela implique : toute surface utilisée n'est plus disponible pour une autre utilisation. La rareté de l'espace ainsi considéré entraîne la « concurrence » pour son occupation qui, elle-même, explique la transformation du paysage⁵³.

De plus, si les théoriciens de l'espace sont les premiers à parler de « paysage économique », celui-ci n'est pas l'objectif de leurs recherches. Le but de leurs travaux consiste à rechercher la localisation optimale d'un point de vue économique : quels peuvent être les avantages économiques à se localiser en un endroit précis ? Les éléments naturels ne sont qu'un support à l'activité économique et le paysage apparaît comme la conséquence involontaire de l'action de l'homme sur le milieu. La notion même de paysage économique est d'ailleurs significative des analyses envisagées. Elle fait, en effet, référence à la structuration de l'espace et non pas au paysage tel que nous pouvons l'envisager et le percevoir. Il ne s'agit pas de l'image pittoresque et naturelle du paysage mais bien de la recherche d'une localisation présentant un certain nombre d'avantages économiques et qui conduit à une organisation spatiale optimale.

Nous sommes également en présence d'externalités. Or, ces analyses ne prennent pas en compte les externalités qui n'apparaissent que tardivement avec la NEU (Nouvelle Economie Urbaine) et uniquement comme élément de la stratégie de localisation des agents. Ces théories ne s'intéressent nullement aux préoccupations environnementales. L'aménagement et la prise en compte du paysage nécessitent davantage que la seule détermination de la localisation optimale d'une unité définie abstraitement par des

⁵³ HURIOT J.M. (1977), *La formation du paysage économique, Essai sur l'affectation de l'espace*, Collection de l'Institut de Mathématiques Economiques, n°15, Editions Sirey, Paris.

contraintes. Le paysage est en effet un problème environnemental qui apparaît avec de plus en plus d'acuité de nos jours : abandon des paysages agricoles, paysages urbains dégradés... « *Ce n'est qu'après que des altérations abusives du paysage aient eu lieu, que les économistes ont pris conscience de la valeur représentée par le paysage* » (PERREUR, 1997)⁵⁴. Le paysage apparaît donc comme la conséquence de l'action de forces économiques compte tenu des contraintes de la géographie physique mais il n'est pas étudié comme un bien.

Or, une fois formé, le paysage doit être qualifié précisément quant à son statut économique (externalité, bien économique, patrimoine,...). En effet, les paysages ont subi depuis quelques années des dégradations importantes qui ont conduit les économistes à prendre conscience de la valeur représentée par ceux-ci. Cette démarche s'inscrit dans un mouvement plus général de prise en compte de l'environnement et de la nécessité de le protéger. La Nouvelle Economie Urbaine a certes ouvert la voie avec la prise en compte des externalités : pollutions, atteintes à l'environnement,... Le paysage peut alors rentrer dans ce type d'analyse comme élément essentiel de la stratégie de localisation résidentielle des ménages. Le développement de notions telles que externalité et produit joint en économie de l'environnement permettent de le définir plus précisément.

⁵⁴ PERREUR J., (1997), op. cit.

II – Le paysage : un produit joint et une externalité

Les développements précédents nous ont permis de montrer en quoi l'économie spatiale pouvait apporter des réponses à la question de la production du paysage. En effet, la définition retenue fait directement référence au producteur de paysage. Mais les limites de la théorie spatiale à considérer le paysage comme un bien nous amène à aborder le processus de production du paysage à l'aide du concept de produit joint. En effet, le point important est que l'essentiel des paysages ont été anthropisés et sont aujourd'hui dépendants de l'activité humaine, notamment agricole. Ainsi, le paysage agricole peut être défini en tant que produit joint à l'activité agricole. Nous pourrions ainsi analyser les mécanismes permettant d'intégrer le paysage dans le système de décisions des agriculteurs, et les conséquences en termes de politique publique. Nous illustrons ce point par la description du processus de production du paysage sur notre zone d'étude : le Plateau de Millevaches où le recul de l'agriculture constitue un facteur de dégradation voire de disparition de l'aménité paysagère.

Le caractère non intentionnel de cette production nous conduit à envisager également le paysage comme une externalité. Ce concept recouvre de nombreuses possibilités : il s'agit de déterminer les caractéristiques de cette externalité et les conséquences de sa présence sur le fonctionnement du marché. En effet, on peut se demander si le paysage constitue une externalité de production et/ou de consommation, positive ou négative. Différentes situations sont envisageables et il convient de définir clairement les parties en présence (émetteurs et récepteurs).

A – Un service joint à la production agricole

La référence au producteur est explicite dans l'ensemble des définitions du paysage. Ainsi T. Regazzola (1993)¹ met en avant la « dualité » existant entre d'un côté, un producteur de paysage qui façonne le support physique et fabrique le paysage et de l'autre, un consommateur de paysage qui le perçoit, l'interprète et peut en faire l'objet d'une activité touristique. Le paysage est donc produit mais il y a rarement production d'un paysage pour un

¹ REGAZZOLA T. (1993), "Le paysage : notion générique ou concept transitif", Recherches, études, environnement, développement, Ministère de l'Environnement, Paris, n°43-44, pp. 20-22.

paysage². L'utilisation du sol pour une production quelconque produit aussi fatalement « des paysages virtuels » pour reprendre l'expression de G. Lenclud (1995)³ qui ne deviendra paysage qu'une fois perçu. Le paysage est donc un produit joint à l'usage du sol. Il évolue et se renouvelle selon le type d'usage du sol (le passage d'un élevage extensif à une culture de tournesol change radicalement le paysage de prés verts clos de haies en une étendue jaune) ou selon les techniques utilisées. Le problème est qu'il n'existe pas de marché pour ce produit joint : sa valeur n'est donc pas connue et la production optimale de l'ensemble de l'économie n'est pas assurée.

1 – Définition du paysage en tant que produit joint

a – Le processus de production jointe

Au sens très large, la production jointe est la production simultanée de plusieurs biens ou services, positifs ou négatifs par le même processus de production. Un produit joint à la différence des biens privés classiques gérés directement par le marché, n'est pas la conséquence d'une décision délibérée : « c'est un bien non-produit spécifiquement pour le marché »⁴. Ce produit joint peut être qualifié de sous-produit ou « produit fatal » c'est-à-dire qu'il apparaît conjointement à la production ou à la consommation de biens de marché. Il peut être analysé comme un produit joint marshallien généralisé⁵. A. Marshall⁶ définit ainsi un processus de production à produits joints : il s'agit d'une activité de production, sur le plan technique, qui conduit à fabriquer avec les mêmes facteurs de production plusieurs produits différents (dans un rapport fixe, quelles que soient les quantités de facteurs mises en œuvre).

La production jointe est définie comme la production simultanée de plusieurs biens ou services, positifs ou négatifs par le même processus de production. La spécification des biens produits et, dans une moindre mesure, du processus fait l'objet d'une abondante terminologie

² PERREUR J., (1997), "Evolution et représentation du paysage : de 1750 à nos jours", in Festival d'Histoire de Montbrison, du 28 septembre au 6 octobre 1996, Montbrison, pp. 235-252.

³ LENCLUD G. (1995), *L'ethnologie et le paysage. Questions sans réponses in : Paysage au pluriel. Pour une approche ethnologique des paysages*, collection ethnologie de la France, Cahier 9, Paris, Maison des Sciences de l'homme, pp. 3-17.

⁴ CATIN M. (1985), *Effets externes, marché et systèmes de décision collective*, Paris, Cujas, p197.

⁵ Notion reprise et précisée notamment par FRISCH R. (1963), *Lois techniques et économiques de la production*, Dunod. Cf. TERNY G. (1971), *Economie des services collectifs et de dépense publique*, Dunod.

⁶ MARSHALL A. (1906), *Principles of Economics*, Londres, MacMillan, 5^{ème} édition, traduction française : *Principes d'économie politique*, deux tomes, Gordon et Breach, publications Gramma, 1971.

assez hétérogène qu'il est utile de préciser. Les fonctions de production sont alors de la forme⁷ :

- le produit X_2 est obtenu du fait même de la production de X_1 à l'aide des facteurs V_1, \dots, V_n :

$$X_1 = X_1(V_1, \dots, V_n)$$

$$X_2 = X_2(V_1, \dots, V_n)$$

Deux caractéristiques sont donc attachées à ce type de fonction :

- le produit joint est issu des facteurs de production du produit principal,
 - une deuxième caractéristique qui peut être qualifiée de non-séparabilité, indique que X_2 est toujours une fonction déterminée de X_1 , où les quantités de facteurs n'interviennent pas, c'est-à-dire que quelles que soient les quantités de facteurs utilisées, le rapport reste fixe entre les quantités produites de X_1 et de X_2 . Par conséquent, la fonction de coût n'est pas séparable (Bowes and Krutilla, 1989, p. 55)⁸ et ne peut être exprimée comme la somme des fonctions de coût de production individuelles de la forme :

$$C(X) = C^1(X_1) + C^2(X_2) + \dots + C^n(X_n)$$

En effet, dans le cas d'une production non jointe, chaque unité d'input sert à la production d'un seul output. La technologie de production peut être représentée par des fonctions de production indépendantes, une fonction pour chaque output. En revanche, dans le cas d'une production « jointe », la technologie ne peut pas être représentée par un système de fonctions de production indépendantes. Certains inputs utilisés permettent de produire plus d'un output.

M.D. Bowes et J.V. Krutilla (1989) se sont intéressés au cas de la production jointe forestière. Ils établissent une fonction de coût de la forme :

$$C(Q) = \underset{z}{\text{Min}} \left[c^1(z, q_1) + \sum_{i=2}^n [c^i(q_i, z)] \right]$$

⁷ CATIN M. (1985), op. cit.

⁸ BOWES M.D. and J.V. KRUTILLA (1989), *Multiple-use management : the economics of public forestlands, Whashington, Resources for the Future.*

q_1 : quantité de bois susceptible d'être produite,

z : caractéristiques de la forêt,

q_i : fourniture de biens et services « hors bois » comme les aménités.

Le premier terme $c^1(z, q_1)$ représente le coût de réalisation d'une forêt aux caractéristiques définies z , fournissant une certaine quantité de bois q_1 . Les $n-1$ termes restants $c^i(q_i, z)$ indiquent les coûts liés à la fourniture de biens et services « hors-bois » x_i , en fonction des caractéristiques de la forêt. Avec cette fonction de coût, on peut montrer que les dérivées croisées partielles sont généralement différentes de zéro, et par conséquent il y a production jointe (Bowes and Krutilla, 1989)⁹.

Dans le cas d'une production jointe, il n'y a pas à proprement parler de fonction de production (puisque, par définition, une fonction associe un et un seul nombre à chacune des valeurs prises par ses variables) ; le raisonnement porte directement sur des ensembles de production. L'approche par les productions jointes permet alors de prendre en compte le problème des biens durables (qui peuvent être utilisés pendant plusieurs périodes). Il est nécessaire d'analyser alors l'ensemble des possibilités de production en biens agricoles marchands et en aménités paysagères. Ainsi, en fonction de la position sur la courbe de l'ensemble des possibilités de production, l'intervention publique en matière de production paysagère par les agriculteurs pourra être différente.

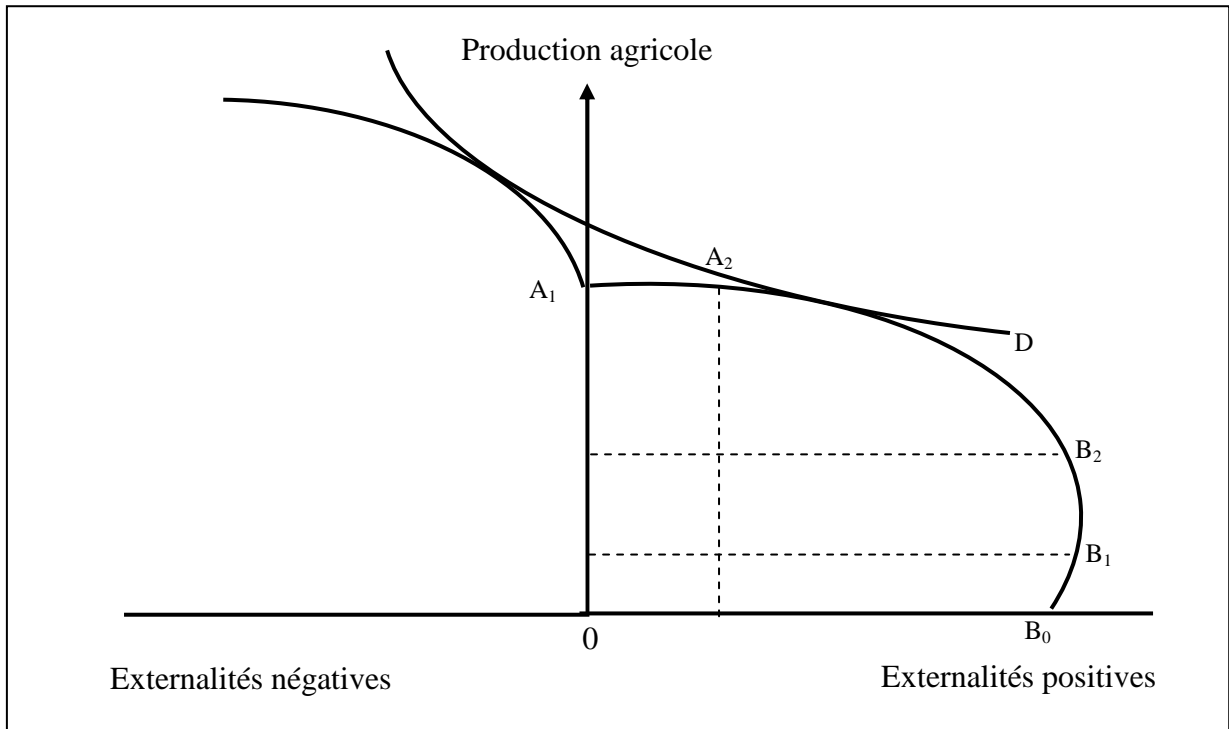
b – Place du paysage dans le processus de production jointe

Il apparaît nécessaire d'analyser les liens certes complexes, pouvant exister entre la production de denrées alimentaires au sens large et la fourniture d'aménités. Cette démarche semble primordiale dans un objectif de valorisation de ces dernières. Ces deux catégories de biens peuvent en effet, être soit complémentaires, soit substituables. Pour déterminer les relations exactes entre ces deux productions, nous allons utiliser le concept de fonction de transformation, utile pour estimer les différents types de jointures entre produits agricoles et paysage. En effet, l'ensemble des possibilités de production peut être représenté : il mesure l'ensemble des outputs qui sont réalisables, compte tenu de la technologie et des fonctions de

⁹ BOWES M.D. and J.V. KRUTILLA (1989), op. cit.

production. L'ensemble des possibilités de production en produits agricoles et en biens et services environnementaux peut être analysé de la même manière¹⁰.

Figure 1 : Ensemble de production des biens agricoles et des aménités paysagères



Source : Bonnieux et Rainelli, (2000)¹¹ d'après Gatto et Merlo, (1999)¹².

Les différentes liaisons possibles entre la production agricole et la fourniture de biens et services environnementaux sont illustrées à partir d'une représentation de la courbe de transformation dans la partie droite du graphique (Gatto et Merlo, 1999)¹³. L'intérêt de cette représentation réside dans la description simple qu'elle permet des différentes combinaisons possibles d'outputs. A chacune des situations vont correspondre des politiques publiques spécifiques en fonction de l'objectif à atteindre.

¹⁰ VARIAN H.R. (1992), *Introduction à la microéconomie*, Bruxelles, De Boeck Bruxelles, p552.

¹¹ BONNIEUX F., RAINELLI P. (2000), "Aménités agricoles et tourisme rural", *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, n°5, pp. 803-820.

¹² GATTO P., MERLO M. (1999), "The economic nature of stewardship : complementarity and trade-offs with food and fibre production", in VAN HUYLENBROECK G., and WHITBY M. (eds), *Countryside stewardship : farmers, policies and markets*, Pergamon Press, pp. 21-46.

¹³ GATTO P., MERLO M. (1999), op. cit.

Le point A_1 correspond à une production de biens agricoles (produits alimentaires et matériaux type bois par exemple) uniquement. Puis le premier segment $[A_1A_2]$ indique l'ensemble des combinaisons productives susceptibles d'être mises en œuvre en fonction du prix relatif des facteurs. Près du point A_1 , la production d'externalités positives est presque inexistante en raison du faible coût du capital et du prix élevé du travail. En effet, dans cette situation, le système productif requiert des parcelles importantes pour travailler au mieux, ce qui entraîne la suppression des haies et talus et contribue à modifier voire à dégrader le paysage et l'environnement. En revanche, si le travail devient peu cher par rapport au capital, c'est-à-dire si on se rapproche du point A_2 , la production d'aménités devient plus importante puisque la conservation des haies et des talus devient justifiée. Mais il s'agit encore d'un processus de production où les biens et services environnementaux sont produits de manière involontaire. La production de l'aménité paysagère n'entraîne pas de coûts supplémentaires dans la mesure où elle reste un sous-produit de l'activité de production de biens marchands. La pente de cette frontière des possibilités de production est nulle, c'est-à-dire que le taux marginal de transformation est lui-même nul : il n'est pas possible d'augmenter la production agricole en diminuant la quantité produite d'aménités. La rémunération de ce type de production ne se pose pas : le producteur ne subit pas de coût supplémentaire puisque la production jointe non intentionnelle des biens et services environnementaux présente un coût d'opportunité nul.

A partir du point A_2 , la situation de production agricole décroissante conduit à une amélioration notable de l'output paysager. On observe un changement progressif dans le mode de production, avec dans un premier temps le passage à l'agriculture raisonnée puis à l'agriculture biologique. Le segment $[A_2B_2]$ exprime une nouvelle relation entre production de biens agricoles et de biens environnementaux. Les deux catégories de biens précédemment complémentaires deviennent substituables. La complémentarité faible observée indiquait une production d'aménités non intentionnelle et au coût marginal de production proche de zéro. On passe donc d'une production involontaire à une production jointe volontaire : la production principale devient celle de biens et services environnementaux. Dans ce cas, la pente de la frontière des possibilités de production est négative : une augmentation de la

production de l'un des biens conduit à une diminution de la production de l'autre bien. « *Le choix de la combinaison optimale d'outputs se fait en fonction des coûts marginaux* »¹⁴.

Entre les deux points B₂ et B₁, la production agricole varie sans modification sensible du niveau d'aménités qui demeurent constant. Il correspond à la situation où les produits agricoles sont des sous-produits de la production d'aménités, sans coût supplémentaire. « Ce cas correspond aux systèmes de production animale relativement extensifs éligibles au versement de la prime à l'herbe. Celle-ci concerne des exploitations dont 75% de la superficie est toujours en herbe et où la densité de cheptel est comprise entre 1 et 1,4 UGB¹⁵ par hectare. Ces contraintes permettent une variation importante du niveau de production agricole, de l'ordre de 40%, pour une fourniture donnée d'aménités. On retrouve ici un cas de complémentarité faible entre les deux catégories de biens produits »¹⁶.

Toutefois, à partir du point B₁, une diminution supplémentaire de la production agricole entraîne une diminution simultanée de la production de biens et services environnementaux. La complémentarité entre les deux biens devient négative. Cette situation se rencontre lorsque la densité de cheptel devient trop faible, voire nulle. La baisse de la production agricole se traduit par le développement des friches et d'une diminution de la biodiversité, ainsi qu'une dégradation de la qualité des paysages. Les externalités agricoles restent malgré tout globalement positives. Cette analyse constitue le principe sur lequel se base la prime à l'herbe qui impose une densité de cheptel supérieure à 0,3 UGB par hectare. Enfin, au point B₀, sont produits exclusivement des biens et services environnementaux.

La partie gauche du graphique permet d'analyser les conséquences du processus d'intensification de la production agricole qui génère des externalités négatives de type pollution. Nous ne procéderons pas à cet examen puisqu'il ne rentre pas dans le cadre de notre étude. Cette représentation graphique ne permet cependant pas d'illustrer tous les cas possibles, comme la présence simultanée d'externalités positives et négatives, par exemple la pollution de l'eau et la protection des paysages. Cette illustration graphique présume que les externalités positives et négatives sont agrégées et que l'on raisonne sur leurs conséquences.

¹⁴ NOUBLANCHE C. (1999), *Evaluation économique du paysage : Quelles possibilités d'identification des composantes de la demande pour l'aide à la décision publique, à partir de l'exemple de la châtaigneraie cévenole ?*, Doctorat Sciences Economiques, spécialité Agro-économie, INRA-ESR, Université Montpellier 1, p.65.

¹⁵ UGB : unité gros bétail

¹⁶ BONNIEUX F., RAINELLI P. (2000), op. cit.

Les développements précédents peuvent être illustrés également par le tableau suivant inspiré de M. Merlo, G. Kuehl et al. (1996)¹⁷.

Segment sur la frontière des possibilités de production	Définition économique des biens et services environnementaux	Types de biens et services environnementaux à caractère paysager
A_1A_2	Input ou produit joint non intentionnel pouvant réduire le coût marginal de l'output agricole	Elagages des arbres, entretien des sols
A_2B_2	Produit joint intentionnel ou produit principal dont le produit dérivé est l'output agricole	Chemins de randonnées
B_2B_1	Produit principal avec l'output agricole comme produit joint non intentionnel	Prestations de services à but paysager
B_1B_0	Produit principal ou indépendant	Paysage aménagé pour l'agrotourisme

Tableau 1 : Position sur la frontière des possibilités de production et exemples de production d'aménités paysagères

Le choix d'une technique de production et le partage produits agricoles / biens et services environnementaux sont fonction de la rémunération possible de ces deux types de production. Dans le cas des biens agricoles, les conditions du marché déterminent les gains. En revanche, pour les aménités environnementales, même si certaines d'entre elles dépendent du marché, la plupart sont des biens non-marchands dont la rémunération dépend du contexte institutionnel. De la puissance publique et des choix politiques soumis au jeu des acteurs (rôle des lobbies), découlent la capacité de financement de même que de la législation existante.

¹⁷ MERLO M., G. KUEHL et al. (1996), *Possibilities of additional income from environmental goods and services produced by agriculture and forestry in mountainous areas. Forestry in the context of rural development : future research needs*, P. Glück and G. Weiss. Joensuu, European Forest Institute, pp. 73-93.

A partir de la définition faite du processus de production jointe, nous pouvons illustrer maintenant notre propos en analysant les composantes de l'offre de paysage, à travers l'exemple choisi, le paysage du Plateau de Millevaches en Limousin.

2 – La zone d'étude : une illustration

La zone étudiée correspond plus précisément à la zone du futur Parc Naturel Régional (PNR) Millevaches (voir Annexe 2). Le territoire proposé regroupe 121 communes¹⁸ de la Région Limousin réparties comme suit : 64 dans le département de la Corrèze, 41 dans le département de la Creuse et 16 dans le département de la Haute-Vienne. Le PNR s'étend sur 330301 hectares et rassemble 42710 habitants¹⁹. Les communes sont toutes classées en zone de montagne. Le plateau de Millevaches (750 à 980 mètres d'altitude) est la partie haute de la Montagne limousine²⁰. Ce territoire comporte une homogénéité géographique et humaine appuyée par des caractéristiques naturelles, paysagères et économiques qui le singularisent au sein de la Région Limousin et parmi les espaces ruraux français. Au sein de cet ensemble, deux parties peuvent être distinguées²¹ :

- une zone centrale recouvrant les secteurs dont le paysage est avant tout marqué par l'alvéole²²,
- des secteurs variés plus ou moins étendus dont les caractéristiques géologiques, faunistiques, floristiques voire climatiques se rapprochent de délimitations extérieures au plateau.

a – Le paysage actuel : résultat du recul de l'agriculture

L'état des lieux des aménités naturelles répertoriées sur le site établit la nécessité d'une intervention humaine²³. Que ce soit la Vallée de la Vienne, le Massif des Monédières, le lac de Vassivière, les milieux humides remarquables (Tourbière du Longeyroux par exemple), les landes à callune et les sites forestiers diversifiés, tous ces milieux contribuent à

¹⁸ Liste des communes et cartographie in Diagnostic territorial, Projet de Charte du Parc Naturel Régional de Millevaches en Limousin, 6^{ème} version, juin 2000, Syndicat Mixte de Millevaches.

¹⁹ Recensement Général de la Population 1999 – Source INSEE.

²⁰ PERIGORD M. (1993), "La notion de paysage de montagne en Limousin", *Norois*, t. 40, n°159, pp. 481-495.

²¹ VALADAS B. (1998), *Millevaches en limousin – Architecture du Plateau et de ses abords*, Département de Géographie, Université de Limoges, p. 14.

²² L'alvéole est définie comme la cavité ou la dépression d'une roche.

²³ FEL A., BOUET G. (1983), *Atlas et géographie du Massif Central*, Flammarion, Paris.

la biodiversité et produisent des aménités dans la mesure où leur entretien est assuré. En l'absence de tout entretien, les conditions nécessaires à la préservation de la flore, de la faune et des milieux sensibles ne sont plus réunies. La friche et les espèces dominantes se développent au détriment de la variété, les paysages se ferment et les milieux humides s'engorgent. Ils ont subi depuis un siècle une évolution importante.

En effet, le paysage traditionnel du Plateau de Millevaches était constitué de tourbières, de pacages humides dans les fonds plats, de landes à bruyères et fougères, de champs cultivés sur les replats. Ces milieux sont très riches d'un point de vue floristique et faunistique : on y trouve de nombreuses espèces recensées au plan national ou régional considérées comme rares ou typiques. De nouveaux éléments, la forêt plantée et la friche ont considérablement modifié ces milieux et menacent même en certains endroits la diversité environnementale et paysagère. Au siècle dernier et jusqu'après la Seconde Guerre Mondiale, le Plateau de Millevaches était pour l'essentiel dépourvu de forêt : celle-ci n'occupait alors qu'un faible pourcentage du territoire²⁴ :

- les landes en propriété collective étaient utilisées pour la pâture des ovins et des bovins. Les animaux des villages étaient ainsi élevés de manière extensive sur cette lande qui s'étendait à perte de vue. Parfois, elle servait à la culture, labourée après destruction de la bruyère par le feu et cultivée pendant quelques années avant de retourner à l'état de lande. La lande a fondé l'essentiel de l'économie marchande ; elle constituait le terrain de parcours des ovins et des bovins limousins, réputés pour leur laine et leur viande,

- le terroir était également mis en valeur par les paysans polyculteurs. Sur les replats, était construit le village, entouré de champs en propriété individuelle. Sur les terres cultivées de façon intensive prenaient place les cultures nourricières (céréales essentiellement),

- les terrains en pente raide situés entre le replat et le fond d'alvéole étaient utilisés comme prés de fauche fournissant le fourrage nécessaire pour 5 à 6 mois par an,

²⁴ BEYNEL C. (1998), *Forêt et Société de la Montagne Limousine*, PULIM, Limoges.

- les bas-fonds humides impropres à l'agriculture pouvaient être drainés en surface pour procurer de mauvaises pâtures en propriété collective. Un fauchage pouvait intervenir et procurer de la litière.

Dans ce système, la forêt était marginale. Il n'y avait que quelques bois de chênes notamment sur des zones d'éboulis rocheux. La tourbe était également utilisée pour se chauffer en substitution du bois de chauffage insuffisant en quantité. L'activité agricole occasionnait une intervention sur la majeure partie du territoire et finalement une gestion raisonnée. Mais le paysage issu du système agro-pastoral évolue assez rapidement au cours du siècle dernier. On observe dans un premier temps une conquête des landes lentement appropriée par les habitants du village et subissant un recul au profit des terres et des prés. Depuis environ cinquante ans, la surface labourée a diminué de moitié. Les communes qui associaient l'élevage du mouton à la culture du seigle et du sarrasin ont laissé se dégrader leur terroir. Cette détérioration a accompagné le dépeuplement, mais elle s'est considérablement accélérée depuis les années cinquante. Le déclin des landes a même été plus précoce. Dès la fin du XIX^{ème} siècle et au début du XX^{ème} siècle, les landes sont systématiquement détruites et remplacées soit par des prairies temporaires, soit le plus souvent par des plantations de conifères. Devenus inutiles à la suite du dépeuplement et du déclin de l'élevage ovin du début du siècle dernier, les parcours appartenant aux villages ont subi des amputations considérables ; bien souvent les partages ou les ventes, ont été suivis par le reboisement. Les landes des propriétés privées subissent aussi de profondes transformations ; parfois bulldozer et rotavator arrachent bruyères, genêts et bouleaux dans les grandes exploitations agricoles de la Montagne pour les remplacer par des prairies temporaires, mais le plus souvent, les landes sont boisées. De nouvelles landes sont apparues : les terres abandonnées se recouvrent de friches, signe de la déprise qui accompagne le dépeuplement²⁵.

L'exode rural massif associé au déclin de l'élevage ovin ont fait disparaître le système agraire traditionnel. Cette situation a également profité au développement de la friche et de la forêt. Cette dernière occupe désormais un peu plus de la moitié de la surface du Parc et a envahi tous les types de terroirs. Ce boisement a notamment été initié par Marius Vazeille (1881-1973), ancien Garde des Eaux et Forêts, expert forestier et homme politique, chargé de

²⁵ PERIGORD M. (1993), "Friches et landes en Limousin", *Norois*, t. 41, n°164, pp. 611-626.

la valorisation du Plateau de Millevache ; action qui sera poursuivie par le Fonds National Forestier. Il s'est réalisé de deux façons différentes:

- un boisement naturel et spontané sous forme d'une forêt ; anciennes terres qui ne sont plus parcourues par les moutons, conséquence de la déprise agricole,
- un boisement volontaire, notamment sous forme de plantations résineuses, conséquence initiale de politiques cherchant à compenser le déficit de bois et à occuper les terres abandonnées. Cette mesure était censée apporter un complément de revenu aux paysans.

Le paysage a donc été modifié suite au recul de l'agriculture mais également par l'évolution des techniques agricoles. La mécanisation a conduit à transformer les landes les plus accessibles en prairies artificielles. L'agriculture qui est aujourd'hui la deuxième activité occupant le sol, a vu ses pratiques se modifier. L'évolution ne s'est pas limitée à une diminution globale des surfaces utiles corrélative à l'avancée de la forêt. La modification des itinéraires techniques agricoles, indispensables sur le plan économique s'est traduite par une culture des terres les plus accessibles et mécanisables. Les formes traditionnelles de mise en valeur du sol sont moribondes ; pratiquées par des agriculteurs âgés, elles associent encore la polyculture à l'élevage. Les landes s'étendaient en 1808 sur 423500 hectares soit 25% de la SAU régionale. A l'aube du XX^{ème} siècle, elle ne recouvre plus que 254130 hectares et disparaît de la scène paysagère entre 1960 et 1990. En 1990, les services du cadastre recensent 116300 hectares de « lande » mais il s'agit de « lande enfrichée », expression du bouleversement démographique, économique et social.

Ainsi, sur les vingt dernières années, les anciens parcours délaissés par l'agriculture ont évolué soit en plantations de résineux, soit en friches, ensuite envahis par des essences variées. Pour les zones humides (tourbières...), l'absence de passage de troupeaux a eu pour conséquences le développement de plantes ligneuses qui ont occupé les parcelles. Les plantations sur ces zones peu propices sont moins courantes. Le siècle dernier s'est achevé avec l'extension des friches : 93600 hectares en 1962, 115800 hectares en 1974, 453876 hectares en 1990, soit une progression moyenne de 5% par an depuis 1966. Symbole de la déprise, la friche est un condensé de la fragilité et de l'abandon : faibles densités, population rurale à dominante paysanne, démographie dégradée. La densité de population moyenne n'est plus que de 15 habitants au km² sur le Plateau de Millevaches.

Le pâturage bovin et ovin et la récolte des prés de fauche sont les moyens actuels majeurs de l'entretien des paysages ouverts. La spécialisation laitière et la baisse démographique favorisent un entretien intensif de certaines portions du terroir des villages avec disparition ou dégradation des pratiques ancestrales, notamment l'irrigation, l'entretien des haies et le renouvellement des arbres qui les constituent. Par ailleurs, il y a reforestation des parcours, sur lesquels l'abandon des feux pastoraux et la baisse du troupeau ovin ont permis une nouvelle dynamique forestière très vive. Là où la lande n'est plus pâturée, nous assistons lentement à une transformation radicale de ce milieu. Le reboisement introduisant des résineux à haute productivité (douglas, épicéa...) n'est plus le seul responsable du changement de paysage : la déprise joue également un rôle et conduit à une fermeture du paysage, créant une forêt de faible valeur. La lande tend à disparaître, victime de sa faible productivité, mais sa raréfaction en augmente sa valeur comme témoin de l'ancien paysage. Elle est porteuse d'une forte tradition aussi il paraît opportun de conserver certaines de ses parties les plus caractéristiques.

La zone d'étude représente un bon exemple de formation du paysage par l'agriculture. La notion de produit joint est appropriée pour définir ce paysage. Celui-ci a été fabriqué par l'agriculture et en est devenu dépendant. Le recul de l'activité agricole se traduit par une modification importante du paysage avec une progression notable de la forêt. Désormais, le maintien d'un paysage ouvert constitue la priorité en matière d'environnement de la politique du PNR Millevaches. Toutefois, si le paysage est créé par les pratiques agricoles mises en œuvre, cette production jointe n'est pas intentionnelle de la part des agriculteurs.

b – Les caractéristiques de la population et de l'agriculture

Les sources de données disponibles concernant l'ensemble de la population (Recensement Général de la Population, 1999) et la population agricole (Recensement Général Agricole, 2000) permettent de faire apparaître la tendance générale de l'évolution.

La zone d'étude s'étend sur 20 cantons²⁶ pour lesquels il est possible de donner un certain nombre de caractéristiques concernant la population et l'agriculture. Elle se caractérise d'abord par un net recul de l'activité agricole :

	1999	Evolution 1990-1999 en %
Ensemble	40459	- 5,6
Agriculteurs exploitants	1896	- 37,8
Artisans, commerçants, chefs d'entreprise	1540	- 20,1
Cadres et professions intellectuelles sup.	1150	9,7
Professions intermédiaires	3346	10,1
Employés	5623	18,9
Ouvriers	5766	-1,2
Retraités	12684	- 0,9
Autres sans activité professionnelle	8454	- 18,8

Tableau 2 : Population de 15 ans et plus par catégories socio-professionnelles

La part des actifs agricoles sur les actifs totaux varie de 8% (St Yrieix le Déjalat) à plus de 35% sur les cantons de la zone centrale (Bugeat, Gentioux, Pigerolles, Royère de Vassivière). Les pourcentages élevés (plus de 20 %) traduisent une forte spécialisation de l'activité économique. Le maintien du tissu rural repose ici principalement sur l'activité agricole. Pour les cantons périphériques, l'activité économique est plus équilibrée, sans que la production agricole soit plus faible. La part des actifs agricoles est forte dans la zone centrale. Cela s'explique principalement par la faible représentation d'activités industrielles, commerciales ou artisanales. Il est souhaitable de tendre vers un équilibre entre les différents secteurs d'emploi, une spécialisation trop marquée fragilisant l'économie rurale. Les possibilités d'emplois dans les autres secteurs sont des atouts pour la reprise des exploitations par des ménages double actifs.

²⁶ Certains cantons ne sont pas pris en compte dans leur globalité par le PNR, mais il n'a pas été possible de détailler à un niveau plus fin. Ces cantons sont ceux de Pontarion, Aubusson, Felletin, Bourganeuf, Châteauneuf-la-Forêt, Corrèze, Egletons et Ussel-Est.

A l'image de la région Limousin, près de 40 % des chefs d'exploitations ont disparu sur l'ensemble de la zone au cours de la dernière décennie. On est passé de 3048 chefs d'exploitations en 1990 à 1896 en 1999. Ces agriculteurs du Plateau de Millevaches présentent une singularité intéressante. La part des jeunes agriculteurs est très élevée, celle des agriculteurs de 55 ans et plus est très faible et encore en diminution comparée à l'ensemble du Limousin. Cette zone semble donc avoir accompli l'essentiel de sa restructuration. Selon l'observatoire de la Mutualité Sociale Agricole (MSA), les chefs d'exploitation de moins de 40 ans représentent en moyenne 23 % (17 % en Limousin), ceux âgés de 40 ans à moins de 55 ans, représentent 53 % (40 % en Limousin) et ceux de 55 ans et plus représentent 22 % (43 % en Limousin). De fortes disparités existent entre les cantons. Certains ont connu un fort rajeunissement (Pontarion, Felletin, Crocq) ; d'autres présentent encore une part d'exploitants âgés plus importante (Ussel Ouest et Aubusson), ce qui préfigure une évolution importante à court terme.

La restructuration des exploitations au sens de la reprise par des jeunes, corrélativement à leur agrandissement est en très grande partie effectuée sur la zone. Le taux de renouvellement d'une installation pour dix départs s'est accompagné de profondes modifications des structures des exploitations (agrandissement, perte de SAU (Superficie Agricole Utilisée) au profit de la forêt, spécialisation des systèmes d'élevages). La réforme de la PAC de 1992 (préretraite, régime des quotas de droits à primes), la modernisation des équipements, la production de broutards et la faiblesse relative du prix du fermage (disparité avec les revenus espérés en production forestière) ont été les principaux moteurs de cette réorganisation.

Cantons	Nombre total d'exploitations			Superficie agricole utilisée moyenne (ha)			Superficie agricole utilisée (ha)		
	1979	1988	2000	1979	1988	2000	1979	1988	2000
Corrèze									
Bugeat	278	200	109	45	53	84	12550	10535	9153
Corrèze	336	255	176	26	31	48	8711	7977	8411
Egletons	208	156	86	24	30	47	4889	4722	4076
Eygurande	237	209	146	38	44	65	8913	9158	9426
Meymac	251	180	98	34	40	72	8489	7146	7049
Sornac	196	149	93	42	53	96	8278	7861	8892
Treignac	495	376	256	28	35	52	13718	13129	13314
Ussel-Est	158	141	80	32	34	59	5124	4819	4736
Ussel-Ouest	98	83	50	32	35	41	3090	2889	2065
Creuse									
Aubusson	270	207	155	36	43	56	9625	8927	8735
Bourganeuf	431	304	199	33	43	64	14202	13111	12823
Courtine (La)	204	163	103	34	42	62	7035	6858	6409
Crocq	445	363	252	35	41	57	15610	14792	14452
Felletin	251	214	158	37	45	64	9327	9643	10037
Gentioux- Pigerolles	202	147	97	47	59	81	9486	8665	7872
Pontarion	340	246	156	27	36	53	9242	8766	8311
Royère-de- Vassivière	206	144	99	28	35	45	5711	5020	4470
Haute-Vienne									
Châteauneuf- La-Forêt	715	589	367	20	23	37	13973	13525	13481
Eymoutiers	538	458	298	27	31	46	14776	14017	13828

Source : Siriex d'après RGA 2000.

Tableau 3 : Evolution du nombre d'exploitations, de la Superficie Agricole Utilisée moyenne (ha) et de la Superficie Agricole Utilisée entre 1979 et 2000.

Ce tableau permet de comparer la superficie agricole totale qui est de 167 540 ha et la surface totale de la zone de 330 301 ha. L'agriculture met en valeur 46,84% du territoire, alors que ce rapport est de 50 % pour la région Limousin (SAU totale : 861 000 ha). Sur le Plateau, 50 % du territoire est occupé par la forêt (165 560 ha), les 16 % restant appartiennent, soit en zones urbaines, soit aux landes (au sens de landes non productives, friches). Cette proportion a diminué avec la tempête de 1999 mais les taux de boisement restent relativement importants et supérieurs à ceux de la région et de l'ensemble de la France. L'enrésinement est le plus fort (taux d'enrésinement de 75% et plus) au cœur du Plateau sur un axe Nord Sud de Royère de Vassivière à Meymac. Il est moins accentué (- de 50%) sur le flan Ouest (de Bujaleuf à Corrèze) et sur le canton de Felletin.

La zone centrale se caractérise par des taux d'occupation agricole inférieurs à 30 %. Une vingtaine de communes connaît un taux compris entre 10 et 20 %, alors que sur les cantons périphériques, la SAU est tout à fait comparable à la moyenne régionale. En revanche, la SAU moyenne de 57 ha est supérieure à la moyenne régionale de 46 ha. Dans le détail, de grandes différences existent au sein d'un même canton. Des explications peuvent être avancées (nature des sols, zonage, remembrement...). Entre 1979 et 2000, la SAU totale est passée de 168235 ha à 167540 ha, soit une perte de 695 ha. Ces pertes sont très importantes autour de l'axe Bourgneuf – Meymac ; amplifiant la part déjà faible de la SAU initiale. Elles expliquent la part très minime de la SAU par rapport à la surface cadastrée. Inversement sur quelques cantons, la part de la SAU est globalement maintenue (Eygurande, Felletin, Châteauneuf-La-Forêt, Treignac et Corrèze). La SAU totale qui représente 1/3 de la surface cadastrée, comprend : 33043 ha de prairies temporaires (19,7%), 61 605 ha de prairies naturelles (36,7 %) et 12843 ha de cultures diverses (céréales...) (7,6%). L'herbe occupe en moyenne 92 % de la SAU (82 % en Limousin).

Les productions sont essentiellement la production bovine (viande et lait) et ovine. En 1997, environ 67000 vaches adultes étaient présentes sur le territoire avec une répartition inégale suivant les cantons. Elles sont au nombre de 100298 selon le RGA de 2000, soit une progression de 49,7 %, contre 20 % entre 1979 et 1996. On constate une nette augmentation. En revanche, la répartition reste la même (8000 à plus de 9000 sur Treignac et Eymoutiers, 2000 à 3000 sur Royère, Meymac et Ussel). Sur les ¾ du territoire, malgré l'évolution, le nombre de vaches n'excède pas 70 unités pour 100 ha.

Sur la périphérie, ce nombre se situe entre 70 et 100. Autrement dit, le chargement en vaches adultes ne dépasse pas une vache par hectare, ce qui traduit un mode d'élevage extensif. Le cheptel bovin est orienté vers la production de jeunes bovins de 8 mois, le « broutard » (plus de 50 % des exploitations). Il existe également une production laitière totale de 16 millions de litres pour 118 exploitations. Le quota moyen est de 141 000 litres. Elle est surtout présente à la périphérie de la zone. Le cheptel ovin est destiné essentiellement à la production de viande. Le nombre de brebis déclarées au titre de la prime compensatoire ovine de 1996 était de 72660. Il est actuellement (RGA 2000) de 76070 environ. Il est encore en baisse par rapport aux données RGA 1979 (113000 brebis) et RGA 1988 (85000 brebis) même si les données ne sont pas strictement comparables, les sources étant différentes.

Enfin, la production porcine est limitée numériquement et géographiquement. Il a été dénombré 30881 porcins dont 2489 truies mères. Cette production est devenue relativement marginale. Elle est limitée à l'Ouest et au Sud-Ouest pour la production de porcs charcutiers. Les élevages naisseurs ou naisseurs-engraisseurs sont cantonnés au Sud. De plus, quelques élevages de type traditionnel sont présents sur les communes de la Creuse. Les productions diversifiantes ou polycultures sont quasi confidentielles.

B – Le paysage : une externalité produite par l'agriculture

Le paysage n'est pas produit de manière volontaire par les agriculteurs. En outre, il n'existe pas de marché pour ce produit joint capable de révéler sa valeur pour permettre d'assurer un niveau de production optimum du paysage. De plus, il existe différents types d'externalité. Il convient donc de déterminer dans quelle catégorie se classe le paysage. En effet, cette notion introduite à la fin du siècle dernier, (Sidgwick, 1887)²⁷, a été précisée au début des années trente par J. Viner (1931)²⁸. Ce dernier a proposé de distinguer les externalités technologiques des externalités pécuniaires, positives ou négatives. Les modalités de leur internalisation sont alors différentes. Le fait d'améliorer un paysage ou de le détériorer en produisant d'autres biens n'entraîne en général pour le responsable ni rémunération, ni paiement d'une pénalité. Ce phénomène est donc externe car hors du contrôle de celui qui en subit les effets. Le bien-être de ce dernier ne dépend pas uniquement de ses décisions mais

²⁷ SIDGWICK H. (1887), *Principles of political economy*, MacMillan, New York.

²⁸ VINER J. (1931), "Cost curves and supply curves", *Zeitschrift für Nationalökonomie*, 111, pp. 23-46.

également de celles des autres. Le paysage est un bien complexe dont l'analyse confronte une multitude de situations. La problématique de l'internalisation des effets externes requiert au préalable l'étude des caractéristiques de cette externalité.

1 – Les caractéristiques de l'externalité paysagère

Mise en évidence par A. Marshall (1920), la notion d'externalité est précisée par A.C. Pigou²⁹ : *« l'essence du phénomène est qu'une personne A en même temps qu'elle fournit à une personne B un service déterminé pour lequel elle reçoit un paiement, procure par la même occasion des avantages ou des inconvénients d'une nature telle qu'un paiement ne puisse être imposé à ceux qui en bénéficient ni une compensation prélevée au profit de ceux qui en souffrent ».*

Cette définition peut être complétée par celle de J.M. Boisson (1970, p.60)³⁰ : *« Il y a effet externe entre deux (ou plusieurs) centres de décision lorsqu'une décision (ou le comportement de l'un influence inévitablement l'autre (les autres) sans que cette influence soit l'objet d'un choix de part et/ou d'autre ».* Dans l'analyse du processus de formation du paysage, nous avons montré que celui-ci est créé simultanément à partir d'éléments naturels non produits par l'homme et de l'action de celui-ci. Il convient donc pour parler d'externalité, d'isoler au sein de ces éléments, ceux liés à l'activité humaine, c'est-à-dire à l'activité agricole. Seules ces composantes, résultat de l'influence d'une activité sur une autre, peuvent être considérées comme des externalités.

Ce point constitue la principale difficulté de cette analyse, à savoir isoler l'aménité paysagère associée à l'activité agricole susceptible d'influencer la fonction-objectifs des consommateurs. Une externalité technologique désigne en effet toute influence directe des actions d'un agent économique (consommateur ou firme) sur les fonctions – objectifs d'autres agents : utilité d'un consommateur, possibilités de production et de là profit d'une firme. Influence directe signifie que cette interaction ne fait pas l'objet de transaction sur un marché contrairement aux externalités pécuniaires dont les répercussions se réalisent par l'intermédiaire du système de prix et sont prises en compte par le marché. L'externalité

²⁹ PIGOU A.C. (1920), op. cit.

³⁰ BOISSON J.M. (1970), *Essai critique sur l'intégration des effets externes dans le calcul économique individuel*, Sciences Economiques, Paris, Université de Paris, p. 371.

technologique correspond au cas limite où l'effet direct n'est pas marchandisé. Ainsi, la destruction de haies à la suite du remembrement des parcelles cultivées constitue bien un effet direct technologique. Mais, dans un second temps, si la beauté du paysage sert de support à une activité touristique, cette destruction aura un effet sur le système de prix et pourra être considérée comme une externalité pécuniaire³¹. Mais, le plus souvent, nous qualifierons le paysage d'externalité technologique. Sa présence conduit donc à s'interroger à la fois sur les composantes du paysage qui peuvent être envisagées comme des outputs de la production agricole, sur l'impact d'une variation du niveau de production agricole sur le niveau de fourniture de l'aménité et enfin, sur la conséquence du niveau de production de l'externalité sur le bien-être des agents.

On distingue également les externalités de production et de consommation. Une externalité de production est définie par le fait que les actions d'une ou plusieurs firmes bénéficient ou infligent des dommages (coûts supplémentaires, perte de bien-être) à d'autres agents sans qu'il y ait compensation financière. Une externalité de consommation concerne les actions d'un ou plusieurs consommateurs qui bénéficient ou infligent des dommages (coûts supplémentaires, perte de bien-être) à d'autres agents sans qu'il y ait compensation financière. Dans le cas du paysage deux types de situations peuvent apparaître :

- « *Un maillage de type bocager améliore la productivité des vaches laitières et engendre des effets externes au bénéfice des consommateurs (aménités pour le promeneur, protection de la faune) et des firmes (l'esthétique, la protection de la biodiversité sont des inputs pour le tourisme)* » (Bonnieux, Desaignes, 1998)³². C'est le cas de l'entretien du paysage par les agriculteurs. Nous sommes en présence d'une externalité de production.

- Mais, l'entretien d'un patrimoine privé, bâtiment historique ou jardin est également générateur d'économies externes. Un propriétaire qui fleurit sa maison visible de la rue contribue à rendre le cadre agréable pour les passants voire attractif avec d'éventuelles retombées économiques en termes de fréquentation du lieu et d'activités commerciales. Il s'agit également d'une amélioration du paysage qui correspond cette fois-ci à une externalité de consommation.

³¹ BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), *Economie et politiques de l'environnement*, Précis Sciences Economiques, Dalloz, Paris.

³² BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), op. cit.

Le paysage est susceptible de rentrer dans les deux catégories d'externalité. Toutefois, dans notre cadre d'analyse de la création du paysage par l'agriculture, il apparaît nécessaire de le considérer comme une externalité de production. En conclusion, nous avons pu montrer que le cas du paysage recouvre une multitude de possibilités. Dans le cas du paysage agricole, celui-ci doit être envisagé à la fois comme une externalité technologique et de production. Il reste alors à déterminer s'il s'agit d'une externalité positive ou négative.

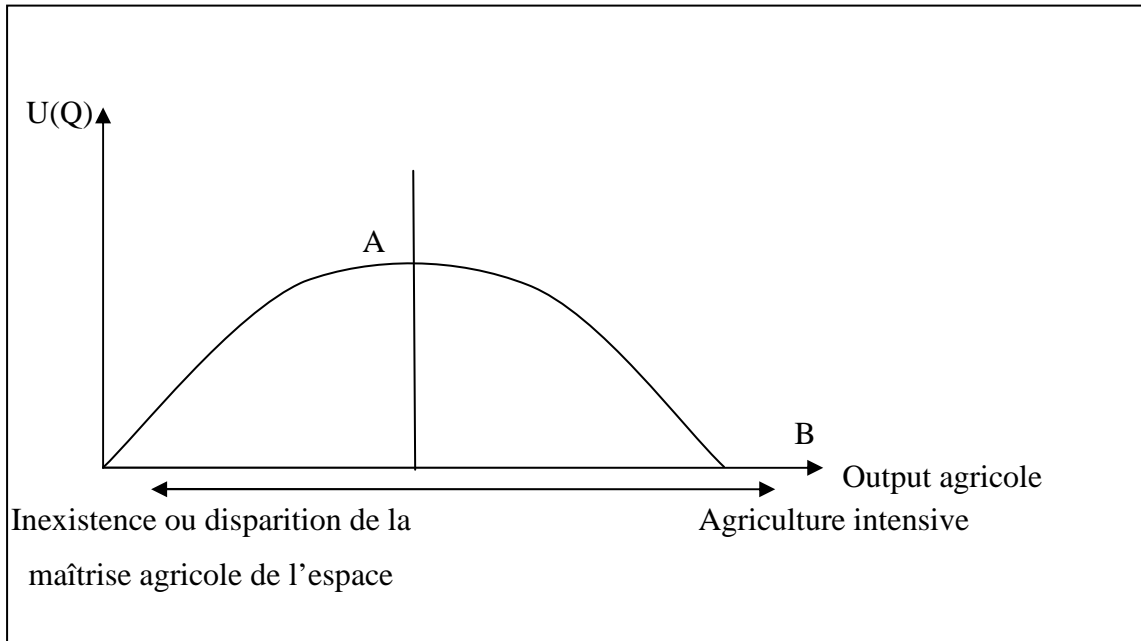
2 – le paysage : une externalité positive ?

Le paysage apparaît le plus souvent comme une externalité positive mais existe-t-il des cas où celui-ci peut être envisagé comme un effet externe négatif ? Dans le cas du paysage, produit joint à l'agriculture, le signe de l'externalité peut varier. L'effet externe est attaché d'un signe positif ou négatif en fonction du type de production envisagée et du regard porté par le consommateur. Généralement, le signe de l'externalité est sans ambiguïté : par exemple, pour la plupart des pollutions (air, eau...), nous sommes en présence d'externalité négative et seul l'importance du niveau de pollution varie. Le paysage se singularise parmi l'ensemble des effets externes (problèmes d'environnement).

Nous nous appuyons sur l'analyse présentée par C. Noublanche (1999)³³ dans sa thèse. Elle développe l'idée selon laquelle le niveau de satisfaction des consommateurs ne varie pas de façon proportionnelle avec le niveau de production de l'output agricole : cette variation change de signe à partir d'un certain seuil.

³³ NOUBLANCHE C. (1999), op. cit.

Figure 2 : Externalité paysagère producteur – consommateur associée à l’activité agricole



Source : C. Noublanche (1999).

U désigne la satisfaction retirée par l'individu de la consommation de paysage (Q). Cette utilité diffère en fonction de la variation de la quantité d'aménités paysagères, dépendant du niveau et du type de production. Elle est supposée croître avec le niveau de paysage produit. Le paysage étant considéré comme un produit joint à l'agriculture, en l'absence de celle-ci (origine du graphique), l'externalité paysagère est présumée inexistante. L'emprise de l'agriculture sur l'espace augmente en allant vers le point B, entraînant conjointement une augmentation du niveau de production de l'externalité paysagère. L'utilité des consommateurs augmente donc régulièrement jusqu'au point A. Au point A, on peut faire l'hypothèse d'une agriculture permettant le maintien de paysages ouverts et variés, et adaptée aux spécificités locales : cultures extensives, bocages... A partir de ce point, l'utilité marginale diminue mais la satisfaction totale reste positive : cette inflexion répond alors à une intensification de la production ou un agrandissement des parcelles. Ce processus entraîne le plus souvent une uniformisation du paysage, perçue de manière plus négative par les consommateurs ou du moins présentant un intérêt moindre (valeur moins importante). L'utilité totale diminue jusqu'au point B où les individus ressentent de la désutilité quand le niveau de l'externalité paysagère augmente, celle-ci est alors considérée comme négative.

L'action de l'agriculture sur le milieu est ressentie comme une nuisance (agriculture intensive). Ce graphique permet de mettre en avant le rôle des préférences des consommateurs qui restent subjectives, dans la spécification du signe de l'externalité paysagère.

L'internalisation des externalités paysagères se pose alors dans des termes différents. La modification d'un processus de production d'une externalité paysagère négative (paysage dégradé) permet non seulement de faire disparaître cet effet externe, mais également de le transformer en effet externe positif. D'un paysage dégradé, on passe à un paysage entretenu et préservé, considéré comme une externalité positive. Le problème, dans le cas du paysage, concerne la définition du seuil à partir duquel un paysage n'est plus considéré comme détérioré. Par exemple, dans le cas de la pollution de l'air, une fois celle-ci disparue ou redescendue à un seuil considéré comme acceptable, l'émetteur de l'externalité négative a un comportement neutre sur la pollution : l'externalité a disparu. L'externalité paysagère requiert donc une analyse différente. Il reste difficile de déterminer ce qui dans l'action des agriculteurs a véritablement un impact positif ou négatif sur le paysage et de les subventionner ou de les pénaliser en fonction de cet impact. La question du seuil de « qualité » de paysage (passage de l'externalité négative à positive ou inversement) que l'on cherche à obtenir reste du domaine des préférences individuelles et donc du subjectif. « *De par leur nature généralement qualitative, les effets externes positifs s'avèrent beaucoup plus difficiles à évaluer* » (Véron, 1996)³⁴. Cette difficulté présentée par I. Hodge (1991)³⁵, se retrouve dans la logique des aides à l'agriculture en faveur de l'environnement. En effet, les agriculteurs, responsables d'externalités négatives, ne sont pas taxés c'est-à-dire pénalisés pour leur action. Au contraire, ils sont subventionnés pour arrêter la production de cet effet externe négatif. A l'inverse, un agriculteur qui contribue déjà à l'entretien du paysage (externalité positive), ne sera pas forcément rétribué pour ce travail.

3 – Le paysage, une externalité : conséquences et limites

Le paysage est le plus souvent considéré comme une externalité technologique c'est-à-dire ne passant pas par le marché. La présence de ce type d'externalité entraîne une

³⁴ VERON F. (1996), "Le paysage dans les mesures agri-environnementales", *Montagnes Méditerranéennes*, 34, pp. 49-52.

³⁵ HODGE I. (1991), *The provision of public goods in the countryside : how should it be arranged ? Farming in the countryside : an economic analysis of external costs and benefits*, N. Hanley, Wallingford, CAB International, pp. 179-196.

divergence entre le coût privé d'une action supporté par un agent qui engendre cette action et le coût social qui est la somme de tous les coûts imputables à cette action qu'ils soient supportés par l'auteur de l'action ou par les autres agents qui ne perçoivent aucune compensation. La présence des externalités conduit à des situations non-optimales qu'il conviendra de corriger pour revenir à l'optimum. Cette correction ne peut être envisagée que si les unités de décisions, consommateurs et producteurs, demeurent individuelles et décentralisées (Boisson, 1970)³⁶.

Dans le cas des effets externes positifs³⁷, l'agent émetteur (l'agriculteur) améliore le bien-être d'un ou plusieurs agents récepteurs (la société ou les consommateurs) sans que l'effet externe ne soit pris en compte dans le système de prix. Malgré le développement de mesures tendant à reconnaître le rôle de l'agriculture dans l'entretien du paysage, le plus souvent les externalités paysagères ne sont pas internalisées par le marché. La présence des effets externes constitue donc un obstacle au bon fonctionnement du marché. L'internalisation par le marché de ces effets externes reste difficile de par les caractéristiques même de ces biens, particulièrement dans le cas du paysage : caractère de bien collectif, connaissance imparfaite des coûts et des bénéfices directement liés au paysage, droits de propriété mal définis (problème des ressources communes, *res communis*) et enfin ampleur de l'organisation et donc des coûts liés à la mise en place de dispositifs de contrôle (Greffe, 1994, p128)³⁸. Les procédures privées d'internalisation des effets externes montrent ici leurs limites.

Dans le cadre du comportement rationnel de l'agent économique, l'internalisation d'une externalité positive de type producteur-consommateur ne peut se réaliser que sous certaines conditions, et à l'initiative de l'émetteur : absence de coûts de transaction et information parfaite. Le producteur doit en effet disposer d'une information suffisante sur l'effet externe lui-même et sur son importance. Le plus souvent, ces conditions ne sont pas établies : l'émetteur choisira de ne rien faire plutôt que d'amorcer une procédure de négociation dont les coûts seraient supérieurs aux profits attendus (Boisson, 1970, p125)³⁹.

³⁶ BOISSON J.M. (1970), op. cit.

³⁷ Nous insisterons principalement sur les effets externes positifs. Pour une représentation graphique dans le cas des effets externes négatifs, on peut se référer à REDIES (1992), idem, p.9.

³⁸ GREFFE X. (1994), op. cit.

³⁹ BOISSON J.M. (1970), op. cit, p. 125.

Or, dans le cas de la production du paysage par l'agriculture, la demande de correction a été initiée par les consommateurs, c'est-à-dire la société et non pas par les agriculteurs. Le monde agricole s'est d'ailleurs présenté comme défavorable au financement de la production paysagère. Les agriculteurs refusaient de devenir à l'époque les « jardiniers de l'espace ». Pourtant, ceux là même qui contestaient cette appellation, ont développé des mesures correctrices en faveur du paysage : produits dont l'image est rattachée à celle du territoire, tourisme à la ferme,... Cette procédure d'internalisation des effets externes présente des limites liées notamment au support marchand lui-même. Et il semble donc que l'externalité ne puisse être internalisée uniquement par cette voie. « *Si rien n'est fait le producteur peut cesser de produire un bien dont l'avantage privé qu'il en retire est insuffisant face à son coût privé ; la production est sous-optimale et il conviendra de le subventionner pour qu'il augmente sa production jusqu'à l'optimum social. L'agriculteur qui entretient un paysage peut cesser de produire si la valorisation de ses produits d'élevage ne couvre pas les frais qu'il engage dans l'activité* » (Perreur, 1997)⁴⁰. L'intervention d'agents extérieurs à la relation producteurs-consommateurs (émetteurs-récepteurs dans la terminologie propre à l'analyse des effets externes) apparaît nécessaire si l'externalité n'est que partiellement corrigée.

L'utilité d'une intervention extérieure autre que les émetteurs – récepteurs peut alors être légitime. Ainsi, l'Etat peut contribuer à rétablir l'optimalité des décisions décentralisées. Celle-ci pourra prendre la forme de subventions ou de taxes ou encore sous la forme de réglementations. Ce point sera développé ultérieurement. Nous pouvons déjà indiquer que dans le cas d'aides à la production d'effets externes positifs, le coût marginal de la subvention doit être inférieur aux gains marginaux retirés par la collectivité. Cette mesure doit effectivement conduire à une augmentation du bien-être de l'ensemble de la société. Si les mesures d'internalisation des externalités paysagères en faveur des agriculteurs se résument à de simples transferts de richesses sans variation du bien-être collectif, il revient alors à la collectivité de procéder à des choix redistributifs sur la base d'un principe d'équité.

CONCLUSION

L'analyse économique de la production du paysage souligne le caractère anthropisé de celui-ci. En effet, si le paysage était à l'origine constitué uniquement d'éléments naturels,

⁴⁰ PERREUR J. (1997), op. cit.

actuellement ce n'est plus le cas. Nous avons montré le rôle joué par l'activité humaine et sa localisation dans la formation du paysage agricole. Il a été façonné par l'agriculture et en est devenu dépendant. Il peut donc être défini comme un produit joint à l'activité agricole. Le recul de l'agriculture sur certains territoires a des conséquences négatives sur le paysage : paysage dégradé voire disparition de certains paysages typiques. Le Plateau de Millevaches en fournit un exemple manifeste.

Le caractère de cette production nous a conduit à parler d'externalité paysagère. Les producteurs ne contrôlent ni sa production, ni son influence sur l'ensemble des individus. Pourtant, l'effet externe positif provoqué par l'agriculteur induit une variation de bien-être chez le consommateur. La présence de ces effets externes entraîne donc la mise sur le marché d'une quantité de bien inférieure (économie externe) ou supérieure (déséconomie externe) à celle qui correspond à l'optimum social : nous sommes confrontés à des «défaillances du marché » qu'il convient de rectifier (Perreur, 1997)⁴¹.

Ces dysfonctionnements doivent être corrigés. Mais l'internalisation des externalités paysagères au calcul économique soulève des problèmes quant à la nature de ces effets externes. En effet, l'analyse économique de la production du paysage indique que celui-ci est non seulement une externalité mais relève également des biens publics. « *On peut dire en effet que la composante paysagère associée à l'activité agricole, susceptible d'être à l'origine de l'externalité (s'il est avéré qu'elle a un impact sur la fonction-objectifs des consommateurs) ne peut exister qu'en lien avec la composante naturelle du paysage qui est, quant à elle, un bien collectif, au même titre que l'air et l'eau par exemple, fourni par l'environnement* » (Siebert, 1998)⁴². Nous allons montrer dans une deuxième section que le statut du paysage oscille entre bien privé et bien public. Ce caractère de bien collectif conditionne l'internalisation de l'externalité paysagère : la recherche de l'allocation optimale ne peut s'opérer dans un cadre classique d'équilibre général, c'est-à-dire le jeu concurrentiel entre les agents. L'incapacité d'allouer efficacement les externalités paysagères selon les règles marchandes conduit à envisager la nécessité d'une intervention publique.

⁴¹ PERREUR J. (1997), op. cit.

⁴² SIEBERT H. (1998), *Economics of the environment : theory and policy*, New York, Springer.

Section 2 : La nature économique du paysage

La section précédente a permis de souligner la caractéristique d'externalité du paysage. Mais celui-ci dépasse le cadre strict des effets externes. Il n'est pas toujours possible d'identifier le ou les émetteurs et le ou les récepteurs. Il est évidemment encore plus difficile d'évaluer l'effet externe surtout quand il touche un consommateur : il est alors impossible d'envisager des mesures de correction (subvention ou droit d'entrée) de manière à augmenter le bien-être collectif.

Tant que l'agriculture pourvoyait gratuitement à la production de l'externalité paysagère, les consommateurs n'avaient pas conscience de sa valeur. Mais avec le recul de l'agriculture dans les zones rurales dites « fragiles », une demande de protection de ces mêmes paysages est apparue. Dans les régions de production intensive, les consommateurs expriment une demande de rétablissement du paysage, notamment dans le cas du bocage (Colson et Stenger-Letheux, 1995)¹. Les agents ne sont alors plus satisfaits pas la qualité du paysage qui leur est offerte. La destruction de certains éléments paysagers, l'uniformisation..., conduit à prendre des mesures visant à inciter les agriculteurs à modifier leurs pratiques en vue de rétablir ces caractéristiques. Ce niveau de qualité paysagère doit permettre l'égalisation du coût marginal social et de l'utilité marginale de l'activité agricole.

Cette situation ne comporte pas de véritables problèmes dans la mesure où le bien existe déjà. Mais dans le cas des zones rurales en voie d'abandon, la question se pose différemment. Il s'agit pour l'Etat de mettre (ou de remettre) en place les conditions nécessaires au maintien des producteurs de paysage satisfaisant l'équilibre économique. La production principale de l'agriculture doit rester celle de produits agricoles : le paysage conserve son statut de produit joint à cette production première. Cette difficulté nous conduit à le définir plus précisément en tant que bien économique. La détermination de la nature économique du paysage permettra de spécifier des principes de gestion du bien. Nous montrerons les grandes modalités d'internalisation de l'externalité paysagère à la disposition des autorités publiques (Pigou, 1920)². Ces mesures de coordination des usages d'une

¹ COLSON F. and STENGER-LETHEUX A. (1995), "Evaluation monétaire des avantages environnementaux de l'agriculture. Une analyse coût-bénéfice appliquée à la gestion des espaces et des paysages agricoles dans le cadre de la nouvelle PAC", Nantes, INRA.

² PIGOU A.C. (1920), *Economics of Welfare*, London, Macmillan.

ressource non-marchande ne sont toutefois pas uniques, et peuvent être utilement complétées, voire remplacées, par un mécanisme consécutif à la définition de droits de propriété sur cette même ressource. Dans son article de 1960, R.H. Coase³ envisage la possibilité que l'internalisation des externalités résulte d'un arrangement entre les agents économiques concernés.

Nous proposons dans un premier point, une définition du paysage en tant que bien : son statut oscille entre ressource naturelle et bien économique, entre bien privé et bien public. Cette analyse nous permet d'analyser dans un second temps, les possibilités d'internalisation de l'externalité paysagère. Nous étudions ensuite la question de l'adéquation entre régime de propriété et caractéristiques de la ressource concernée. Dans le cas plus particulier d'un bien public mixte, cela nous conduit à examiner la possibilité d'une forme de coordination décentralisée collective.

I – Le paysage agricole : un exemple de bien économique

Le paysage est constitué à la fois d'éléments naturels et d'éléments humains. L'activité économique influe fortement sur la formation du paysage. Il est devenu dépendant de cette action, notamment dans le cas du paysage dans les zones où le recul de l'agriculture se traduit par sa dégradation. Il s'avère alors pertinent de se demander si le paysage reste une ressource naturelle. Cette question nous amène à étudier précisément les caractéristiques de l'aménité paysagère en tant que bien. Nous allons ainsi pouvoir dresser une typologie des différents paysages existants, du paysage vierge au paysage le plus artificialisé.

Ce bien doit également être qualifié en tant que bien économique. Dans notre cadre d'étude, si l'agriculteur qui produit le paysage, est propriétaire de la terre, il n'est pas propriétaire du bien paysage. Celui-ci n'appartient a priori à personne et il semble difficile d'exclure de sa consommation certains agents. Le paysage objet peut être observable d'un seul site ou de plusieurs et dans ce dernier cas, les différents sites offrent un point de vue de même qualité ou de qualité différente. La réponse à ces questions donne une première série de qualification du bien. Le paysage est-il alors un bien privé ou un bien public pur ? Nous allons

³ COASE R.H. (1937), "The nature of the firm", *Economica*, 4, pp. 386-405.

tenter de fournir des réponses permettant une meilleure prise en compte du paysage par le décideur.

A – Entre ressource naturelle et/ou bien économique

Les définitions données par la Convention européenne du paysage ou par Regazzola (1993)⁴, mettent l'accent sur la production du paysage par action de l'homme sur le milieu naturel. En effet, le paysage est défini comme la combinaison d'éléments naturels et d'éléments humains, mais l'action humaine sur la nature peut être importante comme elle peut être inexistante. Ainsi, on admet en général qu'il existe 600 paysages (structures paysagères) en France, c'est-à-dire des territoires qui ont à peu près les mêmes caractéristiques morphologiques, agronomiques, architecturales, urbaines à l'intérieur de limites qui se perçoivent de manière assez claire sur le terrain. Il est alors possible de les classer selon leur degré d'artificialisation. La connaissance de ces attributs physiques, sensibles, économiques est indispensable pour l'action, car à chaque structure correspond un système paysager dont il faut comprendre et respecter la cohérence pour en assurer la pérennité. Nous allons définir plusieurs catégories de paysages en fonction du degré d'intervention de l'homme sur le milieu naturel. Mais ce critère n'est pas le seul permettant de le classer. Le paysage répond également à un besoin et satisfait l'individu de différentes façons selon ses qualités. Dès lors, il rentre dans la catégorie des biens économiques. Il convient alors de déterminer les différents cas possibles : le paysage peut être un bien privé comme un bien public pur. Nous analyserons plus particulièrement le cas du paysage agricole. Ces définitions nous aident à préciser la nature économique du paysage ainsi que son statut dans l'analyse économique.

1 – Le paysage entre naturel et artificiel

Pour réaliser cette typologie, nous nous appuyerons sur celles ayant pu être réalisées pour la forêt. La toute première catégorie correspond à la forêt dite primaire⁵ qui est constituée d'une végétation originelle n'ayant pas subi les effets directs ou indirects d'interventions humaines. Il est alors possible de parler de paysage primaire ou encore vierge de toute intervention humaine. Ces paysages sont devenus extrêmement rares. On parlera

⁴ REGAZZOLA T. (1993), op. cit.

⁵ DELPECH R., DUME G, GALMICHE P. (1985), *Typologie des stations forestières, vocabulaire*, Ministère de l'Agriculture, Direction des forêts, Institut pour le développement forestier.

davantage de paysage naturel ou encore sauvage comme on qualifie une forêt de vierge ou naturelle. Ce paysage pourra du reste correspondre à celui d'une forêt naturelle. Celle-ci est définie par la présence d'une futaie depuis un temps immémorial, exclusivement composée d'essences localement indigènes et sans intervention humaine depuis au moins 50 ans⁶. Un paysage naturel peut donc être caractérisé par la présence d'éléments naturels (végétaux...) typiques du milieu considéré et non importés, n'ayant pas été mis en place (plantations) ou modifiés par l'homme depuis au moins 50 ans. Il s'agit des écosystèmes de formation originelle ou quasi-originelle, renouvelés par la régénération naturelle comme les mangroves. Certains paysages de dunes, de montagne, de marais n'ayant subi aucune intervention, peuvent être considérés comme totalement vierges. On peut également parler de paysage semi-naturel qui est établi depuis moins longtemps qu'un paysage naturel, mais qui conserve les mêmes autres caractéristiques. Une forêt semi-naturelle⁷ est estimée par la présence d'une futaie exclusivement composée d'essences indigènes, non issue de plantations en état de forêt constituée depuis au moins 80 ans. Dans ces deux cas, le paysage est une ressource naturelle, non produite par l'homme. Ainsi, Dirtwiler (1975)⁸ estime que « *seuls les éléments non construits par l'homme sont considérés comme faisant partie de l'environnement naturel* ». La création des parcs et réserves naturels répond à l'objectif de conservation de zones préservées de l'intervention humaine, où continue à s'épanouir une nature évoluant selon ses seules lois.

Une deuxième catégorie peut être déduite de la notion de forêt restaurée⁹ qui est définie comme une forêt plantée ou semée de manière à reproduire une forêt originelle d'une zone. On peut alors parler de forêt domestiquée ou secondaire qui recouvre également les forêts dont l'entretien est assuré par l'homme. Nous parlerons ainsi de paysage civilisé. Dans ce cas, le paysage reste naturel par les caractéristiques fondamentales c'est-à-dire les éléments qui le composent mais il est soumis à l'action humaine. De cette deuxième catégorie découle une troisième où le paysage est non seulement domestiqué mais également dépendant de l'activité humaine. Des éléments construits sont alors présents. Le paysage offre un caractère

⁶ MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE (2000), *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises*, Direction de l'espace rural et de la forêt, Paris.

⁷ MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE (2000), op. cit.

⁸ DIRTWILER C.D. (1975), "The Substitution of Technology for Nature : the Case of Recreation", *American Journal of Agricultural Economics*, février 1975, n°1, pp. 106-110.

⁹ PRIEUR M. et DOUMBÉ-BILLE S. (dir, 1996), *Droit, Forêts et Développement Durable*, Actes des 1^{ères} journées scientifiques du Réseau "Droit de l'Environnement" de l'AUPELF-UREF, à Limoges, France, 7-8 novembre 1994, Actualité Scientifique, Bruylant, Bruxelles.

davantage artificiel. Des marais aménagés forment les jardins sillonnés de canaux des hortillonnages d'Amiens ou les prairies cernées d'eau de la « Venise verte », dans le marais poitevin. Ils constituent alors des terroirs aux activités multiples, suscitent des modes de vie surprenants où les hommes communient avec une nature qu'ils ont su maîtriser. Ces paysages sont conditionnés par l'activité qui les a créés ; si celle-ci est abandonnée, ils disparaissent en même temps qu'elle. Ils sont pourtant uniquement constitués d'éléments naturels. On peut classer dans cette catégorie les parcs et les jardins considérés par l'Unesco comme les « paysages culturels les plus facilement identifiables », car ils sont bien des paysages intentionnellement créés par l'homme¹⁰. Les jardins constituent une mise en scène de la nature dont le but est uniquement d'ordre esthétique. On peut faire le parallèle avec les forêts de protection dont la conservation est reconnue nécessaire pour des raisons écologiques, biologiques ou sociales.

Enfin, la dernière catégorie concerne les paysages totalement artificiels avec deux sous-catégories. La première correspond par exemple aux plantations forestières¹¹ définies comme des plantations d'arbres réalisées à des fins commerciales spécifiques et qui reposent souvent sur l'introduction d'essences étrangères, non originaires de la zone considérée (sylviculture). Elles ne pourraient donc pas apparaître de manière spontanée dans le milieu naturel. Elles sont de plus dépendantes de l'activité humaine. Le paysage peut dans ce cas être qualifié d'artificiel même si les éléments qui le composent sont encore naturels. Son caractère artificiel provient également de l'objectif de production poursuivi, par opposition à la catégorie précédente à vocation esthétique. Le paysage agricole en général et celui du Plateau de Millevaches en particulier rentre dans cette catégorie. La présence de l'agriculture se traduit par l'existence de bâtiments, de plantations et d'animaux d'élevage. De plus, le recul de l'agriculture se traduit en effet par la disparition et donc la dégradation du paysage, avec la progression d'une forêt de conifères (douglas notamment, essence exotique). Certains marais ont été asséchés par l'homme avec des moyens considérables pour en faire des terres agricoles à haut rendement. Il en est ainsi dans une partie du marais poitevin. Ces espaces comblés ont perdu toute spécificité de marais en dehors des canaux de drainage et des digues qui soulignent la géométrie de leurs tracés¹². Une deuxième sous-catégorie concerne des paysages

¹⁰ CABANEL J. (1995), *Paysage, Paysages*, ouvrage publié avec le soutien du Ministère de l'Environnement, Jean-Pierre de Monza éditions.

¹¹ PRIEUR M. et DOUMBE-BILLE S. (1996), op. cit.

¹² CABANEL J. (1995), op. cit.

encore plus artificiels comme les paysages urbains où tout est construit et façonné par l'homme. Ainsi, les entrées de villes offrent un paysage souvent constitué d'entrepôts, de casses, de bâtiments de fortune, de végétation saccagée et de publicités agressives et surabondantes.

La connaissance du degré d'artificialisation du paysage est indispensable à sa compréhension et à l'élaboration de tout projet à grande échelle. La classification du paysage dans une catégorie conditionne le choix des instruments de sa gestion. Les paysages naturels vont, en effet, nécessiter une politique de protection de ces espaces encore typiques et pittoresques. En revanche, pour les paysages davantage artificialisés, notamment les villes, des opérations d'aménagement, comme celles de préverdissement, sont appropriées pour réhabiliter aussi bien les centres villes, que les entrées de villes ou encore les friches industrielles. Mais cette classification n'est pas suffisante. Il convient également de préciser le statut économique du paysage qui quel que soit son caractère naturel ou artificiel apparaît également comme un bien économique.

2 – Le paysage : un bien public mondial ?

Depuis quelques années, une nouvelle catégorie de bien est apparue avec les biens publics mondiaux. Ces biens présentent les caractéristiques des biens publics à savoir les propriétés de non-rivalité dans la consommation et de non-exclusion. La non-rivalité indique que la consommation du bien par un agent n'empêche pas un autre agent de jouir de ce même bien. La non-exclusion signifie qu'il est impossible d'exclure quiconque de la consommation de ce bien. Empêcher un individu de profiter de ce bien serait très coûteux. De plus, un bien public mondial est un bien public dont les avantages sont très largement diffusés, de par le nombre de pays (plusieurs groupes de pays), le nombre de personnes (avantage allant à plusieurs groupes de la population, de préférence tous) et les différentes générations (générations présentes et générations futures ou répondant aux besoins des générations présentes sans forclure les possibilités de développement des générations futures)¹³ concernés. Le PNUD (Programme des Nations-Unies pour le Développement) prend donc en compte dans cette définition une dimension géographique mais aussi une dimension sociologique

¹³ KAUL I., GRUNBERG I., STERN M.A. (2002), *Les biens publics mondiaux, La coopération internationale au XXI^e siècle*, Economica, Paris.

(populations) et une dimension temporelle (intergénérationnelle). Il s'agit de fournir le cadre théorique d'une nouvelle « gouvernance » mondiale de l'environnement¹⁴.

Le paysage peut parfaitement rentrer dans cette catégorie des biens collectifs globaux. En effet, nous avons vu précédemment qu'il présente la plupart du temps les caractéristiques d'un bien public pur ou impur. De plus, les limites d'un paysage ne s'arrêtent pas aux frontières. Une chaîne de montagne, une forêt, une rivière peuvent s'étendre sur plusieurs pays et concerner des populations diverses. Enfin, le paysage évolue mais peut et doit être transmis aux générations futures. Nous montrerons d'ailleurs qu'il peut être considéré comme un patrimoine auquel la notion de BCG renvoie également. Sa disparition ou sa dégradation constitue une perte de richesse naturelle et culturelle. Ce constat a d'ailleurs été souligné dans la Convention européenne du paysage. Sa gestion doit donc être envisagée à un niveau global. Mais, on peut affiner encore la définition des BCG (Biens collectifs globaux)¹⁵ pour voir son adéquation au bien paysage.

Ainsi, les auteurs distinguent également trois grandes catégories de BCG :

- la première catégorie recouvre les biens collectifs globaux naturels. Le problème auquel est confrontée l'action collective est dans ce cas un problème de sur-utilisation.

- la deuxième catégorie correspond aux biens collectifs globaux d'origine humaine. Pour ce type de biens, l'enjeu principal est la sous-utilisation.

- la troisième catégorie, dénommée « résultats politiques globaux », inclut la paix, la santé, la stabilité du système financier international... Le problème d'action collective est dans ce cas un problème de sous-production. Les biens de cette catégorie se distinguent en ce qu'ils correspondent à un processus continu de production, alors que les biens des deux autres catégories sont des variables de stocks : les biens de la deuxième catégorie sont produits et plus ou moins bien utilisés, les biens de la première catégorie sont également des variables de stock qui précèdent l'activité humaine. Il faut les préserver ou les rétablir lorsqu'ils sont détruits. Mais la pertinence de cette approche est discutable puisqu'il n'apparaît pas de lien direct de type moyens / résultats entre les deux premières catégories et la troisième.

¹⁴ CONSTANTIN F. (2002), *Les biens publics mondiaux, Un mythe légitimateur pour l'action collective ?*, L'Harmattan, Paris.

¹⁵ AUSSILLOUX V., HEL-THELIER S., MARTINEZ E. (2002), "Une hiérarchisation des biens collectifs globaux fondée sur le concept de développement durable", *Revue française d'économie*, n°3/vol XVII, pp. 129-169.

Les auteurs du rapport du PNUD tentent ensuite de réintroduire dans cette typologie les notions de BCG intermédiaires (catégories 1 et 2) et de BCG finaux (catégorie 3). Ils avancent pour cela que les biens naturels comme les biens d'origine humaine (les deux premières catégories) ne deviennent des problèmes politiques que si leur rareté ou leur absence crée des maux collectifs globaux. Cela découle souvent d'un problème de sur-exploitation des ressources naturelles pour la première catégorie, d'inégalité d'accès pour la deuxième catégorie. Quand la sur ou la sous-utilisation prend des proportions critiques, ces questions entreraient dans la troisième catégorie.

Le paysage peut être classé dans chacune de ces trois catégories. Nous avons en effet, pu déterminer précédemment différents niveaux d'artificialisation du paysage : celui-ci est tantôt un bien totalement naturel, tantôt un bien lié à l'activité humaine à des degrés divers. Les problèmes relatifs au paysage peuvent alors concerner successivement soit sa sur-exploitation, soit sa sous-exploitation, voire enfin son absence de production. L'absence de production ainsi que la sous-production se pose effectivement quand la disparition de l'action de l'homme entraîne une dégradation voire une disparition du paysage, devenu dépendant de cette action, comme précisé dans le cas du paysage agricole. Mais il faut également insister sur les limites de l'application de ce concept au paysage : il existe, en effet, des cas où le paysage est sujet à des effets de congestion, et où il est possible d'exclure certains de sa consommation par paiement d'un droit d'entrée. La privatisation du bien ainsi que la possibilité de rivalité dans l'usage amènent à penser que le paysage ne peut plus être envisagé comme un bien public mondial. La rivalité dans l'usage conduit à qualifier ces biens de ressources d'usage commun. Il convient de préciser davantage la catégorie dans laquelle se classe le paysage, entre le bien privé pur et le bien public pur.

3 – Le paysage : bien privé ou bien public ? , Les différents cas possibles.

L'approche du paysage par les économistes se heurte depuis toujours à de nombreuses difficultés inhérentes à la nature atypique de ce bien. Cette démarche s'est malgré tout développée depuis 1978, date de publication de l'ouvrage de C. Price : « *Landscape Economics* »¹⁶. Ainsi, les différentes catégories de biens qui entrent dans la fonction d'utilité

¹⁶ PRICE C. (1978), *Landscape Economics*, Mac Millan Press.

des consommateurs sont au nombre de trois (Kopp et Portney, 1985)¹⁷ : les biens privés, les biens quasi-privés ou quasi-publics et les biens collectifs ou publics. Le tableau suivant recense l'ensemble de ces biens en fonction de deux critères : la rivalité ou la non-rivalité dans la consommation et l'exclusion ou la non-exclusion dans la consommation.

D'une manière générale, « *les biens sont les instruments de satisfaction des aspirations humaines* » (Phelps, 1990)¹⁸. Un bien économique se caractérise également par deux qualités : son aptitude à satisfaire un besoin et sa rareté. Le paysage remplit toutes ces conditions et constitue ainsi un bien économique. Mais au-delà de cette définition générale, il s'agit de savoir dans quelle catégorie spécifique de bien il se classe. Plusieurs situations sont envisageables : il semble qu'il puisse être considéré dans certains cas, plutôt comme un bien privé et dans d'autres comme un bien public pur. En effet, il peut être observable d'un seul site ou de plusieurs. Les différents sites proposent alors un point de vue de même qualité ou de qualité autre. Cette distinction conduit à envisager plusieurs possibilités pour le bien paysage¹⁹ :

- si le paysage n'est observable que d'un seul site ou si les points de vue offerts par les sites sont fondamentalement différents, le paysage peut être un bien privatisé par l'achat du sol, à condition toutefois que l'espace objet ne soit pas modifié. La privatisation est même complète s'il y a achat du point d'observation et du site observé. Les deux principes de rivalité et d'exclusion jouent alors pleinement. Le paysage, bien privé pur, peut être source d'une activité économique : paiement d'un droit d'entrée sur le site par les observateurs potentiels (touristes).

- certains paysages peuvent être en revanche des biens collectifs purs²⁰ : dans ce cas, le nombre de sites offrant des points de vue similaires est important ou bien la propriété des sites relève du domaine public. Tout le monde peut bénéficier du paysage : il y a non-rivalité entre les usagers et le bien est indivisible. Un bien collectif pur est également caractérisé simultanément par la non-exclusion, l'obligation d'usage et l'absence d'effets

¹⁷ KOOP R.J., PORTNEY P.R. (1985), "Valuing the Outputs of Environmental Programs : A Scoping Study", Report prepared for Electric Power Research Institute, Washington, D.C., Resource for the Future.

¹⁸ PHELPS E.S. (1990), *Economie Publique*, Fayard, Paris.

¹⁹ PERREUR J., (1997), op. cit.

²⁰ BERGSTROM J.C., DILLMAN B.L. et STOLL J.R. (1985), "Public Environmental Amenity benefits of Private Land : the Case of Prime Agricultural land", *Southern Journal of Agricultural Economics*, vol 17, n°1, juillet, pp. 139-149.

d'encombrement. L'obligation d'usage existe uniquement « *lorsque le fait de disposer d'un bien public ne relève pas d'une décision des agents eux-mêmes* » (Picard, 1991, p 472)²¹.

- enfin, on peut également envisager le cas intermédiaire où un nombre limité d'individus (propriétaires des sites d'observation par exemple) ont accès au bien paysage. Ils peuvent alors former un club. La théorie des clubs fournit des informations utiles à la théorie des biens collectifs. Ce point sera développé ultérieurement dans l'analyse de la gestion des biens collectifs mixtes. Par exemple, si les différents sites présentent des perspectives distinctes de l'espace objet, alors cet état peut être assimilé à celui d'un « *bien collectif à effet externe géographique limité* » (Musgrave, 1959)²². Beaucoup de paysages correspondent, en effet, à la catégorie des biens mixtes. La qualité de bien public pur peut se perdre par congestion, encombrement ou saturation d'un site (on retrouve alors la rivalité des consommateurs). En outre, l'obligation d'usage caractéristique des biens publics purs comme pour la police, n'existe pas nécessairement dans le cas du paysage. De même, le paiement d'un prix d'accès à un paysage est contraire au principe de non-exclusion. Enfin, la possibilité pour plusieurs individus d'observer un paysage à partir d'un même site, ne signifie pas qu'ils en retirent la même satisfaction : la vision qu'ils peuvent en avoir reste subjective et propre à chaque individu de même que les fonctions d'utilité individuelles sont différentes. Le paysage correspondrait donc davantage à la catégorie des biens collectifs mixtes puisque la quantité consommée peut être répartie entre les consommateurs, bien que l'objet reste indivisible (Benard, 1985)²³. S.C. Kolm (1971)²⁴ parle d'ailleurs de « *concernement* » collectif concernant ces biens puisqu'ils figurent dans les fonctions d'utilité de tous les individus.

²¹ PICARD P. (1991), *Éléments de Microéconomie : Théorie et Applications*, Monchrestien, 2^{ème} édition.

²² MUSGRAVE R.A. (1959), *Theory of public finance*, New York, Mc Graw Hill.

²³ BENARD J. (1985), *Economie Publique*, Paris, Economica.

²⁴ KOLM S.C. (1971), *Cours d'Economie Publique*, CNRS, Dunod, Paris.

	Sans rivalité	Avec risque d'encombrement	Avec rivalité
Sans exclusion possible	Biens d'intérêt public purs (défense nationale) - Paysage (valeur sans usage direct) - Habitat naturel - Biodiversité	Type II. Ressources à accès ouvert (pêcheries) - Sécurité alimentaire - Paysage (valeur d'usage pour les visiteurs, à partir de grandes voies et lieux publics)	Type II. Ressources à accès ouvert - Paysage (valeur d'usage pour les visiteurs, à partir de petits chemins et lieux publics)
Les bénéfices ne concernent qu'une petite entité comme une municipalité	Type I. Biens d'intérêt publics purs locaux (services municipaux de sécurité incendie) - Conservation des sols - Paysage (valeur d'usage pour les résidents) - Patrimoine culturel		
Exclusion seulement de ceux qui ne font pas partie de la communauté		Type III. Ressources en propriété commune (système d'irrigation communal) - Recharge de la nappe aquifère - Paysages (parcs nationaux avec règles strictes) - Habitat naturel - Biodiversité	
Avec exclusion possible	Type IV. (route à péage) - Habitat naturel (valeur sans usage direct) - Biodiversité	Type V. Biens à accès privilégiés (clubs) - Habitat naturel (valeur sans usage direct dans des conditions spécifiques) - Biodiversité	Biens privés - Paysage (valeur d'usage des visiteurs, s'il peut y avoir exclusion) - Patrimoine culturel (valeur d'usage des bâtiments historiques)

Source : d'après (OCDE, 2001)²⁵

Tableau 1 : Les différentes catégories de biens économiques

²⁵ OCDE (2001), *Multifonctionnalité : élaboration d'un cadre analytique*, [AGR/CA/APM (2000)3/Final], Paris.

La classification du paysage dans telle ou telle catégorie est d'importance puisque cela conditionne la conception que l'on aura de sa régulation. Dans le cas du paysage agricole, il peut être qualifié de bien collectif mixte, selon la terminologie de Musgrave (1968)²⁶. Pour ce dernier, l'Etat doit intervenir au nom de l'intérêt général pour faire respecter les principes de non-rivalité et de non-exclusion. De plus, Cornes et Sandler (1996, p. 6)²⁷ montrent que les biens publics, notamment les biens publics purs « *peuvent être considérés comme des cas particuliers d'externalité* ». Dans ce cadre, se pose le problème de la gestion de ces biens, de leur financement et de la place respective laissée au marché et à l'Etat.

B – La gestion du paysage agricole : un bien collectif mixte

Le paysage peut être défini comme un bien collectif mixte. Un bien public (ou collectif) a la propriété d'être utilisé simultanément par tous les consommateurs sans qu'il y ait appropriation individuelle. Dans certains cas, chaque individu doit consommer l'offre totale du bien ou service en question. Dans d'autres, il peut à sa guise soit consommer, soit s'abstenir de le faire sans que ceci ne modifie en rien les autres ressources à la disposition des divers consommateurs, et de lui en particulier. Le cas des effets externes proprement dits comme celui des biens publics définis ci-dessus correspondent à des situations extrêmes. On rencontre très souvent dans la réalité des situations intermédiaires²⁸. La catégorie des biens mixtes correspond à ces différents états : ils se trouvent entre les extrêmes que sont le bien privé et le bien public, ayant les caractères de l'un et de l'autre. Dans le cas du paysage, des effets de congestion, d'encombrement, de saturation ou encore le paiement d'un droit d'entrée font perdre à ce bien la caractéristique de bien public pur. Il est alors également possible de parler de bien club. Ces biens dont la production est le plus souvent sous-optimale, requièrent une gestion particulière que la théorie des clubs permet d'éclairer. Nous mettrons ainsi en avant la nécessité d'une gestion collective de ces biens.

1 – La production d'un bien public mixte : une production sous-optimale

²⁶ MUSGRAVE R.A. (1968), "L'offre des biens publics", *Economie Publique*, Actes du Colloque de Biarritz, CNRS, pp. 81-117.

²⁷ CORNES R. and T. SANDLER (1996), *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*, 2^{ème} édition, Cambridge : Cambridge University Press.

²⁸ MALINVAUD E. (1999), *Leçons de théorie microéconomique*, 4^{ème} édition, Dunod, Paris.

Comme ils sont non rivaux dans leur consommation et non exclusifs, l'offre de biens publics fait problème et rentre alors dans souvent dans ce que l'on appelle un échec du marché (Bator, 1958 ; Davis et Hulett, 1977 ; et Malinvaud, Milleron et Sen, 1998)²⁹. Cette perspective met en lumière des comportements qui, du point de vue de l'agent individuel, sont tout à fait rationnel. Pourtant, du point de vue collectif – c'est-à-dire celui de la collectivité locale, d'une nation, de l'humanité dans son ensemble – le résultat est sous-optimal et peut être même désastreux. Les deux problèmes affectant principalement la fourniture de biens publics sont connus sous le nom du « problème du passager clandestin » et du « dilemme du prisonnier ».

a – Le problème du passager clandestin

En effet, obtenir la coopération de nombreux citoyens pour la production d'un bien commun se heurte au fait qu'un individu est incité à « *s'épargner l'ennui et la dépense, et... à s'en remettre entièrement aux autres* » (Hume, 1961, p. 478, version anglaise)³⁰. G. Hardin a réévalué le problème dans son célèbre essai « The Tragedy of the Commons ». Une ressource accessible à tous est inexorablement dégradée ou épuisée. En termes économiques, une ressource commune (« common-pool resource »)³¹ peut être qualifiée de bien public mixte. En effet, il s'agit d'un bien non exclusif sujet à des effets de congestion. Ces ressources sont épuisables si elles sont surexploitées suite à une surpopulation (pâturages, bassins), alors que de véritables biens publics ne pourraient être épuisés quel que soit le nombre de ceux qui les consomment (Ostrom, 1990, 3, p. 32)³². Dans sa formulation, les bergers qui se partagent les prairies communales sont « *piégés dans un système qui oblige chacun d'eux à accroître sans limite son troupeau* » (G. Hardin, 1968, p. 1244)³³, ce qui conduit au surpâturage et à la dégradation des sols.

²⁹ BATOR F. M. (1958), "Anatomy of Market Failure", *Quarterly Journal of Economics*, 72, pp. 351-379 ; DAVIS J.R. and J.R. HULETT (1977), *An Analysis of Market Failure : Externalities, Public Goods, and Mixed Goods*, Gainesville, (E-U), University Press of Florida ; MALINVAUD E., J-C. MILLERON and A. K. SEN, eds, (1998), *Development Strategy and the Market Economy*, New York (E-U), Oxford University Press.

³⁰ HUME D. (1961) [1739], *A Treatise of Human Nature*, Garden City (E-U), Dolphin Books.

³¹ DEVLIN R. A., GRAFTON R. Q. (1998), *Economic rights and environmental wrongs : property rights for the common good*, Edward Elgar Publisher.

³² OSTROM E. (1990), *Governing the Commons : The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.

³³ HARDIN G. (1968), "The tragedy of the commons", *Science*, 162, pp. 1243-1248.

Olson (1971, p. 113)³⁴ montre que même l'altruisme ou l'intérêt commun, ne permettrait pas de surmonter la puissante incitation à éviter d'apporter personnellement des ressources à l'entreprise commune. Chaque utilisateur, sachant qu'il ne peut être exclu, n'a pas de raison de consentir à payer le bien. Il a intérêt à se conduire en free-rider ou passager clandestin afin d'éviter de participer aux frais de production du bien. L'agent peut ne pas exprimer ses préférences et envoie un signal erroné aux fournisseurs possibles du bien. En masquant ses propres goûts, il peut espérer bénéficier d'un prélèvement plus faible, sans modifier de manière fondamentale la quantité produite de bien public. Cette production est donc non rentable, et si l'on s'en tenait au marché, il y aurait absence de production ou du moins sous production du bien public. Les marchés parviennent bien à produire les biens privés. Mais la production des biens publics appelle des mécanismes supplémentaires tels que la coopération.

b - Le dilemme du prisonnier

L'exploitation d'une ressource commune peut conduire à une dégradation irréversible ou de long terme ou encore à un épuisement total. Cette situation est alors qualifiée de tragédie des communs. La présentation de cette tragédie sous la forme du jeu du dilemme du prisonnier permet à notre sens de mieux comprendre les recommandations que certains experts suggèrent pour gérer le paysage³⁵. Dans la théorie des jeux, le dilemme du prisonnier décrit une situation où le manque d'information empêche deux prisonniers de collaborer (R. Hardin, 1971, Brams, 1973, Riker et Ordeshook, 1973, Kimber, 1981, Conybeare, 1984, et Oye, 1986)³⁶.

³⁴ OLSON M. (1971), *The Logic of Collective Action*, Cambridge, MA : Harvard University Press.

³⁵ Le rapprochement entre la tragédie des communs et le jeu du dilemme du prisonnier est possible lorsque l'on suppose que les usagers ne communiquent pas et que l'information est complète.

³⁶ HARDIN R. (1971), "Collective Action As an Agreeable n-Prisoner's Dilemma", *Behavioral Science*, 16, pp.472-481 ; BRAMS S. (1973), *Game Theory and Politics*, New York (E-U), MacMillan ; RIKER W. H. and P. ORDESHOOK (1973), *An Introduction to Positive Political Theory*, Englewood Cliffs (E-U), Prentice Hall ; KIMBER R. (1981), "Collective Action and the Fallacy of the Liberal Fallacy", *World Politics*, 33, pp. 178-196 ; CONYBEARE J. A. C. (1984), "Public Goods, Prisoner's Dilemmas and the International Political Economy", *International Studies Quarterly*, 28, pp. 5-22 ; OYE K., dir. de publ., (1986), *Cooperation under Anarchy*, Princeton (E-U), Princeton University Press.

Imaginons deux agriculteurs, A et B, qui en utilisant le sol pour leur production, produisent en même temps un paysage. En liaison avec leur activité, la qualité de la ressource se détériore. Or, la qualité du paysage sert au processus de production comme image de marque des produits vendus. Sans valorisation du paysage, le produit final de chacune des entreprises perd de sa valeur marchande : la part de profit que permet la ressource est réduite à 0. En effet, le paysage ne se limite pas à une exploitation, sa dégradation sur l'exploitation A peut être défavorable à l'agriculteur B, et constitue ainsi une externalité négative (présence d'une décharge sur l'exploitation A même si le paysage est entretenu sur l'exploitation B). Et inversement, si A entretient le paysage, celui-ci constitue une externalité positive pour B.

Admettons que la mise en œuvre de mesures spécifiques destinées à entretenir le paysage coûte 10, et qu'elles entraînent une amélioration de la ressource telle que, pour chacun des agriculteurs, la valeur résiduelle de la ressource dans le profit augmente de 8. Si l'agriculteur A accepte les mesures alors que B opte pour le statu quo, le bilan de l'agriculteur A est négatif (- 2). L'agriculteur B bénéficie d'une externalité positive puisque son gain est amélioré de 8 (voir tableau).

Si maintenant A et B décident de mettre en œuvre les mesures (CTE collectifs par exemple) sur les deux exploitations : la qualité de la ressource sera grandement améliorée. Admettons que l'effet sur le gain des agriculteurs est multiplié par deux (16) : le gain net pour chacun des agriculteurs est de 6. Sur le plan de la collectivité, cette situation est préférable puisque la qualité du paysage est supérieure. Néanmoins, sur le plan individuel, B est dans une situation moins favorable.

Choix de B Choix de A	Accepte les mesures	N'accepte pas les mesures
Accepte les mesures	(6, 6) (A coopère, B coopère)	(-2, 8) (A coopère, B est un passager clandestin)
N'accepte pas les mesures	(8, -2) (A est un passager clandestin, B coopère)	(0, 0) (A refuse de participer, B refuse de participer)

Tableau 2 : Matrice de jeu du dilemme du prisonnier

Nous sommes dans la situation bien connue par les économistes du dilemme du prisonnier, résumé par le tableau ci-dessus. Si B estime que A va accepter de mettre en œuvre les mesures, son gain sera plus important que s'il décide de coopérer. En revanche, si B pense que A ne va pas accepter, son intérêt est de ne rien faire. Dans les deux cas, B a intérêt à ne pas accepter. A faisant le même raisonnement, le résultat est que personne n'entretient le paysage. La détérioration de la ressource va continuer, alors que la situation où A et B coopèrent est préférable. L'équilibre obtenu est un équilibre de Nash en stratégie dominante puisque chaque agriculteur a intérêt à opter pour la stratégie de défection, quel que soit le choix de l'autre. Or, la solution n'est pas pareto-optimale.

Le dilemme du prisonnier est d'un grand intérêt pour gérer les conflits de la coopération, car ils représentent, en termes simples, un grand nombre de situations où deux parties ou plus se trouvent face à des incitations semblables à « faire défection », c'est-à-dire à renoncer à la coopération, à moins que des mécanismes soient mis en place pour faciliter entre eux communication et confiance. Le paysage agricole, en tant que bien collectif mixte, sera donc sous-produit ou non produit faute d'incitations et de coopération suffisantes.

En conclusion, le paysage apparaît comme un cas spécifique d'externalité défini par une multitude d'émetteurs et de récepteurs. Son intégration au calcul économique peut donc être menée selon la démarche propre aux biens collectifs et aux biens collectifs globaux (purs ou impurs). Le point important concernant ces biens, dont on ne peut exclure personne de leur consommation, est qu'ils échappent aux procédures de marché. Dans ce cas, la possibilité de mettre en œuvre un mécanisme d'allocation efficace résulte de la capacité à changer la caractéristique de bien public du paysage en bien privé. La gestion de ces biens collectifs conduit à mettre en œuvre des processus outrepassant le cadre purement individuel.

2 – Nécessité d'une gestion « collective » du bien paysage

La résolution de ce type de problèmes ne peut se faire dans un schéma classique de comportements d'agents maximisant leur utilité ou leur profit, sous contraintes et conduisant à l'optimum, dans un modèle concurrentiel. L'intervention publique devient alors nécessaire. Ainsi, l'action collective peut être définie comme la somme d'actions individuelles, hypothèse

retenue par les économistes orthodoxes³⁷ : les conditions d'étude relatives au cadre individuel sont alors restaurées. L'objet de l'analyse normative dans ce cas, est alors de « *déterminer les institutions 'optimales', du point de vue individuel, qui permettront la prise de décisions collectives* » (Boisson, 1970)³⁸. En effet, la gestion est nécessaire dans le cas d'une disparité importante entre le bénéfice individuel retiré de la fourniture du bien et son coût (Buchanan et Tullock 1962)³⁹. Ce type de gestion se heurte à des difficultés plus importantes dans le cas des BCG. Il faut s'attendre à ce que les intérêts et les préoccupations varient considérablement et que la coopération ne soit pas facile, en raison des différences dans les choix politiques et d'autres préférences – disparités peut-être souvent dues simplement au manque d'information, au manque de confiance et de compréhension mutuelle⁴⁰. Une première solution consiste à considérer ce bien collectif mixte comme un bien de club.

a – L'apport de la théorie des clubs

Un bien de club est défini comme un cas intermédiaire entre un bien public pur et un bien privé impur. Le terme de bien club insiste sur la possibilité et la désirabilité d'exclusion du bien parce qu'il est fourni volontairement par les membres d'une organisation. Il est possible d'assigner un prix au bien (l'exclusion est donc réalisable) et il est possible aussi de faire en sorte que plusieurs personnes partagent la consommation du même bien sans diminuer celle de chacune. La taille optimale du groupe est celle qui maximise l'utilité commune.

Selon Cornes et Sandler (1996)⁴¹, « *un club est un groupe volontairement formé obtenant des avantages mutuels du partage d'un ou de plusieurs des éléments suivants : coûts de production, caractéristiques des membres... ou bien caractérisé par des avantages exclusifs* ». Plusieurs auteurs indiquent que la formation d'un club autour d'un problème particulier peut aider à éviter le phénomène du passager clandestin quand un bien public (mondial ou non) est au moins en partie exclusif et offre des avantages hautement souhaitables. Le problème de l'incitation devient alors plus simple, car ceux qui n'apportent

³⁷ BUCHANAN J.M. and G. TULLOCK (1962), *The calculus of consent, Logical foundations of constitutional democracy*, University of Michigan.

³⁸ BOISSON J.M. (1970), *Essai critique sur l'intégration des effets externes dans le calcul économique individuel*, Sciences Economiques, Paris, Université de Paris : 371 p.

³⁹ BUCHANAN J.M. and G. TULLOCK (1962), op. cit.

⁴⁰ KAUL I., GRUNBERG I., STERN M.A. (2002), op. cit.

⁴¹ CORNES R. and T. SANDLER (1996), op. cit.

pas leur contribution à la production du bien public ne sont pas admis dans le club. Ces associations établies dans le dessein de produire des biens collectifs, peuvent conduire à refuser la consommation à certaines personnes. A titre d'exemples de biens collectifs destinés à un public restreint, on peut citer les piscines, les terrains de golf, mais on peut également inclure un paysage accessible uniquement par le paiement d'un droit d'entrée.

Les avantages de ces clubs augmentent avec le nombre de ses membres. C'est le cas des réseaux et des avantages qu'ils fournissent. Ainsi, les clubs fondés sur des normes ou des règles pourraient être considérés comme des réseaux. Comme certains clubs ont intérêt à accroître le nombre de leurs membres, il est souvent efficient pour eux d'aider de nouveaux membres à remplir les conditions d'admission. De ce fait certains auteurs soulignent l'importance d'une assistance technique aux membres potentiels. (Une telle aide serait un produit mixte – offrant à la fois des avantages privés aux candidats et des avantages de club aux membres). Pour être un instrument utile à la fourniture de biens publics mondiaux, ces clubs devraient fonctionner de façon ouverte et transparente pour établir leur légitimité (Lawrence, Bressand et Ito, 1996)⁴².

Mais il n'est pas toujours possible d'établir des clubs pour fournir ces biens publics et le marché semble inadéquat aussi bien pour déterminer le programme de production de ces biens que pour en financer l'exécution. Un processus décisionnel nouveau devient nécessaire. La définition de l'équilibre s'en trouve évidemment affectée. La prise en compte des biens publics et, comme nous le verrons, celle des effets externes imposent ainsi que soient représentées formellement des décisions ne se situant plus au niveau individuel mais au niveau collectif. En abordant ces questions, l'économiste est amené, qu'il le veuille ou non, à considérer l'organisation politique dans le cadre de laquelle les décisions en cause sont prises.

b –L'intervention publique au service du bien collectif mixte

Le paysage fait en outre l'objet d'un « concernement » collectif où chaque agent est affecté par les choix des autres agents sur l'usage qu'il réalise de sa propriété. L'individu n'a plus seulement une responsabilité privée sur les coûts et les bénéfices, il a aussi une responsabilité publique. En tant que bien collectif, le paysage est consommé en quantités

⁴² LAWRENCE R. Z., A. BRESSAND and T. ITO (1996), *A Vision for the World Economy : Openness, Diversity, and Cohesion*, Washington (E-U), The Brookings Institution.

égales par tous les agents. L'intervention publique est alors rendue nécessaire par l'incapacité du marché à allouer efficacement un tel bien.

En effet, la présence d'un bien collectif entraîne une divergence entre le coût privé et le coût social, de même qu'entre l'avantage individuel attendu de la fourniture du bien et de son coût (Buchanan and Tullock, 1962)⁴³. Cette situation conduit à envisager la nécessité d'une gestion collective. Dans le cas de la défense nationale ou encore de l'éducation, une gestion collective de ces services permet d'obtenir un niveau d'utilité supérieur à celui qui serait procuré par une prise en charge individuelle. La prise en charge collective de ces services permet d'accroître le niveau d'utilité individuel. Ce résultat tient à deux raisons principalement : la collectivité peut supporter les coûts engendrés par la fourniture de tels biens et services en réponse à la demande sociale et en outre, cette gestion collective permet l'intégration directe des externalités résultant de ces activités.

L'intervention publique dans le domaine des effets externes positifs, aux caractéristiques de biens collectifs, de l'agriculture se justifie dans la mesure où ces biens environnementaux sont en général produits à un niveau insuffisant au regard des avantages nets qu'ils engendrent. L'intervention publique paraît donc inévitable, même s'il convient d'être prudent dans l'intégration économique des effets externes positifs. Par exemple, il faut en particulier s'assurer que le coût marginal de la subvention attribuée à l'émetteur d'effets externes positifs est inférieur aux gains marginaux qu'en retire la collectivité, et donc qu'il y a bien augmentation du bien-être collectif⁴⁴.

Le problème de la gestion des biens collectifs mixtes concerne donc à la fois la quantité optimale à produire, mais aussi le mécanisme par lequel déterminer cet objectif, ainsi que la procédure à mettre en œuvre pour l'atteindre. En théorie, le niveau socialement optimal de production du bien collectif peut être obtenu en ayant recours indifféremment à des pénalités financières (taxation des pratiques, éco-conditionnalité des aides directes) qui sanctionnent un niveau insuffisant de bien ou à des paiements spécifiques aux agriculteurs qui font l'effort d'augmenter le niveau de production du paysage. On parle dans ce dernier cas de rémunération des effets externes positifs de l'agriculture. Les taxes peuvent être combinées à

⁴³ BUCHANAN J.M. and G. TULLOCK (1962), op. cit.

⁴⁴ BUREAU D. and J.C. BUREAU (1999), *Agriculture et négociations commerciales*, Conseil d'Analyse Economique, La Documentation Française, Paris.

des subventions, le choix entre pénalités et rémunérations permet une large gamme de transferts entre la société civile et les agriculteurs. Le choix du niveau de subvention ou de rémunération renvoie ainsi à des enjeux essentiellement redistributifs.

Dans le cadre d'une politique environnementale, le règlement des questions redistributives renvoie à la notion d'état environnemental de référence. Cet état de référence (qualité optimale de paysage à produire) doit être déterminé par l'autorité publique comme étant l'état du paysage que la société peut légitimement attendre d'être engendré par l'agriculture à ses propres coûts. C'est donc l'écart de coût privé entre l'état de référence et l'état socialement optimal qui déterminera le montant du transfert à réaliser entre la société civile et l'agriculture à l'occasion de la mise en place d'instruments incitatifs. En pratique néanmoins, la détermination du niveau optimal de paysage, et son obtention par la mise en place d'un système de rémunération soulèvent de nombreux problèmes.

Une fois l'objectif quantifié, l'efficacité de l'intervention publique nécessite le recours à une contractualisation associant des rémunérations à des engagements précis. L'efficacité de ces contrats renvoie alors à leur degré de standardisation et aux modalités de contrôle de leur respect. Enfin, les modalités de rémunération de services paysagers doivent être choisies de façon qu'elles n'engendrent pas de distorsions sur le marché des biens agricoles.

La nécessité de l'intervention de l'Etat a été prônée par A. C. Pigou (1952)⁴⁵ pour rétablir l'optimalité des décisions décentralisées. Notre objectif est alors de déterminer parmi les différents instruments à la disposition de l'Etat, celui qui apparaît comme le plus adapté au paysage. Nous montrerons également que ce n'est pas la seule solution envisageable. En effet, une des solutions, pour traiter ce problème, consiste à définir un marché, là où il n'en existe pas a priori, et à laisser jouer les mécanismes de la concurrence pour internaliser les externalités visées⁴⁶. Cette analyse proposée par R.H. Coase (1960)⁴⁷ est basée sur une redéfinition des droits de propriété sur l'environnement, ne nécessitant pas l'intervention de l'Etat. Accroître le caractère privé d'un bien, par la définition de nouveaux droits de propriété,

⁴⁵ PIGOU A.C. (1920), op. cit.

⁴⁶ BAUMAIS O. and CHIROLEU-ASSOULINE M. (2001), *Economie de l'environnement*, Amphi Economie, Bréal, Paris.

⁴⁷ COASE R.H. (1937), op. cit.

est un moyen d'éviter le phénomène du passager clandestin ou le dilemme du prisonnier et de revenir à la structure d'incitation optimale des marchés privés⁴⁸. L'analyse précédente est également applicable aux biens collectifs mondiaux.

II – Les enjeux de la gestion du paysage : bien collectif mixte et externalité

Les différentes mesures mises en œuvre au niveau français, au titre de la protection du paysage sont un exemple de politique mixte où sont combinées réglementation, incitation économique et contrat (CTE). Cette multiplication des interventions a été graduelle et concomitante à la prise de conscience du caractère global du projet. La coordination des usages s'opère selon des modalités qui relèvent de logiques spécifiques dont la compréhension nécessite de revenir sur le débat théorique à propos de l'opportunité respective de l'intervention publique et de la coordination décentralisée collective en matière d'internalisation des externalités positives.

La présence d'externalités, comme l'existence de biens publics, constitue une défaillance du marché : les hypothèses de base des deux théorèmes de l'économie du bien-être ne sont pas respectées et l'on ne peut s'en remettre à l'équilibre concurrentiel pour atteindre l'optimum au sens de Pareto. En effet, les prix ne représentent pas les conséquences positives ou négatives des actions d'un ou de plusieurs agents économiques – producteurs et consommateurs – sur le bien-être d'un ou de plusieurs autres agents économiques. A. C. Pigou (1952)⁴⁹ a mis en lumière ce résultat et en a déduit le concept d'effet externe, source d'une divergence entre le coût marginal privé et le coût marginal social d'une action. Mais il ne s'est pas arrêté à ce simple constat et il montre que l'intervention de l'Etat est alors nécessaire pour restaurer l'optimalité des décisions décentralisées. La puissance publique peut alors recourir à des systèmes de taxes, mais également à d'autres instruments économiques, voire à des instruments réglementaires. Il s'agit de déterminer sur la base des différents travaux théoriques, issus de la pensée pigouvienne, le mode d'intervention le plus efficace⁵⁰. L'existence de problèmes liés à l'asymétrie d'information entre l'Etat et les producteurs de

⁴⁸ KAUL I., GRUNBERG I., STERN M.A. (2002), op. cit.

⁴⁹ PIGOU A. C. (1952), *The Economics of Welfare*, London, MacMillan (publication de la quatrième édition datant de 1932).

⁵⁰ BOHM P., RUSSEL C. S. (1985), "Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments", in KNEESE A. V., SWEENEY J. L. (eds.), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, Vol. I, Amsterdam, North Holland.

l'aménité paysagère et la mise en évidence des coûts qui sont liés, nous amène à faire appel aux enseignements de la théorie des incitations.

Mais ces coûts ne sont pas uniques : il existe également des coûts de transaction qui traduisent la présence de coûts spécifiques dus aux tentatives de coordination de l'intervention publique. Ces coûts de coordination « *comprennent non seulement les coûts directs de collecte et de transmission de l'information, mais aussi les coûts associés aux délais de communication et au temps nécessaire à la prise de décision* » (Milgrom et Roberts, 1997)⁵¹. La prise en compte de ces coûts de transaction dans l'analyse des externalités, et plus généralement dans l'analyse du fonctionnement du marché a été l'une des contributions essentielles de R. H. Coase (1937)⁵². Ses travaux ne se limitent pas au théorème de Coase qui énonce que si les droits de propriété sont bien définis et si les coûts de transaction sont nuls, les agents corrigent spontanément les externalités. R. H. Coase (1960)⁵³ s'est attaché avant tout à proposer une critique de la pensée pigouvienne⁵⁴. En effet, la présence d'externalités de nature réciproque autorise les agents concernés à négocier des compensations. Cette alternative repose sur une définition précise des droits de propriété sur l'actif environnemental concerné. Or, certaines ressources comme le paysage étant difficilement appropriables privativement (notion de res communis), il est possible de recourir au régime de propriété commune et au type de coordination décentralisée qui le caractérise.

Dans un premier point, nous montrerons que si l'intervention de l'Etat apparaît comme un présupposé, son application pratique suscite des interrogations concernant la manière de coordonner efficacement les usages dans un contexte d'imperfection de l'information. La théorie des incitations apporte des éléments de réponse. Mais ce problème d'information reste central chez R. H. Coase au travers de la mise en évidence de l'importance des coûts de transaction dans la mise en œuvre de la solution du réaménagement des droits par un arrangement privé. La redéfinition des droits de propriété amène à envisager la solution d'une appropriation communautaire (propriété commune), basée sur un mode de coordination

⁵¹ MILGROM P., ROBERTS J. (1997), *Economie, organisation et management*, Ouvertures Economiques – Balises, p. 41.

⁵² COASE R. H. (1937), "The nature of the firm", *Economica*, 4, pp. 386-405.

⁵³ COASE R. H. (1960), "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*, 1, pp 1-44.

⁵⁴ DEMSETZ H. (1996), "The Core Disagreement between Pigou, the profession, and Coase in the analyses of the Externality Question", *European Journal of Political Economy*, Vol. 12, pp. 565-579.

décentralisé, et qui peut permettre de procurer des solutions en matière de gestion d'un bien public mixte comme le paysage.

A – Nécessité de l'intervention de l'Etat : réallocation ou redistribution des ressources ?

La justification de l'intervention publique pour contrôler les phénomènes d'effets externes résulte du fait que les récepteurs de l'externalité paysagère disposent du droit à jouir d'un niveau minimal de qualité de cet actif. Il s'agit alors de définir ce niveau de qualité de même que les modalités permettant d'y parvenir. Si la nécessité de l'intervention de l'Etat apparaît comme un présupposé, la question du choix des instruments reste au cœur du débat : quelle forme d'action centralisée présente une supériorité en terme d'efficacité ? Il s'agit de déterminer le système le plus efficient. Il faut alors modifier le système d'incitations de manière à ce que les agriculteurs trouvent attractif de contribuer à la production du paysage. Dans une situation de marchandisation croissante, ces externalités positives sont menacées de disparition et avec elles les biens dont bénéficient les récepteurs. Pour ces agents qui les recevaient gratuitement, il peut être préférable de contribuer financièrement à leur production plutôt que de les voir disparaître. En outre, ce problème de choix doit prendre en compte les problèmes informationnels auxquels fait face le régulateur. Cette reconnaissance entraîne une autre interrogation : comment remédier aux effets négatifs de l'asymétrie d'information sur le bien-être ? La réponse à cette question peut prendre deux formes : soit la mise en œuvre d'une démarche itérative (Baumol, 1972 ; Baumol et Oates, 1988)⁵⁵, soit l'application d'un système « pénalité/subvention » (Roberts et Spence, 1976)⁵⁶. C'est dans ce cadre que peut intervenir la théorie des incitations qui étudie la communication entre régulateur et régulés. En fonction des caractéristiques des agents concernés, l'intervention publique pourra être différente dans le cadre de la définition de mécanismes incitatifs contractuels.

1 – Un problème de choix d'instruments

⁵⁵ BAUMOL W. J. (1972), "On taxation and the control of the externalities", *American Economic Review*, 62 (3), june, pp. 307-322 ; BAUMOL W. J., OATES W. E. (1988), *The theory of environmental policy*, Cambridge, Cambridge University Press.

⁵⁶ ROBERTS M. J., SPENCE M. (1976), "Effluent charges and licences under uncertainty", *Journal of Public Economics*, 5, pp. 193-208.

La plupart des travaux étudiant les moyens d'internalisation des effets externes se situe dans le prolongement de la pensée pigouvienne. S'il n'est plus besoin de justifier la nécessité de l'intervention de l'Etat, il faut par contre réfléchir sur le problème du choix de l'instrument le plus adapté au paysage : réglementation et instruments économiques à la disposition de la puissance publique. Un critère de sélection comme celui de la « solution au moindre coût » n'apparaît pas satisfaisant. Une autre voie est ouverte avec la prise en compte des problèmes informationnels du régulateur qui permettent des progrès importants quant à la question du choix et le développement de moyens visant à limiter les effets négatifs de ce déficit informationnel. Cette question n'est d'ailleurs pas nouvelle et A. C. Pigou y fait explicitement référence. Dans un premier temps, nous allons présenter la doctrine pigouvienne et les différents instruments à la disposition de la puissance publique. Puis, nous étudions les conséquences de l'asymétrie d'information sur la question du choix de l'instrument.

a – La doctrine pigouvienne

En publiant en 1920, « The Economics of Welfare », A.C. Pigou fonde le concept d'externalité qui traduit les coûts et les désavantages que l'activité d'un agent économique impose à un autre, en l'absence de toute compensation financière, de tout échange marchand. La présence de ces effets externes engendre des situations non optimales et une divergence entre le coût privé et le coût social. Seuls les coûts privés sont reflétés par le marché et ne donnent pas une vision juste du bien-être social : *« C'est un paradoxe aussi que la fréquente profanation des beautés naturelles par les travaux miniers ou par l'impertinence des panneaux publicitaires ne puisse, selon notre définition, affecter le dividende national, tandis qu'il n'en irait point de même s'il avait été possible, comme en certains cas exceptionnels, de rendre payant le spectacle d'un paysage »*⁵⁷.

Afin de remédier à ces « défaillances du marché » (market failures), A.C. Pigou prône l'intervention de l'Etat par l'intermédiaire d'une législation, de taxes et de subventions, afin de rétablir l'égalité entre le coût marginal privé et le coût marginal social. Pour rétablir l'optimum, la solution pigouvienne standard suppose que le montant de la taxe (subvention) par unité exigible auprès de l'activité génératrice de l'externalité, soit égale au dommage

⁵⁷ PIGOU A.C. (1952), op. cit.

(bénéfice) marginal externe (Baumol, 1972 ; Baumol et Oates, 1988, p 55)⁵⁸. Grâce à cette procédure, l'externalité est monétarisée et comptabilisée : elle est intégrée à la sphère économique. On parle alors d'internalisation des effets externes, c'est-à-dire que les problèmes d'environnement sont intégrés dans la sphère économique. Ces solutions de taxe et de subvention ne sont pas les seules envisagées par A.C. Pigou puisqu'il examine également la possibilité d'une action réglementaire. Il n'envisage pas l'existence de relations contractuelles entre les agents, ni même la possibilité de résoudre ces « défaillances » par la négociation. H. Demsetz (1996)⁵⁹ précise que cette négligence résulte d'une croyance absolue en l'efficacité de l'intervention publique. Cette solution suppose des coûts de mise en œuvre nuls ou du moins non déterminants.

Le rôle de l'Etat est considéré comme primordial, et les différentes solutions envisagées sont organisées dans cette tradition. Il reste à déterminer le mode d'intervention de l'Etat le plus efficace. Le choix doit s'opérer entre les instruments réglementaires et les instruments économiques. Ces grandes catégories regroupent plusieurs possibilités que nous allons détailler pour mieux en appréhender les caractéristiques et les possibilités d'application dans le cas du paysage.

b – Les différents instruments des politiques d'environnement

(i) **Les instruments réglementaires** s'inscrivent « dans un cadre législatif et réglementaire qui fixe les objectifs, les principes généraux, les procédures et instruments d'application » (Barde, 1992, p227)⁶⁰. Ces politiques mettent en place des objectifs de qualité environnementale ou des normes de qualité. Le non-respect de la réglementation établie est sanctionné pénalement au même titre que toute règle juridique d'ordre public. L'Etat doit alors disposer d'un système de contrôle.

Cette voie réglementaire est particulièrement importante en France. Ces instruments réglementaires comprennent les normes, autorisations, interdictions, réglementations, systèmes d'alerte, plans d'occupations des sols, mesures de zonage et d'aménagement du territoire. Dans le domaine du paysage, il existe déjà un certain nombre de lois concernant la

⁵⁸ BAUMOL W.J. (1972), op. cit ; BAUMOL W.J., OATES W.E. (1988), op. cit.

⁵⁹ DEMSETZ H. (1996), op. cit.

⁶⁰ BARDE J.P. (1992), *Economie et Politique de l'Environnement*, Presses Universitaires de France.

protection des monuments historiques, des sites naturels, la création de parcs nationaux, de parcs régionaux... Parmi ces mesures, on retrouve les plans d'occupations des sols, les mesures de zonage et d'aménagement du territoire qui sont directement liés à la gestion paysagère. Enfin, dans le cadre des contrats proposés aux agriculteurs, des normes (ou objectifs) de qualité définissant des critères de qualité auxquels doivent correspondre les paysages, peuvent être imposées, de même que des normes de procédé précisant les procédés de production. On prônera dans certaines régions, un élevage extensif de manière à entretenir le paysage. Cette norme correspond à une obligation de moyen et peut être plus ou moins contraignante.

Ces normes sont déterminées sur la base de plusieurs critères environnementaux, économiques, technologiques et politiques. Les critères environnementaux constituent l'ensemble des considérations qui sont directement liées à l'objectif de protection de la santé et du bien-être. Ces critères pluridisciplinaires font appel à la fois à des biologistes, des écologues, des médecins... qui définissent des limites au-delà desquelles la détérioration de l'environnement met en danger la santé, le bien-être, la sécurité ou le développement économique. On se doit de déterminer les effets des polluants sur l'homme et les autres organismes vivants qui impose de connaître la fonction dose-réponse⁶¹, le niveau de risque acceptable, les phénomènes cumulatifs et les effets retard, ainsi que les effets écologiques irréversibles. Ces derniers tels que la destruction de sites, écosystèmes ou espèces naturelles, peuvent conduire à l'application du « principe de précaution » et nous ramènent à la question de la prise en compte des générations futures, de l'évaluation, de la conservation et de la transmission du « capital naturel » (Barde, p232)⁶², point que nous développerons dans le chapitre 2. Les critères économiques reposent sur la nécessité de fixer la norme à un niveau représentatif d'une situation où l'égalité entre le coût marginal de protection du paysage et le coût marginal social est constatée. Si par exemple, la norme est fixée à un niveau supérieur à ce point d'équilibre, il est alors probable que la société surestime le dommage. Dès lors, une norme scientifiquement idéale peut conduire à un non-sens économique. Les normes de procédés sont établies sur la base de critères technologiques qui déterminent leur nature technique. En effet, ces normes peuvent concerner une technologie existante et facilement

⁶¹ La fonction dose-réponse joue un rôle fondamental dans l'évaluation des impacts puisqu'elle permet de passer des doses de polluants reçues par le récepteur aux dommages exprimés en termes physiques (pertes de récoltes, crises d'asthme, mort prématurée...).

⁶² BARDE J.P. (1992), op. cit.

transposable (« current available technology »), la technologie la plus performante et également transposable (« best available technology ») ou à une technologie expérimentale (« experimental standard approach »).

(ii) **Les instruments économiques** regroupent les mesures qui ont pour objectif d'influencer le comportement des agents responsables de l'externalité positive (paysage) ou négative (pollution), de sorte que leur système de production soit favorable à une amélioration de la qualité environnementale. Dans ce cas, les agents sont libres de réagir aux incitations de la façon qu'ils jugent préférable. On trouve dans cette catégorie : les taxes, les subventions ou les aides financières.

La taxe pigouvienne conduit, lors de son application, les producteurs de l'aménité à tenir compte de l'ensemble des coûts occasionnés par leur activité. Lorsque l'Etat ne connaît pas précisément le dommage marginal social, on parle de « taxe efficace ». Il suffit de faire payer une taxe à l'émetteur de l'externalité négative qui correspond à la différence entre le coût social et le coût privé. La détermination de l'assiette de la taxe ou de la redevance ne va pas sans poser problème et soulève le problème de l'évaluation du paysage⁶³. En effet, pour obtenir le résultat souhaité, c'est-à-dire la réalisation de l'optimum, la taxe doit être optimale, c'est-à-dire équivalente au dommage social marginal, ce qui suppose que l'on puisse évaluer ce dommage en termes physiques et monétaires. Si l'on raisonne en terme d'équilibre général, la taxation implique que tous les pollueurs paient une taxe égale au dommage social marginal engendré par une unité supplémentaire de production et de consommation. A l'optimum, le taux de cette taxe uniforme est égal au coût marginal de dépollution. En présence d'externalités positives, une politique de subventions découlerait du même raisonnement. Ces taxes sont donc basées sur les quantités et la nature des polluants, lorsqu'il est possible de les mesurer. Dans le cas contraire, la taxe est assise sur un produit dont l'usage, la production et la destruction sont polluants. Ces taxes vont être perçues sur le produit lui-même ou sur certaines caractéristiques du produit.

En ce qui concerne les agriculteurs, ceux-ci sont rarement voire pas du tout taxés pour leurs mauvaises pratiques défavorables à l'environnement. Pourtant, il pourrait être envisageable de les taxer en cas de pratiques nuisibles au paysage (arrachage de haies,

⁶³ Nous procéderons à l'évaluation du paysage du Plateau de Millevaches dans la seconde partie après avoir étudié les différentes méthodes d'évaluation disponibles.

assèchement de marais...), même si la détermination de l'assiette de la taxe serait alors difficile. En revanche, on peut considérer que le droit d'entrée demandé aux clients d'un parc national, comme aux Etats-Unis par exemple, correspond à une taxe sur les agents susceptibles de générer une pollution ou une dégradation du paysage.

Les subventions ou aides financières sont destinées à inciter les producteurs à modifier leur comportement et à les aider à respecter la réglementation. En effet, il se peut que l'avantage social soit supérieur à l'avantage privé. Si rien n'est fait, le producteur peut cesser de produire un bien dont l'avantage privé qu'il en retire est insuffisant face à son coût privé : la production est sous-optimale et il conviendra de la subventionner pour qu'il augmente sa production jusqu'à l'optimum social. L'agriculteur qui entretient la montagne et le paysage qu'elle offre peut cesser de produire si la valorisation de ses produits d'élevage ne couvre pas les frais qu'il engage dans l'activité. Une telle cessation diminuerait la satisfaction des consommateurs de paysage. Il convient donc de subventionner l'agriculteur, le montant de la subvention doit correspondre à la différence de valeur attachée au paysage entretenu relativement à celle du paysage abandonné. Le problème de l'évaluation du paysage est encore au centre de ces questions. Nous verrons dans le second chapitre que la politique agricole française et européenne s'appuie essentiellement sur ce type d'instrument.

Face aux problèmes de dégradation de l'environnement et du paysage, l'Etat dispose de plusieurs types d'outils, soit de nature économique, soit de nature réglementaire. Le problème réside alors dans le choix de l'instrument. Plusieurs critères ont été proposés (Barde, 1992)⁶⁴ parmi lesquels le critère de l'efficacité économique. Il aboutit au résultat traditionnel de la supériorité des instruments économiques sur les instruments réglementaires.

c – La régulation au moindre coût

Le critère d'efficacité économique indique qu'un instrument permet d'atteindre l'objectif fixé par les politiques au moindre coût global pour la collectivité. Un certain nombre d'évaluations empiriques ont comparé les coûts de réalisation d'un objectif donné par la méthode réglementaire et par la méthode de la taxe⁶⁵. Ce résultat peut être établi dans le cadre

⁶⁴ Une analyse des différents critères de sélection est proposée par J.-P. BARDE (1992), op. cit., pp 254-260.

⁶⁵ TIETENBERG T.H. (1985), *Emissions Trading*, Resources for the Future, Washington.

de la comparaison de l'imposition d'une taxe en cas de non-réalisation des objectifs paysagers et d'une norme fixant des obligations en matière de paysage⁶⁶.

Soit n agriculteurs ayant une action de production du paysage. L'Etat souhaite limiter les effets négatifs de leur activité sur le paysage et fixer des objectifs de qualité de l'actif Q tel que :

$$Q = \sum_{i=1}^n q_i \quad \text{où } q_i \text{ est la quantité de paysage produite par l'agriculteur } i$$

(nombre d'hectares entretenus, longueur de haies plantée...)

Chaque agriculteur a une fonction de coût marginal de production Cme_i spécifique. Supposons alors que, pour $n = 3$, $Cme_1 < Cme_2 < Cme_3$ (figure).

Si l'Etat décide d'imposer une taxe uniforme t pour atteindre l'objectif de qualité paysagère Q , on constate à partir du graphique suivant que le niveau de production du paysage est défini par l'égalité entre le taux de la taxe et le coût marginal de production individuelle. Dès lors, on observe que la taxe permet de tenir compte des différences de capacité dans l'activité de production du paysage d'un agriculteur à l'autre. En effet, l'agriculteur 1 va réaliser un objectif q_1 plus important que celui du second agriculteur q_2 , ce dernier étant lui-même plus fort que celui de la firme 3.

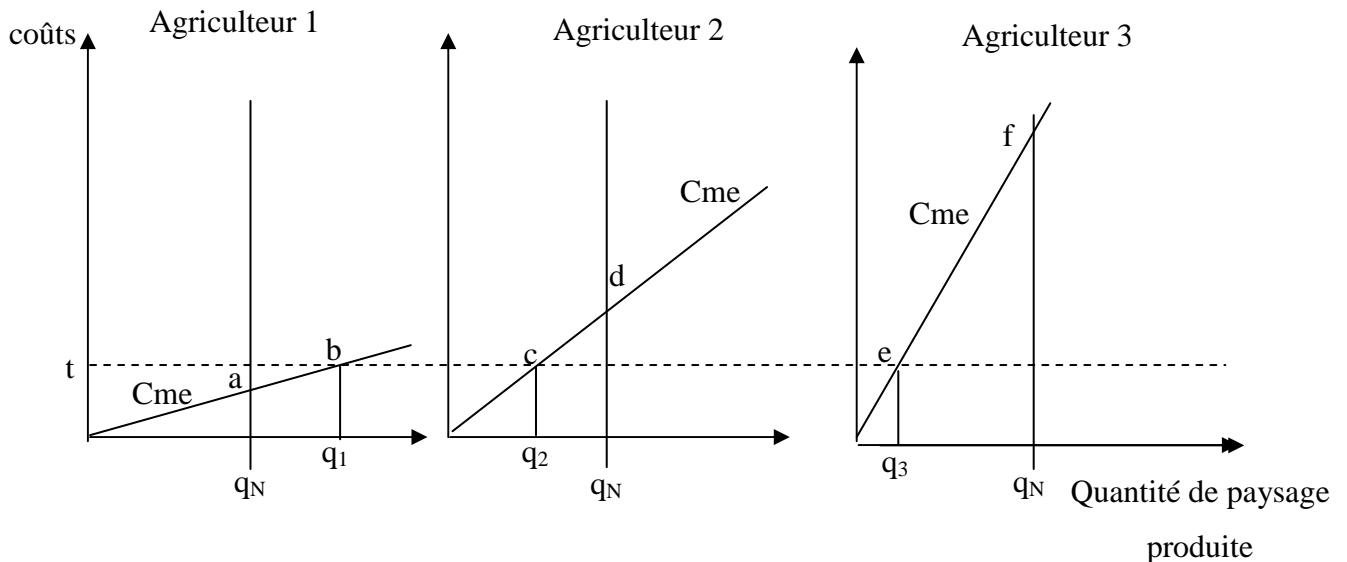


Figure 1 : Comparaison de l'efficacité d'une taxe et d'une norme uniforme

⁶⁶ BARDE J. P. (1992), op. cit.

Si l'on considère maintenant une norme fixant des objectifs de qualité paysagère. La mise en œuvre de cet instrument réglementaire contraint chaque agriculteur à respecter des contraintes de production du paysage représentées par q_N telle que :

$$Q = n \times q_N$$

Les agriculteurs sont soumis à la même norme uniforme sans qu'il soit tenu compte des différences d'efficacité pouvant exister en matière de production du paysage. Les agriculteurs ne sont pas tous capables de mettre en œuvre certaines techniques favorables au paysage. Cette particularité devient une limite lorsque les agriculteurs n'ont pas la même fonction de coût de production du paysage. Le graphique permet de confirmer ce résultat. La mise en place de la norme q_N implique un coût de production du paysage plus important. Le gain réalisé lorsque la taxe est égalisée aux coûts marginaux de production paysagère des trois agriculteurs est égal à la somme ($q_3efq_N + q_2cdq_N + q_1baq_N$).

Si les taxes semblent présenter un avantage par rapport aux normes en terme de coût, cette conclusion peut être remise en cause. Une norme individualisée permet également d'atteindre l'objectif fixé au moindre coût. En situation d'information parfaite, les mesures économiques ne sont pas nécessairement supérieures aux mesures réglementaires. Il convient donc d'étudier le choix de l'instrument en situation d'incertitude comme l'ont fait certains auteurs comme M.L. Weitzman (1974)⁶⁷. Ce débat se situe dans la continuité de la pensée de A.C. Pigou puisqu'il a évoqué explicitement le problème de mise en œuvre des instruments de l'action publique.

2 – Le problème d'asymétrie de l'information

S'il apparaît nécessaire d'analyser la problématique du choix de l'instrument en présence d'incertitude, il est utile de rappeler auparavant que A.C. Pigou avait lui-même conscience de l'aptitude limitée de l'Etat à rétablir l'optimum social.

a – Les limites de la régulation administrative par A.C. Pigou

L'intervention de l'Etat apparaît comme une nécessité en présence des effets externes. Toutefois ce résultat établi par A.C. Pigou (1952) suppose que les autorités publiques

⁶⁷ WEITZMAN M.L. (1974), "Prices vs quantities", *The Review of Economic Studies*, 41, pp 477-491.

responsables de l'application des instruments d'internalisation des externalités ne sont confrontées à aucune friction. L'aspect peu réaliste de la situation a été souligné par H. Demsetz (1996, p 569)⁶⁸. Dans son ouvrage *The Economic of Welfare*, qui en reprenant les termes coasiens, indique que dans le cas d'un contrat, les obstacles à la transaction « *sont présents à un degré suffisant pour occasionner une divergence entre coût privé et coût social* »⁶⁹.

En effet, A.C. Pigou explique que l'écart entre le coût marginal social et le coût marginal privé peut être provoqué par les divergences d'intérêt pouvant survenir dans le cas d'une relation contractuelle. A.C. Pigou donne l'exemple d'un contrat entre un propriétaire terrien et le gérant du bien, « *dans lequel rien n'est spécifié concernant le terme du bail* »⁷⁰. Le gérant ne sera incité à faire des efforts que pour la durée de la location. Puis vers la fin du contrat, il peut surexploiter la terre pour en tirer un profit maximum, au risque de diminuer le rendement futur. Si A.C. Pigou recommande l'intervention publique pour encadrer la relation, il reconnaît également que cette détérioration peut être en partie corrigée par une modification bilatérale des termes du contrat⁷¹. Il envisage dans ce cas la mise en œuvre de pénalités à l'encontre de l'exploitant (Pigou, 1952, p177)⁷².

Toutefois, A.C. Pigou montre que ces négociations peuvent également être entachées d'imperfections, qui rendent impossible la convergence des intérêts entre les deux parties, et donc l'égalité entre le coût marginal social et le coût marginal privé. Il cite par exemple le problème suivant (Pigou, 1952, p181)⁷³ :

« [...] *la capacité des propriétaires à s'abstenir d'utiliser son pouvoir économique à son propre avantage, quand cela lui est permis par la loi, ne peut être toujours supposée.* »

A.C. Pigou semble reconnaître la capacité qu'a un agent économique d'influer sur la relation dans un sens servant ses intérêts personnels. Ces imperfections peuvent exister dans

⁶⁸ DEMSETZ H. (1996), op. cit.

⁶⁹ DEMSETZ H. (1996), op. cit.

⁷⁰ PIGOU A.C. (1952), op. cit., p 175.

⁷¹ PIGOU A.C. (1952), op. cit., Note de bas de page pp. 176-177.

⁷² PIGOU A.C. (1952), op. cit., p. 177.

⁷³ PIGOU A.C. (1952), op. cit., p. 181.

d'autres situations comme le montre A.C. Pigou dans un autre chapitre de son ouvrage, par exemple dans le cas de certains biens monopolistiques (Skou Andersen, 1994)⁷⁴.

A.C. Pigou a lui-même mis en avant les limites des capacités de la puissance publique pour internaliser les effets externes. La principale difficulté concerne le déficit informationnel auquel sont confrontées les instances administratives et politiques. On ne peut pas alors conclure à la supériorité de l'action publique sur d'autres systèmes de correction des externalités. R.H. Coase va proposer une solution alternative plus satisfaisante.

b – La problématique du choix de l'instrument en situation d'incertitude

En situation d'information parfaite, M.L. Weitzman (1974)⁷⁵ souligne l'équivalence en termes d'efficacité de la norme différenciée et de la taxe uniforme. Mais, lorsque l'Etat n'est pas en mesure d'établir précisément le montant de la taxe et de la norme individualisée, cette équivalence de l'instrument « prix » et de l'instrument « quantité » est-elle toujours constatée ?

M.L. Weitzman montre que l'utilisation de ces instruments réclame la mobilisation d'une grande quantité d'information. Il semble qu'une part d'incertitude persiste sur le niveau d'optimalité de la décision. L'auteur analyse les effets de l'incertitude dans le cas de la taxe et de la norme, et donc ses conséquences sur le choix de l'instrument. Dans cette hypothèse, il a démontré que le choix des variables de contrôle, prix ou quantités, taxe ou norme⁷⁶, dépendait des pentes relatives des fonctions de coûts, c'est-à-dire des caractéristiques des entreprises et de la fonction de dommage. Les normes sont préférées aux taxes si la pente (en valeur absolue) de la courbe de dommage marginal est plus importante que celle du coût marginal de réduction des rejets (des effets néfastes de l'agriculture sur le paysage, par exemple). L'analyse de M.L. Weitzman a également été reprise et complétée par W.J. Baumol et W.E. Oates (1988)⁷⁷ qui comparent deux types d'instruments : instrument par les « prix » et instrument par les « quantités ».

⁷⁴ SKOU ANDERSEN M. (1994), *Governance by green taxes : making pollution prevention pay*, Manchester University Press.

⁷⁵ WEITZMAN M.L. (1974), op. cit.

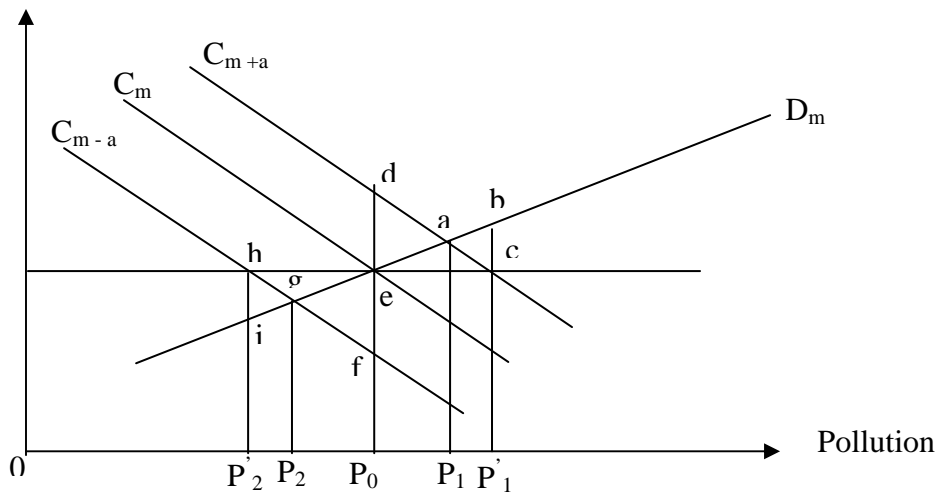
⁷⁶ PIGOU A.C. (1952), idem.

⁷⁷ BAUMOL W.J., OATES W.E. (1988), op. cit.

L'incertitude engendre la même perte de surplus social (perte de bien-être pour la société) quelle que soit la régulation choisie, par les prix ou par les quantités, dans l'hypothèse où l'on ne connaît pas avec précision le dommage marginal mais où le coût marginal de dépollution est certain. Cette ambiguïté empêche les politiques d'environnement d'être optimales mais les deux modes de régulation sont équivalents sur le plan de l'efficacité environnementale. La diminution de la pollution ne dépend que du coût marginal de dépollution qui est parfaitement connu.

Supposons maintenant que l'incertitude porte sur les fonctions de coûts de dépollution. Une forte asymétrie d'information existe entre le décideur et les entreprises, qui n'ont pas intérêt à révéler une information correcte. Dans cette hypothèse, comme dans la précédente, les politiques ne peuvent pas être optimales, mais cette fois les deux modes de régulation ne sont pas équivalents.

Coûts et dommages marginaux



Source : VALLEE A. (2002)⁷⁸

Figure 2 : Pollution et coûts et dommages marginaux

Les trois probabilités existantes sont représentées par les fonctions C_m , C_{m+a} , C_{m-a} . Selon le même raisonnement que précédemment, le décideur fixe l'objectif au point d'égalisation de D_m et de C_m , en e correspondant au niveau de pollution P_0 . OP_0 est le plafond d'émission s'il choisit la régulation par les quantités, O_t est le taux de taxation requis

⁷⁸ VALLEE A. (2002), *Economie de l'environnement*, Editions du Seuil, Paris, p. 124.

pour obtenir le niveau de dépollution souhaité ex ante, les coûts marginaux de dépollution étant incertains. Les conséquences de ces décisions peuvent être évaluées ex post.

Si les coûts ont été sous-estimés et s'avèrent être C_{m+a} , les pollueurs ajustent leur comportement, quel que soit le mode de régulation, en fonction de leurs coûts de dépollution effectifs qu'ils sont seuls à connaître. La souplesse de l'instrument économique s'oppose ici à la rigidité de la norme d'émission et leur impact sur les comportements est différent. En effet, l'optimum social correspond, non pas à P_0 mais à P_1 , niveau de pollution égalisant le dommage marginal et le coût marginal C_{m+a} . Si le plafond d'émission OP_0 a été imposé, les pollueurs sont tenus de le respecter. Ils fournissent donc un effort de dépollution excessif par rapport à ce qui serait souhaitable et il en résulte une perte d'efficacité représentée par la surface eda . Si la taxe Ot a été mise en œuvre, les pollueurs vont dépolluer jusqu'au point d'égalisation du taux de taxation avec le coût marginal de dépollution réel ; c'est le point c correspondant au niveau de pollution P'_1 . Cet effort de dépollution est insuffisant par rapport à celui qui serait souhaitable : P_1 . La perte d'efficacité est représentée par la surface abc .

Si le coût marginal de dépollution a été surestimé et qu'il est en réalité C_{m-a} , les résultats sont inversés. L'optimum se trouve en P_2 . En cas de régulation par les quantités, les pollueurs ne dépollueront que jusqu'en P_0 , respectant ainsi la norme d'émission, mais ce niveau de dépollution est insuffisant par rapport à ce qui serait souhaitable. La perte d'efficacité est représentée par la surface efg . En cas de régulation par les prix, les pollueurs dépollueront jusqu'au point d'égalisation du taux Ot avec leur coût de dépollution réel, en h , correspondant au niveau de pollution OP'_2 . L'effort de dépollution est excessif par rapport à ce qui serait souhaitable, la perte d'efficacité est représentée par la surface hgi .

Ce raisonnement appelle deux conclusions. Dans l'hypothèse de surestimation des coûts de dépollution, la régulation par les quantités est plus favorable aux pollueurs alors que c'est la régulation par les prix qui l'est si les coûts sont sous-estimés. La préférence des pollueurs pour le premier mode de régulation s'explique peut être en partie par ce résultat si la surestimation des coûts est effectivement plus fréquente dans la réalité.

Sur le graphique, étant donné l'évolution des fonctions de dommages et de coûts, la taxe apparaît préférable à la norme d'émission puisque cet instrument, bien qu'imparfait, engendre des pertes de bien-être – probables en cas d'incertitude – inférieures à celles

engendrées par la norme : $(abc + hgi)$ au lieu de $(eda + efg)$. En fait, cette conclusion n'est pas généralisable. On voit très clairement sur le graphique qu'elle varie avec la position relative des fonctions de dommage marginal et de coût marginal. Or les pentes relatives de ces fonctions expriment les taux de croissance des coûts de la pollution et de la dépollution.

Cette analyse conduit donc à relativiser les qualités respectives des deux modes de régulation. L'absence d'informations sur les pentes relatives des deux fonctions ne permet pas au décideur de trancher en faveur de l'un ou l'autre des instruments. Dans cette analyse, la relation entre l'Etat et les agents pollueurs (ou producteurs de l'externalité positive) est considérée comme une boîte noire. Certains auteurs ont proposé des solutions permettant de limiter le problème de collecte de l'information.

3 – Des solutions à l'incertitude informationnelle des autorités publiques

L'incertitude du régulateur influe sur le choix des instruments. Il faut donc envisager des solutions permettant de résoudre ce problème informationnel. Nous allons distinguer deux grandes catégories : la première regroupe l'approche « standards and charges »⁷⁹ qui a pour objectif de limiter le besoin en information, et conduit à envisager la combinaison de différents instruments ; la seconde catégorie fait appel à la théorie des incitations.

a – La combinaison des instruments

La première solution proposée repose sur une procédure de tâtonnement concernant le niveau de la taxe. Cette approche, connue sous le nom de « standards and charges », tend à réduire le besoin en information. Dans cette procédure, W.J. Baumol et W.E. Oates (1988) proposent que la taxe soit ajustée dans le temps de manière à atteindre l'objectif environnemental fixé. Cette solution est reconnue comme une solution de second rang où il n'est plus fait référence au bénéfice marginal social – ou dommage marginal social. Les auteurs en proposent plusieurs explications.

Ces auteurs constatent que malgré les progrès de l'évaluation des actifs naturels, la diversité des situations ainsi que l'identification des acteurs concernés constituent des

⁷⁹ BAUMOL W.J. (1972), op. cit.; BAUMOL W.J., OATES W.E. (1988), op. cit., chapitre 11

obstacles insurmontables pour la construction de données fiables et exhaustives sur les coûts marginaux externes ; de même certains dommages sont difficiles à évaluer, notamment les dommages esthétiques concernant le paysage⁸⁰. La deuxième justification complète la première. Elle concerne les difficultés inhérentes à l'exercice d'évaluation d'un dommage actuel qui rendent l'estimation de celui qui dominerait à l'optimalité quasiment impossible. Cette difficulté est particulièrement importante dans le domaine du paysage où il est compliqué de déterminer un seuil de dégradation acceptable. Or, cette appréciation apparaît pourtant nécessaire pour la fixation du niveau optimal de la taxe. Enfin, des remarques précédentes découlent celle concernant « *l'impossibilité d'améliorer la connaissance des dommages marginaux sociaux dans le temps par l'usage d'une procédure de tâtonnement* »⁸¹.

Cette approche repose sur la combinaison de normes environnementales et de taxes. Les normes sont déterminées à partir de différents critères que nous avons précisés précédemment. L'utilisation de la taxe doit permettre d'atteindre les objectifs fixés par le décideur public. En effet, différents taux pour la taxe sont appliqués et les erreurs d'appréciation sont corrigées par l'observation du niveau de pollution consécutif.

Cette démarche confère un avantage à la taxe sur la norme individualisée. En effet, l'emploi de normes différenciées requiert une connaissance précise des coûts marginaux de dépollution dont le décideur devra disposer. Cette information technique suppose une communication intense et renouvelée entre les régulateurs et les agents émetteurs de l'externalité négative. Cette procédure dite de second rang présente une utilité pratique certaine, mais soulève également des questions concernant la manière selon laquelle un système de taxe/subvention peut être appliqué conjointement à la réglementation appliquée en France et en Europe. Nous abordons ce point au chapitre suivant. En outre, l'application d'une procédure itérative ne va pas sans poser de problèmes. Les instances administratives en charge de l'application des mesures environnementales peuvent-elles procéder par approximations successives pour atteindre le niveau optimal de la taxe ?

Les difficultés pratiques soulevées par une telle démarche existent. « *La mise en place d'une technique de lutte contre la pollution nécessite en général des investissements et une*

⁸⁰ Nous procéderons dans la deuxième partie à l'évaluation du paysage du Plateau de Millevaches en Limousin, à l'aide de la Méthode d'Evaluation Contingente.

⁸¹ BAUMOL W.J., OATES W.E. (1988), op. cit., chapitre 11.

réorganisation de la production qui exigent une planification et des temps de réaction » (Barde, 1992, p 269)⁸². Une telle procédure itérative implique que les producteurs possèdent une certaine flexibilité technique et financière. Dans le cadre d'un processus de contrôle de la pollution, les investissements nécessaires seront non seulement mis en œuvre sur plusieurs années mais également pour une large part irréversible. Or, les possibilités de réponse des entreprises à ces nouvelles impulsions seront fortement conditionnées par les investissements passés. Une procédure de tâtonnement apparaît difficilement envisageable.

Ces difficultés ont conduit M.J. Roberts et M. Spence (1976)⁸³ à proposer un nouvel outil de manière à éliminer l'asymétrie d'information entre le régulateur et les pollueurs, associant simultanément les permis négociables et un système de taxe-subsidation. Ce système mixte associé à la fois un instrument-prix et un instrument-quantité, il n'est plus utile d'avoir à choisir entre les deux modes de régulation. Les auteurs se placent dans une problématique de correction des conséquences négatives de l'asymétrie informationnelle dans laquelle l'Etat cherche à augmenter le bien-être social en minimisant la somme des dommages et des coûts de dépollution.

Ce système combiné prendrait la forme suivante : le décideur émet une certaine quantité de permis négociables correspondant au plafond d'émission. Mais les pollueurs peuvent émettre un nombre d'unités de pollution supérieur au nombre de droits qu'ils possèdent à condition de payer une taxe unitaire sur les unités supplémentaires. S'ils n'utilisent pas la totalité de leurs permis, ils perçoivent une subvention ou prime pour chaque unité de pollution non émise. Il en résulte que si les coûts de dépollution ont été surestimés lors de la détermination du plafond d'émission, la prime unitaire de dépollution fournit une incitation à faire mieux que la norme. Et inversement, si ces coûts ont été sous-estimés, les pollueurs peuvent échapper à une norme trop rigide en polluant contre paiement d'une taxe.

La combinaison d'instruments peut donc limiter les conséquences néfastes des comportements stratégiques des pollueurs engendrés par l'asymétrie d'information. Le reproche pouvant être adressé à l'analyse de M.J. Roberts et M. Spence (1976) est qu'ils ne considèrent pas la possibilité d'un contingentement de l'usage des différents instruments à

⁸² BARDE J.P. (1992), op. cit.

⁸³ ROBERTS M.J., SPENCE M. (1976), "Effluent charges and licences under uncertainty", Journal of Public Economics, 5, pp 193-208.

l'annonce des coûts de dépollution par les entreprises. Grâce à la théorie des incitations, le problème de l'asymétrie informationnelle entre régulateur et régulé est analysé différemment puisque la communication entre les deux parties est au cœur de l'analyse. Le régulateur a pour objectif d'appliquer des systèmes contractuels plus ou moins compliqués de manière à inciter les agents concernés à dévoiler des informations dont ils disposent privativement.

b – L'apport de la théorie des incitations au problème du déficit informationnel de l'Etat

En situation d'incertitude, l'Etat ne peut assurer correctement son activité de régulation. Ce constat conduit à envisager la mise en place d'instruments de correction de ces défaillances. Ce problème a été abordé par la théorie des incitations. Cette analyse est en général rattachée à la catégorie plus large de la théorie des contrats (Brousseau, 1993)⁸⁴. Cette approche étudie plus particulièrement le concept de contrat⁸⁵ qui a pour objectif de coordonner les rapports entre des agents. Le contrat permet à l'Etat d'intervenir pour tenter de contrôler des secteurs de l'économie dont l'activité peut constituer une menace pour la qualité de l'environnement et plus particulièrement du paysage dans notre cas. La théorie des incitations a pour objectif la définition de dispositifs contractuels visant à restreindre les conséquences négatives de l'asymétrie informationnelle existant entre le régulateur et les régulés. La détermination de ces contrats incitatifs passe par une discrimination de l'action publique entre les différents agents émetteurs de l'externalité (positive ou négative). Cette théorie étudie donc les conditions de mise en œuvre de mesures visant à atteindre une régulation des externalités la plus favorable à l'ensemble de la société. Le modèle peut être analysé dans les termes suivants.

La mise en œuvre d'une procédure d'internalisation des externalités impliquent un travail important de collecte et de traitement de l'information de la part du régulateur (appelé principal) auprès des émetteurs de l'externalité (les agents). Or les deux parties ont des

⁸⁴ BROUSSEAU E. (1993), "Les théories des contrats : une revue", Revue d'Economie Politique, 103 (1), janvier – février, pp 2–82.

⁸⁵ La réflexion sur les contrats s'est notamment développée sur la base du constat que le marché n'est pas le seul système de coordination. Dans une économie walrasienne, "un système de prix affichés résume toute l'information et permet aux agents de prendre des décisions de manière totalement individualiste. Par opposition à cette myopie, la démarche contractualiste postule que les individus sont conscients de leurs interdépendances alors que le système de prix ne peut résumer toute l'information. Cela les conduit à coordonner leur activité de manière consciente en ne recourant pas seulement au mécanisme de prix qui se révèle insuffisant" (BROUSSEAU E. (1993), op. cit., p 9).

intérêts divergents : le principal représente les intérêts de la collectivité alors que les agents ne considère que l'augmentation de leur profit, même au prix d'une dégradation de la qualité de l'environnement. L'émetteur, conscient que l'information transmise au principal aura des conséquences sur son activité, peut la manipuler de manière à ce que les décisions prises aillent dans le sens de leurs intérêts. Le premier objectif de la théorie des incitations est de définir les types de déficit informationnel auxquels le régulateur doit faire face, pour dans un second temps, déterminer des mécanismes contractuels voués à restreindre les possibilités de manipulation de l'information que l'agent privé possède privativement.

En effet, la nature des rapports entre le régulateur et le régulé repose sur la forme de l'information déterminant la situation considérée. E. Rasmussen (1989)⁸⁶ présente une typologie des différentes situations d'asymétrie informationnelle classées en deux grandes catégories⁸⁷ :

- les situations avec aléa moral (ou hasard moral) : la conclusion du contrat est basée sur une relation entre les deux parties caractérisée par une information symétrique et complète. Toutefois, l'agent a la possibilité de choisir, après la signature du contrat, un niveau d'effort que le principal ne peut ni évaluer, ni contrôler, on parle alors de situation de hasard moral avec action cachée. L'analyse repose donc sur l'étude du phénomène d'opportunisme contractuel.

- les situations d'anti-sélection : le type de l'agent est choisi sans que cette caractéristique que le principal ne peut observer. On se situe alors dans une situation d'information asymétrique et incomplète, appelée situation d'anti-sélection traditionnelle. Dans ce cas, un contrat est établi entre le principal et l'agent. Certains agents peuvent être incités à fournir une information privée pour améliorer le gain issu de l'accord. Ce modèle est qualifié de modèle de signalement⁸⁸ où l'anti-sélection est un problème d'opportunisme contractuel.

⁸⁶ RASMUSSEN E. (1989), *Games and information : an introduction to game theory*, Basil Blackwell.

⁸⁷ Une information est :

- symétrique lorsque aucun joueur n'a d'informations différentes des autres joueurs quand il prend sa décision ou à la fin du jeu ;

- complète lorsque la Nature ne joue pas en premier, ou lorsque son mouvement initial est observé par l'ensemble des joueurs.

⁸⁸ On peut citer à titre d'exemple la contribution de SPENCE A. M. (1973), *Market signalling : information transfer in hiring and related processes*, Cambridge, Harvard University Press. Il étudie le problème des signaux dans le cadre du marché du travail où les ouvriers cherchant un emploi signalent leur productivité à l'employeur par le niveau d'études.

Pour chacune de ces situations, des modes de régulation particuliers sont offerts par la théorie des incitations. Cette approche s'est beaucoup développée notamment dans les domaines de l'assurance, des relations employeurs – employés, de la régulation des services publics... mais également le domaine de l'environnement⁸⁹. Ce processus est assez logique puisque la théorie des incitations permet d'offrir au décideur public la possibilité d'adapter sa décision aux caractéristiques et aux comportements des agents émetteurs d'externalités.

Si l'on considère, par exemple le cas de la situation caractérisée par l'aléa moral, celui-ci survient lorsque l'agent réalise une action inefficace pour la société et ne pouvant être contrôlée (Milgrom et Roberts, 1997)⁹⁰. Ces difficultés sont spécifiques des tentatives de contrôle de la pollution où les sources sont diffuses. Les autorités publiques ne disposent pas le plus souvent de moyens de contrôle et de mesure des quantités de polluants effectivement rejetés par les émetteurs, notamment en raison de l'importance des coûts liés à ce type de procédure. L'action de l'Etat se situe donc dans une situation d'incertitude (Bontems, 1995)⁹¹.

Il faut souligner que l'incertitude touche de façon symétrique le régulateur et le régulé par des aléas climatiques ou encore par des pannes de systèmes de réduction des externalités négatives. Cette incertitude affectant le régulé n'est pas non plus observable par le principal qui ne peut déterminer le niveau d'effluent sur la base de la simple observation du niveau d'inputs polluants employé dans le processus de production. Cette situation est également renforcée par la présence de différences géologiques ou encore géomorphologiques des sites dont le niveau de pollution est fortement dépendant. Cette forme d'incertitude vient renforcer la première à savoir les problèmes de mesure rencontrés par les pouvoirs publics.

Les contrôles ne peuvent se faire de manière suffisamment régulière, le coût économique apparaissant trop important, d'autant plus que le nombre d'agents concernés ne

⁸⁹ On peut citer notamment KWEREL E. (1977), "To tell the truth : imperfect information and optimal pollution control", Review of Economic Studies, 44, pp. 595-602 ; BARON D. P. (1985), "Regulation of prices and pollution under incomplete information", Journal of Public Economics, 28, pp. 211-231 ; LAFFONT J.J. (1993), "Regulation of pollution with asymmetric information", Document de travail IDEI, n°24, février ; SEGERSON K. (1988), "Uncertainty and incentives for non point pollution control", Journal of Environmental Economics and Management, 15, pp. 87-98 ; SPULBER D.F. (1988), "Optimal environmental regulation under asymmetric information", Journal of Public Economics, 35, pp. 163-181 ; XEPAPADEAS A.P. (1991), "Environmental policy under imperfect information : incentives and moral hazard", Journal of Environmental Economics and Management, 20, pp. 113-126.

⁹⁰ MILGROM P., ROBERTS J. (1997), op. cit.

⁹¹ BONTEMS P. (1995), *Contrôle de pollution en présence d'asymétries d'information*, Thèse pour le Doctorat en Sciences Economiques, Université de Paris X-Nanterre.

cesse d'augmenter. Ce problème d'absence de mesure ou du moins de son inexactitude, provoque une autre source d'incertitude. En effet, une fois le contrat signé⁹², les agents peuvent tirer profit de cette situation d'incertitude pour adopter des décisions incontrôlables par le régulateur. Concernant la deuxième catégorie de situations, elle correspond au problème de mise en œuvre d'une procédure de dépollution par le régulateur lorsque celui-ci a une connaissance imparfaite de la fonction de coût variable d'épuration des entreprises concernées⁹³.

La régulation des phénomènes d'externalités en situations d'asymétrie de l'information a donné lieu à de nombreuses constructions et solutions théoriques préconisées par la théorie des incitations et a fait l'objet d'une abondante littérature que nous ne présenterons pas dans le cadre de notre travail.

La théorie des incitations permet d'enrichir la pensée pigouvienne par la prise en compte d'une dimension centrale de toute politique d'environnement : la dépendance des autorités publiques à l'information détenue privativement par les agents émetteurs de l'externalité. Cette asymétrie d'information pose problème en raison des divergences d'intérêt entre régulés et régulateur. Les agents en tentant de tirer profit de cet avantage informationnel, rendent l'intervention publique moins efficace. Les mécanismes incitatifs, sous la forme d'une communication entre les parties, proposés par la théorie permettent d'améliorer l'efficacité des interventions. Toutefois, ces solutions à la mise en œuvre de politiques environnementales sont obligatoirement accompagnées de coûts de coordination, auxquels viennent s'ajouter les coûts inhérents à la limitation des possibilités de capture de la rente informationnelle. Leur prise en compte limite la portée de ces contributions. L'ensemble de ces coûts rentre dans la catégorie plus large des coûts de transaction qui ont été insérés dans les travaux de R.H. Coase (1960) sur la question de l'opportunité d'une solution décentralisée collective, où sur la base d'une définition précise des droits de propriété, leur réaménagement par une négociation permet l'internalisation des externalités.

B – Le recours à la solution des droits de propriété

⁹² Il peut s'agir d'un accord définissant de « bonnes pratiques agricoles » ou encore des mesures agri-environnementales du règlement européen 2078/92.

⁹³ LAFFONT J.J. (1993), op. cit.

Face aux difficultés de mise en œuvre des modalités d'internalisation des effets externes évoquées dans le paragraphe précédent, et de recherche de l'information nécessaire, une autre possibilité de régulation par les quantités apparaît avec le schéma proposé par R.H. Coase dans son article de 1960. Il envisage la possibilité que l'internalisation des externalités résulte d'un arrangement privé entre les agents économiques concernés. En effet, si les droits d'usage sont correctement définis et librement transférables, et les coûts de transaction sont nuls, un marchandage de nature collective peut s'opérer spontanément entre les émetteurs et les récepteurs de l'externalité. Ce marchandage permet d'obtenir un niveau d'allocation des ressources pareto optimal. Le rôle de l'Etat est restreint et réside uniquement dans l'attribution des droits de propriété, le marché fonctionne librement. Cette analyse se retrouve dans le théorème de Coase. Il est intéressant d'étudier l'applicabilité de cette approche dans le cas de l'agriculture et du paysage.

En effet, la question du signe de l'externalité rejoint celle du droit à réaliser ou non une action particulière ou de provoquer un effet particulier (Hodge, 1991)⁹⁴. Le propriétaire du droit a la possibilité légale d'agir uniquement selon son intérêt sans tenir compte de ceux qui ne possèdent aucun de ces droits. La notion de droit de propriété sera envisagée comme des attributions de pouvoir de décision socialement reconnue (Batie, 1984)⁹⁵. Dans le cadre de l'agriculture, le versement d'aides notamment agri-environnementales, visent à inciter les agriculteurs à adopter des pratiques favorables à l'environnement de manière à limiter la production d'une externalité négative ou au contraire à favoriser celle d'une externalité positive comme le paysage. L'agriculteur a la possibilité de refuser ces aides, il conserve ainsi le « droit » à maintenir ses pratiques existantes. Ces mesures sont en contradiction avec le principe pollueur-payeur préconisé par A.C. Pigou et correspondent davantage au principe « pollueur-payé » ou « bénéficiaire-pollueur ». En outre, la solution préconisée par R.H Coase suppose des coûts de transaction nuls et des effets-revenu négligeables (Coase, 1992)⁹⁶. Ces hypothèses seront remises en cause par R.H Coase lui-même, qui démontre que les procédures d'internalisation des effets externes entraînent des coûts de mise en œuvre. Le cadre juridique joue alors un rôle essentiel dans la répartition des droits de propriété : il conditionne la

⁹⁴ HODGE I. (1991), *The provision of public goods in the countryside : how should it be arranged ? Farming in the countryside : an economic analysis of external costs and benefits*, N. Hanley. Wallingford, CAB International : pp. 179–196.

⁹⁵ BATIE S. S. (1984), "Alternative views of property rights : implications for agricultural use of natural resources", *American Journal of Agricultural Resources*, 66, pp. 814 – 818.

⁹⁶ COASE R. H. (1992), *op. cit.*

réalisation d'un équilibre coopératif associé à une allocation efficace des ressources. Selon D.W. Bromley et I. Hodge (1990)⁹⁷, la structure des droits de propriété résulte des conditions sociales et des luttes entre les agents. Dans le cas du paysage, cette solution ne va pas sans poser de problèmes. Le statut même du paysage en tant que bien public mixte conduit à reconsidérer le théorème de Coase. Le recours à une appropriation collective sous la forme d'une négociation collective décentralisée, plutôt que privative peut alors apparaître comme plus appropriée.

Nous allons dans un premier temps présenter le théorème de Coase pour mettre en avant la pertinence de cette solution, notamment dans le cas du paysage agricole. Ainsi, nous serons amenés à analyser l'adéquation de la démarche aux caractéristiques du bien paysage. Dans le cas plus particulier d'un bien public mixte, cela nous amène à envisager une forme de négociation collective décentralisée fondée sur l'appropriation commune.

1 – Le théorème de Coase

a – Les fondements

R.H. Coase (1960) met en avant le rôle des droits de propriété en tant qu'instruments de politique au même titre que les taxes ou redevances. Contrairement à A.C. Pigou, il ne considère pas que l'intervention de l'Etat soit indispensable pour internaliser les effets externes. Le problème est le plus souvent posé dans les termes suivants : « *A porte préjudice à B, la question est alors de savoir comment empêcher A* », mais Coase souligne que Pigou n'a pas vu que les externalités sont de nature réciproque. Le vrai problème peut être analysé ainsi : « *doit-on laisser A porter préjudice à B ou doit-on laisser B porter préjudice à A ? Le problème en fait serait de réduire le préjudice en général au minimum* » (Coase, 1960, p. 2)⁹⁸. Désormais, la prise en compte de la nature réciproque des externalités implique de prendre en compte le gain supplémentaire perçu par l'agent économique à l'origine du dommage. A et B sont en concurrence pour l'usage d'une ressource rare, le paysage dans notre cas, à des fins alternatives. Doit-on dans ce cas privilégier l'intérêt de A ou celui de B ? Il n'y a en fait aucune raison, a priori, d'avantager l'un par rapport à l'autre. L'internalisation des effets

⁹⁷ BROMLEY D. W., HODGE I. (1990), "Private property rights and presumptive policy entitlements : reconsidering the premises of rural policy", *European Review of Agricultural Economics*, 17, pp. 197- 214.

⁹⁸ COASE R. H. (1960), op. cit.

externes par les prix est remplacée par une internalisation par les quantités, par un changement institutionnel. Coase traite le problème des effets externes comme celui de l'affectation des ressources, « *toute distribution de droit étant une distribution de richesses* » (Kolm, 1971, p. 87)⁹⁹. Si les droits d'usage de l'environnement des différents agents sont correctement spécifiés et peuvent faire l'objet de marchandages et/ou de transferts financiers, Coase montre qu'un processus de négociation doit déboucher sur un avantage collectif maximum.

Le théorème de Coase repose sur la définition de droits de propriété exclusifs et transférables. La négociation repose sur l'échange de droits de propriété, c'est-à-dire de droits à exercer certaines pratiques. La ressource passe alors d'un statut de bien libre à celui de bien privé pour lequel les usages sont concurrentiels : un agent peut interdire à un autre agent l'accès et l'usage de la ressource s'il en détient le droit.

La réalisation de ces transactions s'appuie sur un certain nombre d'hypothèses restrictives quant à l'absence de coûts de transaction et d'effet revenu. En effet, le marchandage doit se faire gratuitement c'est-à-dire sans coûts de transaction. Ces coûts recouvrent un ensemble de coûts associés à la recherche de partenaires d'échange, à l'acquisition de l'information, au processus de négociation et à la mise en vigueur de l'accord, en plus des coûts liés à la présence de comportements stratégiques. Dans le cas où les coûts de transaction sont importants et dépassent les bénéfices (ou gain social) que les parties peuvent tirer de la négociation, alors celle-ci n'aura pas lieu. A cette première hypothèse s'ajoute également celle d'absence d'effet revenu, pour former ce que l'on a coutume d'appeler le théorème de Coase, proposé initialement par G.J. Stigler (1966)¹⁰⁰. Celui-ci peut être énoncé comme suit :

(1) *En l'absence d'effets de revenu et de coûts de transaction, la négociation entre les parties conduira à une allocation efficace correspondant à l'élimination des externalités, quelle que soit la règle juridique de responsabilité en vigueur,*

(2) *Sous réserve que les droits de propriété sont clairement définis, le résultat (1) est valide, peu importe à qui ils sont initialement attribués.*

⁹⁹ KOLM S. C. (1971), "Possibilités et difficultés de la régulation des problèmes environnementaux par ententes spontanées entre les intéressés", *Consommation*, 17, 3, p. 85-116.

¹⁰⁰ STIGLER J. G. (1966), *The Theory of Price*, 3^{ème} édition, New York, Mac Millan.

Le théorème de Coase repose donc sur des conditions très restrictives, qui ont conduit à de vives critiques à son égard. Les deux principales critiques concernent les hypothèses de nullité des coûts de transaction et d'absence d'effet de revenu. En effet, considérer systématiquement un cadre aussi restreint repose sur une conception erronée ou du moins partielle du concept des coûts de transaction et conduit à faire soit une interprétation standard du théorème de Coase (Reagan, 1972), soit à considérer celui-ci comme une tautologie (Calabresi, 1966 ; Cooter, 1987)¹⁰¹ dans la mesure où la présence de coûts de transaction ne modifie en rien le résultat si l'on suppose implicitement ou explicitement que le marché des droits est parfaitement concurrentiel. Or, la présence de coûts de transaction tend à invalider le théorème dans certains cas : « *Dans ces conditions (avec coûts de transaction), la manière dont sont répartis les droits au départ a un effet sur l'efficacité du fonctionnement du système économique* » (Coase, 1960, p. 83)¹⁰². Des limites apparaissent quant à l'application du théorème de Coase, que nous allons analyser dans le point suivant.

b – Les limites du théorème de Coase

Cette approche fait elle-même l'objet de toute une série de critiques. En l'absence de coûts de transaction, l'attribution des droits de propriété n'a aucun effet sur l'efficacité (théorème d'invariance), et en présence de coûts, seule la règle qui minimise les coûts de transaction prévaut. Dans ces conditions, la répartition initiale des droits de propriété a un effet sur le résultat de la transaction.

Dans le cas où les coûts de transaction ne sont pas trop importants, il est possible d'arriver à un niveau de pollution d'équilibre supérieur à celui où ces coûts sont absents, le pollueur disposant dans ce cas des droits¹⁰³. En revanche, en présence de coûts de transaction élevés, la négociation directe entre les émetteurs et les récepteurs ne peut s'effectuer. Dans ces circonstances, une tierce personne, probablement un juge, a pour tâche de déterminer « *la disposition légale des droits susceptibles d'assurer une valeur de la production plus*

¹⁰¹ CALABRESI G. (1966), "Transaction cost, resource allocation, and liability rules", The Journal of law and economics ; COOTER R.D. (1987), *Coase theorem*, in The New Palgrave, a dictionary of economics, MacMillan.

¹⁰² COASE R. H. (1960), op. cit.

¹⁰³ Pour une illustration graphique de cet effet, le lecteur pourra se reporter à l'ouvrage de BROMLEY D.W. (1991), *Environment and economy : property rights and public policy*, Oxford, Basil Blackwell, p77.

importante que tout autre » (Coase, 1960, p. 167)¹⁰⁴. Une répartition donnée des droits peut conférer une plus grande valeur à une production par rapport à une autre. En effet, le coût qu'entraînerait une réorganisation des droits par le marché peut être suffisamment élevé pour empêcher que cette organisation optimale soit atteinte et par conséquent que la valeur de la production soit augmentée. Le juge va utiliser des calculs de coût pour déterminer quelle combinaison de droits maximiserait le produit social net. Les droits de propriété sont alloués sur la base de cette règle : « *Les juges doivent choisir des règles juridiques efficaces, c'est-à-dire énoncer des normes susceptibles d'induire des comportements efficaces* » (Centi, 1987, p. 458)¹⁰⁵. Le droit devient une technique d'intervention révélée par la présence des coûts de transaction. L'efficacité économique permet donc de fonder une théorie du droit et d'expliquer l'attribution des droits individuels (Chérot, 1987, p.6)¹⁰⁶.

En fait, R.H Coase lui-même a souligné la nécessité d'introduire des coûts de transaction positifs. La lecture erronée de son hypothèse de nullité des coûts de transaction par certains a conduit à une appréhension faussée de l'ensemble du théorème : « *J'avais montré dans La Nature de la Firme qu'en l'absence de coûts de transaction, il n'y avait pas de fondement économique susceptible de justifier l'existence de la Firme. Ce que je montrais dans Le Problème du coût social, c'est qu'en l'absence de coûts de transaction, (...), les institutions qui façonnent le système économique n'ont ni substance ni objet. Ce que mon argumentaire suggérait était la nécessité d'introduire explicitement des coûts de transaction positifs dans l'analyse économique, de façon à pouvoir étudier le monde réel. Tel n'a pas été l'effet de mon article. Sa discussion extensive dans la littérature s'est presque entièrement concentrée sur le « théorème de Coase », une proposition se référant à un monde sans coûts de transaction. (...) Qu'une très large part de la discussion à propos de ma thèse ait pris une tonalité critique est tout aussi compréhensible, puisque, si j'ai raison, l'analyse économique traditionnelle s'avère incapable de traiter la plupart des problèmes auxquels elle se proposait d'apporter des réponses.* » (Coase, 1988)¹⁰⁷.

¹⁰⁴ COASE R. H. (1960), op. cit.

¹⁰⁵ CENTI J.-P. (1987), "Quel critère d'efficacité pour l'analyse économique du droit ?", Revue de la recherche juridique, Droit prospectif, 2, Presses universitaires d'Aix Marseille, p. 455-476.

¹⁰⁶ CHEROT J.-Y. (1987), "Trois thèses de l'analyse économique du droit. Quelques usages de l'approche économique des règles juridiques", Revue de la recherche juridique, Droit prospectif, 2, Presses Universitaires d'Aix Marseille, p. 443-453.

¹⁰⁷ COASE R.H. (1988), *The firm, the market, the law*, New York, The University of Chicago Press.

Cette approche s'inscrit donc dans la continuité de ses travaux puisqu'il fait des coûts de transaction la cause principale de l'apparition des firmes¹⁰⁸. La mise en œuvre de la solution coasienne de négociation décentralisée collective est marquée par l'existence de coûts de transaction. Tous les problèmes qui viennent d'être soulevés, entraîne une autre question quant à la pertinence du recours à la solution des droits de propriété dans le cas d'un bien public mixte comme le paysage.

2 – L'utilisation de la solution coasienne des droits de propriété dans le cas d'un bien public mixte

Face à l'étendue des coûts de mise en œuvre de telles procédures, la question de la pertinence de cette modalité d'internalisation des externalités se pose avec acuité. La détermination de l'efficacité d'un tel système d'internalisation passe par l'étude approfondie de la place des coûts de transaction dans l'analyse coasienne. Ainsi, le choix exclusif d'une forme de coordination collective comme le marchandage ou en complément d'autres instruments, nécessite de comparer l'ensemble des ressources engagées, comparativement aux bénéfices pouvant être réalisés. Parmi les solutions de négociation collective décentralisée et compte tenu des caractéristiques de la ressource envisagée, la solution de l'appropriation communautaire doit être envisagée. Elle paraît particulièrement adaptée au cas d'un bien public mixte tel que le paysage défini précédemment.

a – Détermination d'un système d'internalisation optimal

Sous l'hypothèse de coûts de transaction nuls, l'intervention publique n'apparaît plus comme nécessaire pour remédier au problème des effets externes. Le théorème de Coase démontre alors que la négociation aboutit à une solution comparable. Mais cette hypothèse apparaît assez irréaliste et l'introduction de coûts de transaction dans l'analyse remet en cause ce résultat. Il est alors extrêmement difficile de déterminer la supériorité d'une des deux solutions. R.H. Coase souligne la nécessité de comparer l'efficacité relative de chacune des solutions proposées. « *Pour réaliser une transaction, il faut savoir qui veut négocier quoi et en informer les gens en précisant dans quels termes ; conduire la négociation jusqu'à un point d'entente, établir le contrat, faire des inspections nécessaires pour vérifier que les*

¹⁰⁸ COASE R.H. (1937), op. cit.

termes du contrat sont bien respectés, etc. Ces opérations coûtent souvent extrêmement cher, suffisamment cher en tout cas pour empêcher de nombreuses transactions qui se réaliseraient si le système de fixation des prix fonctionnait sans coût » (Coase, 1960, p. 142)¹⁰⁹.

La présence de coûts de transaction trop importants peut empêcher la réalisation de transactions privées. Dans le cadre du marchandage, il peut être préférable de ne rien faire si les coûts de transaction sont plus élevés que les bénéfices issus de la négociation. Le critère de décision relatif au mode de correction envisagé est alors basé sur l'importance des coûts de transaction qu'il génère. Comme l'a clairement exposé L. Ragni (1992)¹¹⁰, R. H. Coase en fait le concept central de son approche. Il précise en effet dans *Notes on the problem of social cost* (1988)¹¹¹ : « *Qu'un monde sans coûts de transaction a souvent été décrit comme un monde coasien. Rien ne peut être plus éloigné de la réalité. C'est le monde de la théorie économique moderne que je voulais persuader les économistes de quitter. Ce que j'ai seulement fait dans *Problem of social cost* était d'apporter des éclaircissements sur certaines de ses propriétés. J'ai montré que dans un tel monde, l'allocation des ressources serait indépendante des lois en vigueur, résultat que Stigler a qualifié de théorème de Coase (...). La raison pour laquelle les économistes avaient tort était que leur système théorique ne prenait pas en compte un facteur essentiel si l'on souhaite analyser l'effet d'un changement de la loi sur l'allocation des ressources. Ce facteur manquant est l'existence de coûts de transaction* ».

La contribution essentielle de R.H Coase repose davantage sur une critique de l'approche pigouvienne. A.C. Pigou ne prend pas en compte les coûts induits par l'intervention publique et ne peut donc pas mesurer l'effet net. Coase considère cette approche comme fautive. Toutefois, R.H. Coase ne doit pas être considéré comme un ultra-libéral comme pourrait le faire croire l'association de son analyse au théorème de Coase, même s'il semble préférer l'option de « l'arrangement privé à l'ombre du droit »¹¹². Il ne soutient pas que le marchandage constitue la solution au moindre coût – ce résultat est d'ailleurs illustré par J. Farrell (1987)¹¹³. Dans son article de 1960, R.H. Coase propose de

¹⁰⁹ COASE R.H. (1960), trad. fr. in DORFMAN N. et DORFMAN R. (1975), *Economie de l'environnement*, Chapitre IV, Calman-Lévy, Paris.

¹¹⁰ RAGNI L. (1992), "Le Théorème de Coase : une relecture coasienne", *Revue Française d'Economie*, Vol VII, 4, automne, pp. 121-151.

¹¹¹ COASE R.H. (1988), op. cit.

¹¹² KIRAT T. (1999), *Economie du droit*, Collection Repères, La Découverte, p. 68.

¹¹³ FARRELL J. (1987), "Information and the Coase Theorem", *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 1, n°2, pp. 113-129.

confronter trois modes de coordination et leurs coûts de mise en œuvre : l'arrangement privé ; l'internalisation des effets externes par une organisation telle une firme ; une réglementation gouvernementale. Les modes de coordination suivants peuvent alors être envisagés sur la base de la comparaison des coûts de mise en œuvre et des bénéfices en bien-être :

- un réaménagement des droits par l'intermédiaire du marché (marchandage des droits de pollution), par la définition d'un contrat stipulant les termes de l'arrangement privé quand les coûts de transaction sont inférieurs aux coûts d'organisation dus à la fusion des parties dans une même organisation et aux coûts administratifs gouvernementaux.

- une coopération entre émetteurs et récepteurs d'externalités (internalisation des effets externes) ou encore une fusion dans une même organisation (firme) quand les coûts d'organisation interne sont inférieurs aux coûts de transaction et aux coûts d'une intervention de l'administration gouvernementale. Il peut arriver comme le souligne Coase que dans cette situation, les contrats soient particulièrement difficiles à établir et que décrire les points sur lesquels les parties se sont mises d'accord impliquerait un rapport fourni et détaillé avec de fortes chances qu'un contrat à long terme soit préférable, il est très probable que la création d'une firme (internalisation des effets externes par une organisation) soit la solution la plus fréquemment adoptée¹¹⁴.

- la mise en place d'une réglementation gouvernementale directe (pouvant inclure la solution pigouvienne) où « *le gouvernement s'apparente à une super firme* »¹¹⁵ et quand les coûts d'organisation gouvernementaux sont inférieurs aux coûts de transaction et aux coûts d'organisation interne.

- R.H. Coase envisage une dernière possibilité: il peut être « *souhaitable de ne rien faire du tout si les modalités précédentes sont plus coûteuses que l'augmentation du produit social qui en résulte* ».

¹¹⁴ COASE R.H. (1960), op. cit.

¹¹⁵ COASE R.H. (1960), op. cit.

Le critère de choix permettant d'adopter la mesure minimisant les coûts est un critère d'efficacité. Sur cette base, M. Glachant (1996)¹¹⁶ isole trois manières d'élaborer les décisions environnementales : la réglementation marchande, la réglementation planifiée et la réglementation négociée. Dans le cadre de ce dernier mode, apparaît un instrument qu'il étudie plus particulièrement : les accords volontaires. Ceux-ci se développent dans plusieurs pays sous la forme d'associations d'exploitants agricoles ou de propriétaires fonciers s'engageant à des pratiques plus favorables au paysage. L'exemple des servitudes et engagements volontaires de préservation est intéressant car il restreint les droits d'usage de propriétaires privés sur la base du volontariat. Les accords contractuels passés par des propriétaires fonciers privés et des organisations publiques ou non gouvernementales peuvent être assortis de compensations financières. Mais quelle que soit la catégorie envisagée, elles visent toutes à un objectif de dépollution fixé de manière centralisée et différent dans les moyens permettant d'allouer cet objectif entre les agents concernés. Les coûts informationnels dépendent de nombreux facteurs qu'il distingue, parmi lesquels le contexte informationnel, le nombre de firmes, la dispersion des coûts de dépollution, le nombre de groupes d'intérêt ou encore l'ambition de la politique environnementale. Il montre qu'en situation d'incertitude forte, les réglementations planifiées et négociées présentent de bonnes performances, avec un avantage pour la seconde lorsque l'intensité de la rivalité entre régulés et autorité publique est forte.

R.H. Coase rejoint la logique pigouvienne présentée au point précédent, même si dorénavant la solution choisie parmi les différentes alternatives possibles, l'est sur la base de la comparaison des bénéfices nets. La limite de cette analyse réside dans l'appréhension des différentes solutions d'internalisation des effets externes qui sont envisagées indépendamment les unes des autres. En effet, R.H Coase a parmi ses objectifs principaux d'améliorer la connaissance des phénomènes économiques. Aussi, ce ne serait donc pas trahir l'esprit de ses travaux que d'envisager des situations où seraient associés des modes d'action négociée et des modes d'action étatiques. Cette analyse résulte de l'observation fréquente dans la réalité de mise en œuvre coordonnée de différents modes d'action.

Par exemple, dans le cadre de la nouvelle loi d'orientation agricole, la mise en œuvre des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) semble illustrer la volonté de modifier la

¹¹⁶ GLACHANT M. (1996), *Efficacité des politiques environnementales et coûts d'information ; une approche coasienne*, Thèse soutenue le 12 juin 1996, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

répartition des droits de propriété sur l'usage de la terre de façon à répondre aux attentes de la société en matière d'aménités environnementales et paysagères. Il s'agit de responsabiliser les différents acteurs sur la base d'une négociation décentralisée. Le décideur public donne ainsi les moyens réglementaires à la collectivité de faire valoir ses revendications en matière de services ruraux et environnementaux¹¹⁷. Le secteur agricole est caractérisé par l'importance de l'intervention publique. Celle-ci prend la forme de mesures réglementaires, d'aides financières... En outre, la production de paysage par les agriculteurs sur l'ensemble du territoire national entre dans la catégorie des coûts de transaction difficilement chiffrables. On peut remarquer que si l'essentiel des coûts de transaction liés à la mise en œuvre des mécanismes de négociations reste à la charge de l'Etat, un ensemble d'objectifs environnementaux à remplir est posé comme point de départ à la négociation, ce qui conduit à transférer une partie des droits de propriété concernant l'usage de la terre à l'Etat. Ces objectifs sont décrits dans la définition du contrat territorial d'exploitation. Dès lors, il est difficile de mesurer le degré d'autonomie de même que l'efficacité propre de cette forme de contractualisation. Une démarche comparative conduirait à tenter d'évaluer l'efficacité globale du système institutionnel, afin de déterminer éventuellement la disposition présentant le rapport coûts/bénéfices le plus avantageux en termes de bien-être.

L'importance attribuée au droit par Coase est alors mise en avant, notamment dans l'analyse proposée par R. Van Den Bergh (1988, 1996)¹¹⁸ où il propose d'appliquer les enseignements de l'économie du droit et il montre notamment que le droit doit apporter des moyens permettant de limiter les coûts de transaction. Ainsi, dans le cadre du droit à la consommation, le mécanisme de prix peut être insuffisant pour représenter la qualité de certains produits. Pour tenter de résoudre ce problème d'asymétrie de l'information, il faut s'interroger sur la légitimité de l'intervention publique et la forme qu'elle peut alors prendre – information du consommateur ou régulation directe de la qualité. Mais cette analyse ne rentre pas dans le cadre de notre travail. Nous nous bornerons à analyser les effets attendus de structures mises en œuvre au niveau de l'agriculture en matière de paysage.

¹¹⁷ Toutefois, la réalité de la reconnaissance de ces droits dépendra de la volonté des agriculteurs à s'engager dans un tel contrat, puisque celui-ci est fondé sur la participation volontaire, et sur l'importance des moyens financiers disponibles.

¹¹⁸ VAN DEN BERGH R. (1988), "Le droit civil face à l'analyse économique du droit", *Revue Internationale de Droit Economique*, n°2, pp. 229-254 ; VAN DEN BERGH R. (1996), "The growth of law and economics in Europe", *European Economic Review*, 40, pp. 969-977.

La mise en œuvre de mesures en faveur du paysage fait suite au mouvement en faveur de celui-ci consécutif à la mise en place de la loi Paysage de janvier 1993. La volonté affichée de prendre en compte la valeur collective du paysage est d'ailleurs confirmée par la ratification de la Convention européenne du paysage. Le paysage est alors considéré comme un patrimoine, point que nous développerons dans le chapitre 2. L'objectif principal réside dans la mise en œuvre d'un mode de gestion adapté au statut de bien public mixte du paysage. Cette définition nous amène à nous interroger sur la pertinence de l'application de la solution des droits de propriété. Le paysage peut être dans certains cas non appropriable privativement, ce qui limite la possibilité de la négociation décentralisée.

b – Droits de propriété et négociation collective décentralisée

α - La propriété privée

La solution au problème des externalités proposée dans le théorème de Coase repose sur la possibilité de réalisation d'un arrangement privé, sous réserve que les droits de propriété soient clairement définis. Le droit de propriété est alors défini comme un droit d'usage légal sur une ressource, droit de la céder et d'en tirer un revenu. Ce régime de propriété basé sur les deux attributs d'exclusivité et de transférabilité renvoie clairement à celui de la propriété privée. Cette présentation du marchandage a le plus souvent amené certains auteurs à préconiser la privatisation comme mode de résolution des effets externes. Mais cette approche rencontre des difficultés d'application face à la nature même de certaines ressources environnementales. Le paysage comme d'autres biens d'environnement présente les caractéristiques d'un bien commun non appropriable privativement. Il est alors nécessaire d'avoir recours à d'autres solutions telles que le régime de propriété commune qui peut être considéré comme une forme de négociation collective décentralisée. Nous verrons dans le cas de l'agriculture et du paysage les possibilités d'application de cette approche pour atteindre un niveau d'allocation satisfaisant l'optimum parétien.

Par définition, la propriété ne peut concerner que les biens appropriables et de nombreux biens environnementaux, (tels que l'air pur, les paysages, une mer non polluée...), relèvent de la catégorie des biens communs. Ces ressources soumises au libre accès sont alors surexploitées, entraînant leur dégradation voire leur disparition. Aucun individu n'a de droit

exclusif sur la ressource ou ne peut interdire aux autres de l'utiliser, que ce soit pour le même usage ou pour un autre usage incompatible. Ainsi, par nature, une ressource de propriété commune est possédée en même temps par tout le monde et par personne. Personne n'a intérêt à la maintenir en état ou à la préserver. Cette analyse a été proposée par G. Hardin (1968)¹¹⁹, sous le nom de « La Tragédie des communs » dans laquelle il recommande de recourir à la privatisation de ces ressources communes. La propriété privée par opposition à la propriété publique, permet au propriétaire de s'emparer de la pleine valeur capitalisée de la ressource, et l'intérêt personnel ainsi que l'incitation économique le poussent à maintenir la valeur de son capital dans le long terme. En termes économiques, une ressource commune (« common-pool resource »)¹²⁰ peut être qualifiée de bien public mixte. Il s'agit d'un bien présentant la caractéristique de non-exclusivité mais soumis à des effets de congestion.

La Tragédie des communs

Toute personne qui souhaite bénéficier d'un bien public paie pour s'assurer que ce bien lui sera fourni. Toutefois, l'absence de rivalité et la non-exclusion signifient que d'autres pourront bénéficier de ce bien sans payer. De ce fait, rien n'incite les consommateurs potentiels à se déclarer disposés à payer puisqu'ils peuvent tabler sur la fourniture du bien à ceux qui se sont déjà déclarés prêts à payer. Ceux qui bénéficient du bien sans payer ou en payant moins sont appelés « free-riders » (ou « passagers clandestins »). L'exploitation d'une ressource commune peut en outre conduire à une dégradation irréversible ou de long terme ou encore à un épuisement total.

A cause de ce phénomène, la quantité de paysage offerte sera inférieure à la quantité optimale. En supposant, conformément à la théorie des jeux, que les consommateurs puissent obtenir une unité de valeur de paysage contre le paiement d'une unité, si chaque consommateur paie une unité, le bénéfice total pour chacun sera de une unité. Si un consommateur peut bénéficier de la valeur du paysage sans payer, son bénéfice total sera de 2 unités (1 reçue et 1 qu'il n'aura pas eu à payer). Si, contre toute attente, personne ne paie, personne ne bénéficiera du paysage (0 unité). Mais si quelqu'un paie alors que les autres ne paient pas, il dépensera son unité pour rien. Dans ces conditions, quel est le bon choix pour le consommateur ? La stratégie dominante, qui est optimale pour le joueur quoi que fasse son

¹¹⁹ HARDIN G. (1968), "The tragedy of commons", *Science*, 162, pp. 1243-1248.

¹²⁰ DEVLIN R.A., GRAFTON R.Q. (1998), *Economic rights and environmental wrongs : property rights for the common good*, Edward Edgar Publisher.

adversaire, consiste à ne pas payer. La détérioration de la ressource continue. L'équilibre obtenu est un équilibre de Nash en stratégie dominante puisque chaque agent a intérêt à opter pour la stratégie de défection, quel que soit le choix de l'autre. Or la solution n'est pas pareto-optimale.

		Bénéfice individuel Consommateur N-1		Bénéfice social (N=100) Consommateur N-1	
		Paie	Ne paie pas	Paie	Ne paie pas
Consommateur 1	Paie	(+1, +1)	(-1, 0)	+100	-1
	Ne paie pas	(+2, +1)	(0, 0)	+100	0

Source OCDE, 1999, p18.

Tableau 3 : Le dilemme du prisonnier, consommateur de paysage

Toutefois, la solution de la privatisation n'est pas évidente pour toutes les ressources. Si la privatisation d'une terre détenue en commun par sa division en parcelles est facile à mettre en œuvre, dans le cas du paysage, cette solution peut s'avérer impossible à réaliser. Pour la terre, chaque individu concerné se voit alors octroyer un droit d'user et d'aliéner son bien (Ostrom, 1990)¹²¹. Un paysage peut être vu de différents points de vue dont tous ne peuvent être achetés. S'il n'existe qu'un seul site ou si les sites offrent des points de vue très différents, un paysage devient appropriable privativement par l'achat de la propriété du site ou d'un site à condition toutefois que l'espace objet ne soit pas modifié (Perreur, 1997).¹²² La privatisation parfaite suppose la propriété du point d'observation et de l'espace observé. Il peut être source d'une activité économique : la location temporaire du site à des observateurs (touristes). Si le nombre de sites offrant des points de vue équivalents est important, il peut s'avérer impossible de privatiser l'ensemble des sites. Il existera toujours une possibilité pour jouir gratuitement du paysage. Il y a non-rivalité de la part des consommateurs, ce bien est

¹²¹ OSTROM E. (1990), *Governing the commons*, Cambridge University Press.

¹²² PERREUR J. (1997), op. cit.

indivisible. L'exclusion de l'ensemble des usagers apparaît comme irréalisable, ce qui remet en cause la possibilité d'aliéner la ressource. Il existe malgré tout des situations dans le cas du paysage où la privatisation permet d'éviter les problèmes de dégradation de la qualité paysagère. Dans le cas du paysage produit joint à l'usage du sol, la propriété du sol accorde à son détenteur un droit de propriété sur l'externalité à savoir le paysage. Pour se protéger de la dégradation du paysage, un consommateur pourrait donc décider d'acquérir le droit de propriété sur le sol. La solution correspond ici à un réaménagement des droits par un arrangement privé.

D'ores et déjà, certaines organisations de défense de l'environnement ont commencé à agir pour préserver de manière privée des sites naturels uniques. Le Natural Conservancy, qui a pour devise « la préservation de la terre par le biais de l'action privée », a été en position d'avant-garde pour ce qui concerne ces efforts visant à préserver de manière privée la terre et ses ressources. Par le biais d'une combinaison d'achats, de locations, de dons, et par l'obtention de cessions de préservation, il a édifié un système de refuges privés de 162 000 hectares comprenant l'île de Santa Cruz au large de la Californie du Sud, des prairies vierges en de nombreux endroits du Midwest, des lieux de préservation de sites naturels uniques situés dans l'Etat de Californie et, joyau de l'ensemble, le Virginia Coast Reserve, une chaîne de treize îles situées au long de la côte sud de la Virginie¹²³.

β – L'appropriation communautaire

La solution de la privatisation montre ses limites dans le cas du paysage notamment. Mais, il existe d'autres alternatives d'appropriation de la ressource commune à disposition des agents. En effet, deux situations peuvent se présenter : soit la ressource est en libre accès pour tout le monde, soit l'accès est réservé à un nombre restreint d'individus. Ces situations peuvent correspondre respectivement à deux régimes de propriété distincts : le régime d'accès libre (« open access ») et le régime de propriété communautaire (« community rights »). Cette analyse développée par S.V. Ciriacy-Wantrup et R.C. Bishop (1975)¹²⁴ s'appuie sur le résultat selon lequel l'accès d'un certain nombre de personnes à une ressource – les pâturages dans les

¹²³ D'autres exemples sont fournis dans l'article de SMITH R.J. (1992), « Privatiser l'environnement » in FALQUE M., MILLIERE G. (dir.), *Ecologie et Liberté, une autre approche de l'environnement*, Litec, Paris.

¹²⁴ CIRIACY-WANTRUP S. V., BISHOP R. C. (1975), "Common property as a concept in natural resources policy", *Natural Resources Journal*, 15, pp. 713-727.

Alpes suisses, par exemple - ne s'est pas nécessairement traduit par une surexploitation de la ressource.

L'appropriation fait référence à une multitude de droits d'user et d'aliéner les ressources. Ces droits peuvent être associés selon différentes combinaisons selon les institutions, les individus... concernés. On trouve notamment entre le régime de propriété privée et celui de propriété étatique¹²⁵ : le régime de l'appropriation communautaire. Cette approche constitue une alternative dans les situations où la privatisation est difficile à mettre en œuvre voire impossible d'un point de vue socio-culturel. Le terme de « propriété communautaire » est employé en référence à une distribution des droits de propriété sur les ressources pour lesquels un certain nombre d'individus sont mutuellement égaux dans leurs droits d'utiliser la ressource. Le droit d'usage n'est pas perdu s'il n'est pas utilisé. Le régime de propriété communautaire se réfère à un usage collectif de la ressource et ne signifie pas qu'un droit d'usage spécifique est attribué à plusieurs individus. Le concept implique que les utilisateurs potentiels de la ressource qui ne sont pas membres du groupe sont exclus.

Le régime d'appropriation collective ne fait pas référence à un seul régime mais à une multitude de régimes possibles en fonction de différences socio-culturelles de chaque pays et en fonction de la ressource environnementale envisagée. Ces différentes situations ont été étudiées par E. Ostrom (1990) et D.W. Bromley (1991)¹²⁶ : communautés d'irrigants en Espagne, communautés de gestion de la forêt népalaise... Malgré tout, ces différents exemples présentent des similitudes dont il est possible de tirer des conditions nécessaires à leur succès : délimitation du périmètre de la ressource précisément spécifié, des règles d'accès et d'usage acceptées par le groupe et adaptées à la ressource considérée et au contexte local, la possibilité pour les membres d'influer sur la nature des règles opérationnelles, présence d'un système de contrôle et de sanction, existence d'un mécanisme de résolution des conflits et incapacité pour une autorité publique extérieure de s'opposer aux règles définies par le groupe. R. Wade (1987)¹²⁷ a complété ce régime de propriété à l'aide de trois autres conditions : ce système a d'autant plus de chance de réussir que le nombre d'utilisateurs est faible, que la technologie utilisée pour exclure les utilisateurs extérieurs est efficace (et coûteuse) et que les utilisateurs sont dépendants de la ressource. Ce système d'internalisation des effets

¹²⁵ En théorie, sous ce dernier, les utilisateurs ne participent pas aux décisions de gestion de la ressource. On peut citer les exemples de la forêt domaniale française, des grands parcs nationaux américains...

¹²⁶ OSTROM E. (1990), *ibid* ; BROMLEY D.W. (1991), *op. cit.*

¹²⁷ WADE R. (1987), "The management of common property resources : collective action as an alternative to privatisation or state regulation", *Cambridge Journal of Economics*, 11, pp. 95-106.

externes peut être considéré comme un contrat à long terme où les individus concernés se mettent d'accord sur un ensemble de normes de fonctionnement. Toutefois, sa mise en œuvre peut rencontrer des difficultés : les conditions requises ne sont pas toujours respectées. L'exemple le plus courant concerne la difficulté de délimiter correctement la ressource de même que les usagers s'ils sont nombreux et s'ils appartiennent à des catégories très différentes. Le cas du paysage constitue une parfaite illustration des problèmes pouvant être rencontrés.

3 – Droits de propriété, paysage et agriculture

La détention d'un droit de propriété confère donc la possibilité légale d'ignorer les souhaits de ceux qui ne les possèdent pas. En revanche, dans le cadre de l'agriculture, le versement d'aides agri-environnementales visant à la réduction des pollutions et à la protection des aménités, suspend de fait le droit de polluer de l'agriculteur ou d'user de la ressource à son gré dans la mesure où il est rétribué pour réduire les effets externes négatifs et/ou favoriser les externalités positives. L'agriculteur peut en refusant l'indemnité, garder son « droit » à polluer. La possibilité de réaménager la structure des droits de propriété va dépendre de la capacité de chacune des parties (émetteurs et récepteurs de l'externalité) à faire valoir leurs droits réciproques.

Pendant de nombreuses années, l'objectif de l'agriculture a été de produire toujours plus. Le besoin accru en produits alimentaires a relégué au second plan les « *attributs environnementaux et ruraux* »¹²⁸ qui n'étaient ni considérés comme rares, ni comme possédant une valeur économique. Mais des changements sont intervenus et il s'agit désormais de freiner l'activité agricole qui génère des phénomènes de surproduction, alors que dans le même temps s'est développée une demande sociale importante « d'attributs environnementaux et ruraux ». Ces aménités considérées comme des produits joints non intentionnels à la production agricole doivent dorénavant être prises en compte.

La structure des droits de propriété revêt alors une importance particulière puisque leur détention est associée à la légitimité d'action, de même qu'ils déterminent le sens de l'action des pouvoirs publics. Le rôle de l'Etat devient essentiel notamment pour représenter les

¹²⁸ Nous reprenons ici la traduction réalisée par C. NOUBLANCHE (1999) dans sa thèse.

attentes de la société. La structure des droits de propriété existante a permis aux agriculteurs de continuer à produire, sans limite et en abondance face à une demande en produits agricoles désormais inélastique. Dans ce cadre et comme toujours, cette situation s'est traduite au niveau politique par un maintien des prix et/ou une protection du revenu des agriculteurs. Cette situation est le plus souvent expliquée par le poids politique représenté par les agriculteurs, du reste inversement proportionnel à leur nombre, et la puissance des lobbies. Mais pour certains auteurs, cette explication n'est pas satisfaisante. L'importance politique des agriculteurs comparativement à leur nombre serait davantage liée à la place prépondérante occupée par la propriété privée dans la définition de nos sociétés démocratiques. En outre, la valeur attribuée aux produits alimentaires est sans doute supérieure à celle des autres biens et services fournis par l'agriculture. Mais il faut souligner la difficulté d'évaluer ces attributs environnementaux et ruraux, malgré l'existence de méthodes reconnues d'évaluation monétaire des différentes aménités rurales. L'importance politique des agriculteurs serait donc davantage due à la structure des droits de propriété qu'à leur propre pouvoir politique.

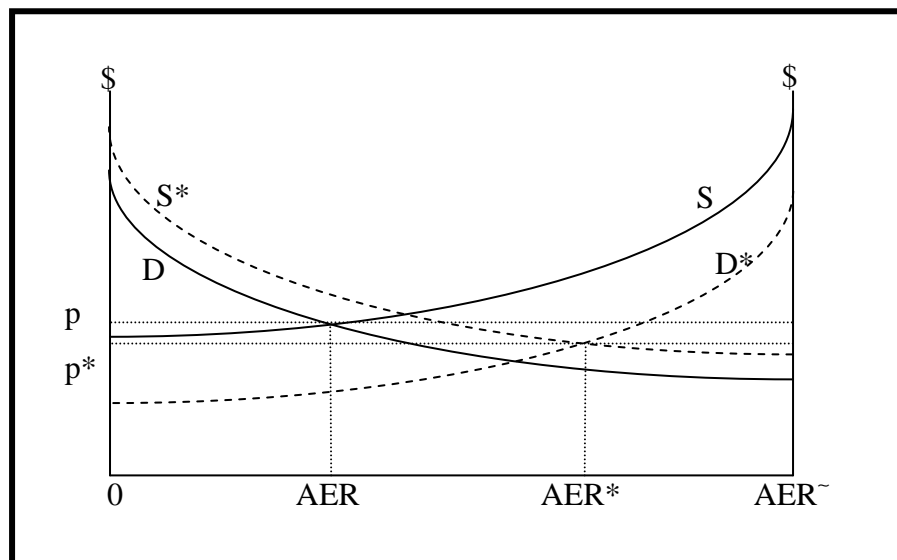
La structure actuelle des droits de propriété sur les biens environnementaux nous amène à considérer ces ressources, notamment le paysage, comme un input de l'activité de production agricole. Cette production d'attributs environnementaux et ruraux a un coût et leur usage est soumis au bon vouloir des agriculteurs. La puissance publique n'intervient que lorsque l'utilisation qui en est faite provoque des effets externes négatifs perçus et dénoncés par la collectivité. Ces externalités négatives sont corrigées en tant qu'imperfections du marché et non en tant que conséquences d'une structure des droits de propriété inadéquate.

D.W. Bromley et I. Hodge (1990)¹²⁹ indiquent qu'une structure différente des droits de propriété liée à l'usage du sol, permettrait un accroissement du niveau de fourniture des attributs environnementaux et ruraux par les agriculteurs. Avec la répartition actuelle des droits de propriété, la société doit convaincre les agriculteurs de s'investir dans la production d'aménités environnementales et paysagères. Cette capacité de conviction repose elle-même sur la capacité de la société à faire valoir ses intérêts et ses attentes auprès de la puissance publique.

¹²⁹ BROMLEY D.W., HODGE I. (1990), "Private property rights and presumptive policy entitlements : reconsidering the premises of rural policy", *European Review of Agricultural Economics*, 17, pp. 197-214.

Considérons ainsi une structure des droits de propriété différente : le niveau désiré d'attributs environnementaux et ruraux est déterminé de manière collective et constitue le point de départ des négociations entre la société qui détient désormais les droits de propriété et les agriculteurs. Ceux-ci n'ont plus le droit d'utiliser la terre selon leur bon vouloir. Dans ces conditions, les agriculteurs devront payer la société pour obtenir le droit de produire moins de biens et services environnementaux. Les attributs environnementaux et ruraux sont alors considérés non plus comme des inputs mais comme des outputs de la production agricole. D.W. Bromley et I. Hodge illustrent par le graphique suivant les conséquences du changement de la structure des droits de propriété sur le niveau de fourniture des attributs environnementaux et ruraux.

Figure 3 : Systèmes alternatifs de droits de propriété et niveaux de production efficaces



Source : Bromley et Hodge (1990), p. 204.

Nous conserverons dans cette analyse le vocabulaire utilisé par C. Noublanche (1999)¹³⁰ dans sa thèse et traduit de l'article de D.W. Bromley et I. Hodge (1990).

Dans le cadre de la structure des droits de propriété initiale, la courbe D représente le consentement à payer agrégé de l'ensemble de la société pour un niveau croissant d'attributs environnementaux et ruraux. On peut également y faire figurer la capacité des agriculteurs à

¹³⁰ NOUBLANCHE C. (1999), *Evaluation Economique du Paysage : Quelles possibilités d'identification des composantes de la demande pour l'aide à la décision publique, à partir de l'exemple de la châtaigneraie cévenole ?*, Thèse pour le Doctorat Economie du Développement Agricole, Agro-alimentaire et Rural, INRA-ESR, Montpellier.

fournir ces attributs : elle est représentée par la courbe S. Cette courbe peut-être considérée comme la somme des consentements à recevoir des agriculteurs pour une quantité plus importante de ces attributs. Dans ce cas, les agriculteurs sont rétribués pour produire des biens et services environnementaux, c'est la situation actuellement rencontrée. Le prix P est le fruit d'une combinaison d'aides et de concessions politiques. Ce prix d'équilibre correspond à la rémunération des agriculteurs pour la production d'attributs environnementaux et ruraux et représente un jeu d'acteurs (la société et les agriculteurs) qui leur est favorable grâce à la structure des droits de propriété en vigueur.

Dans un second temps, D.W. Bromley et I. Hodge envisagent une modification du régime des droits de propriété sur les terres désormais favorable à la collectivité. Le niveau de fourniture d'attributs environnementaux et ruraux (AER) assurant à un niveau satisfaisant d'outputs agricoles est situé en AER~. Les négociations s'organisent donc dans le but d'atteindre cet objectif AER~. La courbe S* correspond aux consentements de la collectivité à accepter une quantité d'attributs environnementaux et ruraux inférieurs à AER~, en contrepartie d'une indemnité financière de la part des agriculteurs. Les consentements à payer des agriculteurs pour être autorisés à produire moins sont représentés par la courbe D*. Les différents niveaux dans le plan de D et S* d'une part, et de D* et S d'autre part s'expliquent, selon les auteurs, par l'écart entre CAP et CAR¹³¹ et au changement dans la répartition des coûts de transaction. Ils étaient supportés par l'Etat dans le premier cas alors que dans le second, ils sont désormais à la charge des agriculteurs.

L'efficacité du système de répartition des droits de propriété repose sur leur capacité à intégrer correctement les intérêts défendus par l'Etat :

« The correct outcome – and hence the correct property right structure – is a function of the de facto social welfare function which indicates, in a crude fashion, whose interests shall count » (Bromley et Hodge, 1990, p205)¹³².

Cette possibilité de modifier la structure des droits de propriété ne repose pas uniquement sur des nécessités théoriques, mais aussi et surtout sur les valeurs partagées de la

¹³¹ La différence entre ces deux mesures a été justifiée par Hanneman à l'aide de la notion d'élasticité de substitution entre le bien public et le bien marchand composite. Les différents développements théoriques concernant la différence entre CAP et CAR sont repris dans plusieurs ouvrages.

¹³² BROMLEY D.W., HODGE I. (1990), op. cit.

société et que l'Etat est capable de représenter. Avec la solution des droits de propriété, la capacité d'atteindre un niveau d'allocation optimal requiert de considérer dorénavant les biens communs comme faisant l'objet d'exclusion. Une évolution de la structure des droits de propriété semble notamment envisageable grâce à l'évolution de la perception du public quant aux aménités environnementales.

CONCLUSION

Lorsque l'on souhaite modifier le comportement d'une unité économique (de consommation ou de production), la théorie économique pose qu'il faut modifier le système d'incitations de telle sorte que le comportement que l'on souhaite atteindre devienne plus attractif. On distingue trois grandes catégories de solutions aux problèmes posés par les externalités environnementales. Toutes ont pour principe de modifier l'équilibre de Pareto de façon à rendre la situation initiale moins avantageuse que celle à laquelle la solution aboutit (Randall, 1972). Ces trois solutions sont :

- les systèmes de taxes ou de subventions,
- les systèmes de normes avec mécanisme de punition,
- les solutions de marché. Elles nécessitent que soient définies des responsabilités en préalable aux négociations.

Dans le cadre du paysage et de l'agriculture, le système le plus utilisé combine des normes et des subventions. Mais il présente des limites en terme d'efficacité et nécessite le recours à l'intervention de l'Etat. Dans ce cas, l'Etat peut prendre le rôle d'initiateur de l'internalisation, dans une démarche normative dont l'objectif principal n'est pas de rétablir une allocation optimale des ressources au sens de Pareto, mais davantage celui de bénéficier des effets secondaires de son intervention : la redistribution du bien-être entre les individus. En effet, toute intervention de l'Etat pour modifier l'allocation pareto-optimale des ressources modifie toujours la répartition des revenus entre les agents concernés.

Dans le cas du paysage, où ni le sens de l'externalité, ni les différents émetteurs et récepteurs ne peuvent être clairement définis, la politique d'intervention de l'Etat relève davantage de la production de biens collectifs que d'une volonté de correction dans l'allocation des ressources. On peut aisément imaginer l'importance des coûts de transaction que supporterait une vaste procédure d'internalisation des aménités paysagères produites par

l'agriculture. Un autre problème s'ajoute qui concerne l'évaluation de la valeur du paysage, objet essentiel de notre travail. Or, on sait qu'une démarche d'internalisation des externalités est inefficace au sens de Pareto si son coût est supérieur au gain marginal qu'elle entraîne.

La gestion des paysages doit être envisagée de manière collective dans un système d'offre de biens publics où une volonté de redistribution des ressources s'ajoute ou se substitue, à celle de réallocation des ressources. Cette volonté de redistribution peut être motivée par des questions relatives à l'aménagement du territoire avec des enjeux tels que la protection de l'environnement ou la préservation du potentiel touristique associé aux paysages.

La dernière solution réside dans l'internalisation des effets externes liés au paysage par le système de propriété privée minimise les coûts de transaction tout comme la firme constitue un moyen de réduire les coûts de négociation. « *Un propriétaire terrien qui possède un grand terrain peut l'affecter à différentes utilisations en tenant compte de l'effet que les interrelations entre ces diverses activités peuvent avoir sur le rendement net de la terre ; il rend de ce fait inutile les négociations entre ceux qui se livrent à ces différentes activités* » (Coase, 1960)¹³³. Toutefois, ce débat ne concerne que partiellement notre sujet puisque, le plus souvent, le paysage est un bien public et donc à ce titre, non appropriable privativement. La solution de l'appropriation communautaire peut également être envisagée. Ces deux solutions sont basées sur les principes de la négociation collective décentralisée. Ces deux modes d'action reposent sur des hypothèses strictes difficilement applicables. La conséquence peut résider alors dans la combinaison de plusieurs régimes. En outre, dans le cas du paysage comme pour de nombreuses ressources environnementales, la structure des droits de propriété peut être mal définie. La possibilité de négociation bilatérale est remise en cause sauf si des associations de bénéficiaires se forment. Le développement de la solution associative s'interprète comme un moyen de limiter les coûts de transaction sur le marché.

La situation actuelle de même que les difficultés de mise en œuvre d'une solution passant par un réaménagement des droits de propriété proviennent sans doute du régime des droits de propriété et de la législation appliqués durant de nombreuses années notamment au niveau de l'agriculture. La Nouvelle Loi d'Orientation Agricole française tend à restructurer

¹³³ COASE R.H. (1960), op. cit.

l'ensemble des droits de propriété à travers la mise en place des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE). En effet, entre les deux situations extrêmes où dans un cas, ce sont les agriculteurs qui ont l'exclusivité des droits de propriété sur le sol, et de l'autre, la collectivité, une multitude de cas où les droits sont répartis entre les deux parties de différentes manières peuvent exister. Le décideur public donne ainsi les moyens réglementaires à la collectivité de faire-valoir ses revendications en matière de biens et services environnementaux. Cette modification constitue un changement radical dans l'orientation de la politique publique en matière agricole de même que dans l'approche du paysage. L'objectif de satisfaction des besoins alimentaires n'est plus favorisé au détriment de la protection de l'environnement. La demande sociale a changé et comprend désormais des revendications au niveau des prix, de la qualité des produits mais également au niveau de la préservation de la qualité environnementale et paysagère. Cette démarche se fait l'écho du développement de la prise en compte de la valeur de ces attributs ruraux et environnementaux (Bromley et Hodge, 1990)¹³⁴. L'émergence d'une forme de gestion en bien commun répond en outre à la définition faite du paysage en tant qu'objet. Toutefois, la détermination de la valeur du paysage soulève des problèmes de même que la définition du paysage en tant que patrimoine. Cette dernière caractéristique rend par ailleurs difficile la mise en place d'une structure de droits de propriété privés et complets sur le paysage et donc par conséquent toute internalisation de l'externalité paysagère uniquement par la solution des droits de propriété.

¹³⁴ BROMLEY D.W., HODGE I. (1990), op. cit.

Chapitre 2 : Le paysage agricole comme patrimoine, une stratégie de légitimation de l'action de protection

Le premier chapitre s'est achevé sur la mise en perspective de modes de gestion spécifiques pouvant être appliqués au bien particulier que représente le paysage. Ces difficultés de gestion sont inhérentes à la nature même de l'actif que l'analyse de sa production a permis de préciser. Le paysage a pu être défini à la fois comme une externalité et un produit joint à l'agriculture. Dans ce cadre, le paysage change donc au gré du renouvellement dans l'usage du sol mais sans que ce changement ne soit pris en compte dans le prix du bien produit (Perreur, 1997)¹. Un acteur économique qui améliore le paysage n'est pas pour autant rémunéré pour son action de même que celui qui le détériore ne subit aucune sanction. Le paysage présente également les caractéristiques d'un bien collectif mixte nécessitant le recours à une gestion collective particulière oscillant entre intervention publique et répartition des droits de propriété.

Dans cette perspective, le paysage agricole apparaît comme étant en constante évolution : bien à la fois produit et consommé. Or, la Convention européenne du paysage de même que la loi « Paysage » de 1993, insiste sur la nécessité d'inscrire la gestion du paysage dans une stratégie de développement durable et de le considérer comme un patrimoine. Les problèmes économiques liés à la gestion et à la propriété du paysage vont donc encore se complexifier à partir du moment où l'on prend en compte la dimension temporelle. Nous avons également souligné la difficulté de définition d'un seuil à partir duquel un paysage peut être considéré comme dégradé. Considérer le paysage comme un patrimoine soulève de nombreuses questions auxquelles il nous faut tenter de répondre. Un paysage doit-il rester immuable ? Faut-il le transférer aux générations futures ? Comment décider ? Là encore, la prise de décision ne peut se faire que par rapport à la valeur du paysage. Mais le point important est de savoir comment respecter un principe d'équité inter-générationnelle à partir du moment où l'on admet que le paysage est un patrimoine.

¹ PERREUR J., (1997), "Evolution et représentation du paysage : de 1750 à nos jours", in Festival d'Histoire de Montbrison, du 28 septembre au 6 octobre 1996, Montbrison, pp. 235-252.

En effet, la notion de patrimoine peut s'appliquer à des domaines très divers comme le patrimoine naturel par exemple, qui regroupe notamment les ressources et les espaces naturels. Les deux notions de patrimoine et de développement durable se rejoignent puisque dans les deux cas, le mode de développement économique repose sur la satisfaction des besoins des générations actuelles sans obérer la satisfaction des générations futures.

La notion de patrimoine naturel traduit une nouvelle optique (Godard, 1989 et 1990)² et insiste entre autre³ sur la transmission. La transmission de fait de la part des générations passées relie économiquement le patrimoine à un capital accumulé et socialement à une identité s'appuyant sur un héritage culturel : pour Legendre (Jeudy, 1986)⁴, le patrimoine est une technique de fabrication des pères. Ces deux aspects d'une ressource reçue se traduisent pour l'action à venir par la possibilité de mettre en valeur le capital (Godard, 1989)⁵ et de sauvegarder son autonomie et son identité (Ollagnon, 1985 ; Bertier et al., 1982)⁶. Sa non prise en compte représenterait un coût d'opportunité (« le patrimoine, c'est ce qu'on risque de perdre » rapporte Lefeuvre⁷). La transmission du patrimoine joue beaucoup sur l'avenir, sur le plan éthique du devoir de transmettre. Or, le débat sur le devoir de transmettre adopte aujourd'hui les termes du développement durable.

Ainsi, la notion de développement durable implique d'abord la gestion et le maintien d'un stock de ressources et de facteurs de productivité au moins constante, dans une optique d'équité entre générations et entre pays. Il s'agit de transmettre aux générations futures un stock global de capital constant comprenant deux éléments différents : le stock de capital artificiel, qui inclut l'ensemble des biens et facteurs de production produits par l'homme ; le

² GODARD M. (1989), "Jeux de natures : quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité", in MATHIEU N. et JOLLIVET M., *Du Rural à l'Environnement*, ARF Editions / L'Harmattan, Paris, pp. 303-342 ; GODARD M. (1990), "Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie du patrimoine naturel", *Revue Economique*, n°41 (2) mars 1990, pp. 215-241.

³ La notion de patrimoine a d'autres implications qui ne sont pas forcément liées à la transmission. M. Remond-Gouilloud (1989) souligne que « la notion de patrimoine commun résulte (...) de la dissociation des compétences afférentes à une ressource. Elle apparaît lorsque, les prérogatives sur cette ressource étant réparties entre un usager, titulaire du domaine utile, et une autorité investie de sa protection, le titulaire du domaine éminent, ce dernier, cessant d'être identifié concrètement, cesse donc d'exercer un contrôle effectif. Ce maître immanent revêt diverses formes. Suivant les croyances, il se nomme Dieu, les Ancêtres, ou les générations futures ».

⁴ JEUDY H.P. (1990), *Patrimoines en folies*, Editions Maison des Sciences de l'Homme, Paris, 297 p.

⁵ GODARD M. (1989), idem.

⁶ OLLAGNON H. (1985), "Agriculture et environnement : vers une gestion de la qualité", *Revue Pour*, n°99, janvier-février, pp. 25-35 ; BERTIER P., DE MONTGOLFIER J., NATALI J.M., JOFFRE L.M. (1982), *Comptes du patrimoine naturel végétal méditerranéen, Application à la Corse*, Rapport final CIPN, 48 p.

⁷ LEFEUVRE J.-C. (1989), *De la protection de la nature à la gestion du patrimoine naturel*, Laboratoire d'évolution des systèmes naturels, Museum d'histoire naturelle, juin.

capital naturel, c'est-à-dire les ressources naturelles renouvelables ou non (eaux, sols, faune, flore...). L'approche du développement durable, l'entretien et la transmission d'un potentiel de croissance et de bien-être, exigent l'application de principes de gestion spécifiques à chacune de ces composantes du capital global. Apparaissent alors des problèmes de destruction, d'irréversibilité, de substituabilité de ressources non renouvelables. L'idée de Solow de maintenir un flux de revenu au moins constant du patrimoine global suppose une parfaite substituabilité entre ses composantes artificielles et naturelles. Mais une pareille substituabilité n'est pas toujours vérifiée du fait de certaines contraintes techniques. De nombreuses ressources n'ont en fait aucun substitut artificiel. Cette approche soulève dans le cas du paysage un certain nombre de questions, comme par exemple : peut-on effectivement remplacer du paysage naturel, au sens de vierge de toute intervention humaine, par du paysage artificiel ? Comment peut-on intégrer le fait que du paysage artificiel, à long terme, puisse être éventuellement perçu comme du paysage naturel ? Toutes ces questions ne relèvent plus de la théorie spatiale mais ont été prises en compte par l'économie de l'environnement qui a complètement renouvelé, derrière l'éternelle question de la valeur, l'appréhension du paysage.

Si le scientifique n'est pas à même de dire s'il y a dégradation ou amélioration du paysage, il peut apporter des éléments de réflexion pour que les agents apprennent à distinguer ces changements. La mise en oeuvre de politiques de protection des paysages reste ainsi fondée sur les préférences des agents. Le rôle du chercheur est alors de guider ou de justifier cette action publique. Ainsi, dans une première section, nous montrerons en quoi la transmission du paysage peut être justifiée ce qui nous permettra de légitimer ou non l'application du concept de patrimoine. Cette démarche permet d'identifier les raisons sous-jacentes à la préservation des paysages, qui peuvent expliquer les différentes mesures d'aménagement du territoire et/ou de maintien de l'agriculture dans certaines zones. Cet intérêt nouveau porté au paysage repose sur la nécessité, sous peine de le voir disparaître, de l'intégrer dans le calcul économique et de tenir compte de la demande sociale (Hourcade, 1991)⁸, certes floue mais néanmoins perceptible (Dobré, 1995)⁹. Aussi, dans une seconde section, nous définirons les différentes valeurs attachées au bien paysage qui permettent de justifier les différentes mesures de protection mises en oeuvre. Le paysage apparaît essentiellement comme un bien non marchand. Cette caractéristique rend complexe la

⁸ HOURCADE J.C. (1991), "Décision collective sous controverse", *Projet été* (226), pp. 75-83.

⁹ DOBRE M. (1995), *L'opinion publique et l'environnement*, Orléans, IFEN.

définition d'instruments de politique publique (problème du financement du non-marchand). Ainsi, la prise en compte de la préservation du paysage dans les systèmes d'exploitation agricole oblige à revenir sur la justification d'un soutien financier à l'agriculture. Cette analyse fera l'objet de notre dernier point.

Section 1 : La légitimité de la transmission du paysage

Le fait que l'Etat en soit venu à légiférer à propos du paysage traduit une évolution importante. Le paysage est alors non seulement un bien public et/ou collectif mais acquiert également une dimension patrimoniale : son devenir nécessite de ce fait une réglementation des pratiques, afin qu'il ne soit pas transmis aux générations futures dans un état amoindri. Cette évolution crée une situation particulièrement délicate pour le paysage rural. Beaucoup se représentent celui-ci comme un espace naturel, mais qui encourt, selon les régions, deux risques opposés : la dégradation de ses caractéristiques naturelles par une intensification toujours plus poussée des pratiques agricoles, et la régression de son caractère humanisé consécutif à la déprise¹⁰.

Il est alors difficile de distinguer dans l'évolution du paysage agricole ce qui relève d'une évolution naturelle ou au contraire d'une destruction de paysage. Ce premier point nous amènera à analyser les possibilités de substitution entre paysages qu'il est permis d'envisager dans ces conditions. En outre, le paysage naturel n'existe pour ainsi dire plus, il porte de plus en plus la marque évidente des activités humaines notamment dans le cas du paysage agricole. Il conviendra donc de déterminer en fonction de la définition accordée au paysage naturel et au paysage artificiel, le choix de la société en vue d'une transmission intergénérationnelle. En effet, aujourd'hui, la société confère aux paysages ruraux deux dimensions principales, qui se renforcent mutuellement : une dimension esthétique et une dimension patrimoniale. Il s'agira de déterminer en quoi le paysage rural peut être considéré comme un patrimoine. Localement, par ses dimensions esthétique et patrimoniale, il acquiert une valeur, et constitue ainsi une ressource. Enfin, la prise en compte du paysage au titre du patrimoine s'est traduite dans les faits par la mise en place d'une série de mesures de protection et de gestion dont nous dresserons un bilan.

¹⁰ CHIVA I. (1995), "Patrimoines culturels, naturels et aménagement du territoire rural", in : *Patrimoine culturel, patrimoine naturel*, Ecole nationale du Patrimoine, colloque des 12 et 13 décembre 1994, Paris, La Documentation Française, p. 108-117.

I – Transformations du paysage agricole : destruction ou évolution naturelle

A – Evolution du paysage agricole

Le paysage a été défini comme un produit joint de l'activité agricole. Sa composante strictement naturelle est donc fortement réduite. Mais que ce soit sous l'effet de l'action de l'homme ou de la nature, les paysages restent en évolution permanente. Leur protection ne peut se faire de manière statique : l'importance des dynamiques et des régulations naturelles dans les processus de production et/ou de maintien de ces actifs implique de laisser s'exprimer un certain potentiel de co-évolution entre nature et activités humaines. Toutefois, il convient de distinguer dans ces transformations ce qui relève d'une évolution naturelle de qui découle de phénomènes de destruction irréversible de ces paysages. L'évolution naturelle que nous qualifierons également de spontanée se fait en général à un rythme relativement lent permettant au paysage de se renouveler sans rupture, ce qui n'est pas le cas des changements rapides et importants intervenus ces dernières années. Mais est-il possible malgré tout de parler d'irréversibilité dans ce cas ? Nous évoquerons plutôt un phénomène de destruction créatrice (Passet et Theys, 1995)¹¹. Le paysage agricole est essentiellement soumis à deux grands types de risques que nous avons évoqués précédemment : la disparition de ses caractéristiques naturelles par intensification de l'agriculture ou le recul de son caractère humanisé consécutif à la déprise¹².

1 - Le couple conservation / destruction

a – Irréversibilité de cette évolution ?

Le paysage comme beaucoup de biens d'environnement possèdent d'autres caractéristiques qui influent sur sa gestion. Elles concernent l'espace comme nous avons pu le voir dans le premier chapitre, notamment à travers la relation agriculture-paysage, mais également le temps. Ainsi, comme dans le cas du patrimoine monumental (Grefte, 1990, p. 63)¹³, le paysage peut apparaître comme un bien épuisable et unique. « *Un paysage aménagé,*

¹¹ PASSET R., THEYS J. (1995), *Héritiers du Futur*, DATAR / Editions de l'Aube, Paris.

¹² CHIVA I. (1995), op. cit.

¹³ GREFFE X. (1990), *La valeur économique du patrimoine, La demande et l'offre de monuments*, Anthropos, Paris, p. 63.

exploité qui se dégrade, un parc immobilier qui tombe en ruines, un couvert végétal qui dégénère, un peuplement animal qui s'appauvrit, présentent plus de gravité qu'une nature non encore défrichée » (Chiva, 1995, p. 116)¹⁴. La déprise agricole avec l'abandon des cultures et de l'élevage, conduit à des processus de dégradation. Peut-on pour autant qualifier ces phénomènes d'irréversibles ?

Dans un premier temps, l'irréversibilité peut être définie par opposition à une conception stricte de la réversibilité. Un système sera dit réversible si toute transformation opérée dans l'espace de ses états peut être annulée par la répétition de cette transformation (R. Thom, 1989)¹⁵. En conséquence, une évolution sera dite irréversible si une perturbation symétrique ne conduit pas à retrouver l'état initial. Nous parlerons également d'irréversibilité lorsqu'un équilibre détruit ne peut se reconstituer parce que les conditions initiales de sa formation ont disparu. L'irréversibilité concerne alors essentiellement les ressources non renouvelables. Mais c'est aussi le cas pour les conditions de production de biens renouvelables car malgré leur caractère de produit joint, ce sont des actifs non totalement reproductibles par l'homme¹⁶ (A. Vanoli, 1980)¹⁷. Ce risque d'irréversibilité accentue les menaces envers les générations futures. Dans le cas des paysages, le retour vers un hypothétique état initial paraît s'inscrire hors du champ du possible en termes de durée notamment. Ainsi, la reconstitution à l'identique d'une forêt de chênes nécessite une période de temps suffisamment longue pour considérer sa perte comme irréversible.

En effet, il y a irréversibilité de toute action d'aménagement en raison de ses effets. Cela tient à deux raisons principalement : la méconnaissance simultanée des conséquences de ces opérations et des effets des actions susceptibles d'annuler les répercussions connues de l'intervention initiale. La possibilité de reconstituer un paysage à l'identique reste relativement difficile à mettre en œuvre. Il est par exemple, impossible de restaurer une terre agricole après bitumage, en un temps très court. Si ce délai est plus long, les conséquences dans les

¹⁴ CHIVA I. (1995), op. cit., p. 116.

¹⁵ THOM R. (1989), "Une définition de la réversibilité", in *Les Figures de l'irréversibilité en économie*, Colloque organisé par l'École des Hautes Études en Sciences Sociales, juin 1989, Paris.

¹⁶ Les actifs corporels non reproductibles peuvent être :

- reproductibles par la nature et modifiables par l'homme,
- épuisables (sous-sol, forêt, terres),
- destructibles (œuvre d'art, monument historique, paysage),
- transformables mais ni épuisables, ni reproductibles (terrains...).

¹⁷ VANOLI A. (1980), "Quelques réflexions sur la notion de patrimoine" in *Les comptes de patrimoine*, coll. de l'INSEE, 312 p.

domaines sociaux et économiques ne sont pas estimables, ni donc réversibles. L'irréversibilité est alors associée à la perte de l'objet unique qui a longtemps orienté le mouvement de conservation de la nature exclusivement vers la préservation de sites, d'écosystèmes ou d'espèces très rares ou exceptionnels (Lefeuvre, 1990)¹⁸. La valeur d'unicité a ici un poids plus grand que dans d'autres champs de la vie sociale. L'irréversibilité témoigne alors de l'impuissance à fixer et conserver (Boyer, Chavance, Godard, 1991, p21)¹⁹.

En outre, certains paysages sont le reflet d'un sentiment identitaire, leur disparition tendrait sans doute à remettre en cause la cohésion sociale. Lors de processus de dégradation voire de disparition de certains éléments paysagers, c'est effectivement toute une culture qui disparaît. Ainsi dans le cas du paysage agricole, le rôle de l'action humaine dans sa formation en fait un élément de tradition et de reflet des pratiques agricoles. Si la technique permet la reconstitution physique du paysage, les valeurs attachées au paysage initial sont perdues.

Enfin, l'évolution constatée en matière de paysage nous amène à envisager le concept d'irréversibilité non seulement comme un processus qui s'écoule sans que l'on puisse le retenir. Il implique l'idée d'usure, d'érosion inévitable, d'identités qui se défont, de perte, de destruction mais aussi celle de création, d'émergence du nouveau et de formation de nouvelles identités. Il est alors possible de parler de processus de destruction créatrice. Un paysage transformé laisse la place à un nouveau paysage pouvant présenter un intérêt et une valeur tout aussi importants pour les populations. Le remplacement d'une lande par une forêt ou encore une vallée noyée sous l'eau d'un barrage sont considérés comme naturels bien que produits artificiellement. Un paysage artificiel peut donc être perçu comme naturel à long terme. Il semble alors difficile de parler d'irréversibilité mais plutôt d'évolution naturelle.

La difficulté réside alors dans la détermination de ce qui relève d'une évolution spontanée ou non, et de ce qui peut présenter un caractère d'irréversibilité. « *Comment être sûr que telle évolution ou telle perte jugée négative d'un certain point de vue ne se révélera pas positive à un autre niveau ou à une autre échelle de temps ?* » (Godard et Salles, 1991)²⁰,

¹⁸ LEFEUVRE J.-C. (1989), op. cit.

¹⁹ BOYER R., CHAVANCE B., GODARD O. (1991), *Les figures de l'irréversibilité en économie*, Editions de l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris, p. 21.

²⁰ GODARD O., SALLES J.-M. (1991), "Entre nature et société. Les jeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement", in BOYER R., CHAVANCE B., GODARD O. (eds.), *Les figures de l'irréversibilité en économie*, Editions de l'EHESS, Paris.

Le critère de l'incertitude concernant les usages futurs de même que les goûts et les besoins des générations futures peut nous amener à considérer certains paysages ou éléments du paysage comme devant être préservés.

b – Incertitude sur les possibilités de substitution

L'incertitude renvoie au manque de certitudes scientifiques sur les conséquences possibles de nos décisions présentes. Elle est omniprésente dans tout le domaine des ressources naturelles et de l'environnement : incertitude quant aux réserves de ressources épuisables, quant aux possibilités que réservent les progrès techniques futurs, quant aux conséquences exactes des pollutions globales, sans parler de celles, déjà citées, concernant les goûts des générations futures. Le paysage par son caractère subjectif, est plus que tout autre bien d'environnement dépendant des préférences des agents qui varient considérablement dans l'espace mais également dans le temps. En effet, même si la modification d'un paysage donne naissance à un nouveau paysage, il n'est pas certain que celui-ci soit conforme aux aspirations des générations futures mais également à celles des générations présentes (équité inter et intra-générationnelle). La situation inverse peut également se produire. Toute la difficulté réside donc dans la détermination des valeurs attachées à certains éléments paysagers et dans la nécessité de tenir compte de cette incertitude potentielle.

Le paysage est également ce qu'on peut appeler un bien localisé. Cette localisation diminue la disponibilité du bien et sa valeur d'échange pour en faire un bien particulier²¹ en référence à la notion de rareté. Cette spécificité due à une localisation stricte est une composante de la valeur d'existence. La localisation représente une incorporation du bien d'environnement à un autre bien seul susceptible d'échange marchand : le sol dont le paysage est un attribut²². Cette caractéristique limite les possibilités de substitutions entre paysages. Cette analyse renvoie directement aux questions soulevées par la notion d'incertitude.

Cette approche rejoint celle concernant le rejet de l'hypothèse de substituabilité quasi-illimitée à l'intérieur du stock global de capital avec l'introduction du concept de capital

²¹ JOFFRE P. et SIMON Y. (1989), *Encyclopédie de gestion*, Paris : Economica 3 tomes. – p 3189.

²² GOFFETTE-NAGOT F. (1991), *La localisation résidentielle dans les espaces ruraux et l'occupation des sols*, Dijon : INRA-ESR, 16 décembre 1991, 20 p.

naturel critique (Vallée, 2002, p. 46)²³. Une partie du capital naturel est qualifiée de critique dans la mesure où il n'est pas possible de trouver un substitut à l'ensemble des fonctions d'un actif environnemental multifonctionnel (fonctions économiques, récréatives, biologiques...) et où le progrès technique ne peut pas s'appliquer uniformément à toutes ces fonctions. Ce phénomène est lié à l'asymétrie fondamentale entre le capital manufacturé et le capital naturel à l'égard de l'irréversibilité. Le capital technique est toujours susceptible de varier symétriquement, en ce sens qu'il peut être accru ou diminué à volonté. Le capital naturel est sujet à des irréversibilités dans la mesure où il peut être diminué mais rarement augmenté. Il existe, malgré tout, des cas comme les forêts où il est possible de planter voire de replanter et donc d'augmenter l'actif. Toutefois, les conséquences avérées des prélèvements ou les détériorations antérieures devraient nous rendre prudent au sujet de l'utilisation du capital naturel (Dasgupta, 1982)²⁴.

En résumé, les problèmes environnementaux et notamment paysagers sont marqués par une grande incertitude tant sur les usages futurs que sur les conséquences, associées à la possibilité que certaines d'entre elles soient catastrophiques. Cette situation a profondément modifié la perception des risques auxquels nous devons faire face, l'importance des dommages potentiels prenant le pas sur leur incertitude et exigeant que la décision politique précède la connaissance scientifique, à l'inverse de la chronologie habituelle où la connaissance précède l'action.

La combinaison de l'irréversibilité et de l'incertitude amène d'ailleurs à définir des critères généraux de choix, tels que le « principe de précaution » (Perrings, 1991)²⁵ : on ne peut courir le risque d'une évolution irréversible du paysage, même si celle-ci n'est pas certaine, et on doit, en conséquence, orienter systématiquement les choix vers les options apparaissant comme les plus prudentes.

Il serait donc légitime de justifier l'action de l'Etat par la reconnaissance du couple irréversibilité-incertitude qui traduirait un certain savoir concernant la valeur du paysage et les désirs futurs :

²³ VALLEE A. (2002), *Economie de l'environnement*, Editions du Seuil, Paris.

²⁴ DASGUPTA P.S. (1982), *The control of Resources*, Basil Blackwell, Oxford.

²⁵ PERRINGS C. (1991), "Reserved Rationality and the Precautionary Principle : Technological Change, Time and Uncertainty in Environmental Decision Making", in COSTANZA R. (ed.), *Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York.

- irréversibilité des effets de certaines décisions qui détruisent un paysage unique,
- incertitude de la demande des individus dont les goûts varient en fonction de nombreux paramètres.

L'institution collective cherche à définir légitimement (au sens savoir) des règles capables d'encadrer le renouvellement du paysage et de rendre les propriétaires conscients de la responsabilité collective de leur droit et des effets de leurs décisions, ceci afin que le paysage soit pris en compte dans sa globalité et dans une temporalité de long terme. La nécessité de considérer le paysage comme un patrimoine apparaît être une solution à ce problème de politique publique. Cette approche implique des règles de gestion spécifiques.

2 – La transmission du paysage

Pour reprendre la présentation faite par O. Godard, le fait de tenir le paysage pour un patrimoine s'organise autour de deux axes : le pôle synchronique du patrimoine où le patrimoine est le garant de la survie et de l'identité du groupe patrimonial, et le pôle diachronique : la transmission intergénérationnelle. S'il faut se placer dans une perspective patrimoniale, il convient de s'entendre sur ce qu'il faut transmettre et sur la manière dont on va le transmettre. La détermination de ce qui sera transmis aux générations futures revient à préciser ce qui doit être conservé et protégé. Puisque l'on ne connaît pas l'existant naturel, on ne peut tout conserver ; il faudra donc s'entendre sur des choix de conservation en établissant des priorités. Cette conservation / transmission est assurée instrumentalement par des institutions du droit positif telles que le principe de précaution²⁶, et fondamentalement par la théorie de l'équité intergénérationnelle. Mais avant d'analyser les conséquences de son application, il nous faut définir le paysage en tant que patrimoine.

a – Définition du patrimoine paysager

²⁶ Défini au plan international général par le principe 15 de la déclaration de Rio. La précaution impose qu'« en cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement » ; intégrant les notions de risque et d'incertitude scientifique, elle donne à l'environnement – donc aux générations futures – le bénéfice du doute. Pour une présentation complète de ce principe parmi les plus novateurs, voir HEY E. "The Precautionary Concept in Environmental Policy and Law : Institutionalizing Caution", The Georgetown International Environmental Law Review, vol 4, 1992, p. 312 et s.

L'importance accordée à la préservation des ressources naturelles ainsi que la valeur culturelle et sociale associée au paysage nous conduit à considérer celui-ci comme un patrimoine. La population exprime de réelles aspirations en matière de cadre de vie et de protection de la nature humanisée. Même les paysages ordinaires deviennent porteurs d'un sens social important, puisqu'ils sont le reflet des sociétés locales qui les ont produit ou transformé. Il existe en effet un lien intime entre les paysages et l'identité de ces sociétés, car les biens patrimoniaux sont précisément, ceux dans lesquels les hommes se reconnaissent à titre individuel et collectif : à raison, ils considèrent ces biens à la fois significatifs de leur passé et précieux pour leur avenir.

Ainsi, en économie, un consensus s'est établi autour de la notion de patrimoine naturel : il est défini comme l'ensemble des ressources qu'une génération reçoit de la précédente et qu'elle doit transmettre en quantité au moins équivalente à la génération suivante (Godard, 1990 ; Godard et Salles, 1991)²⁷. Cette définition fait le choix d'une conception conservatrice du patrimoine naturel dicté par le souci de freiner la dégradation inéluctable de la nature que l'activité économique génère. Cette approche résout également le problème concret de la propriété d'un bien comme le paysage : propriété collective (le paysage appartient à toute l'humanité), mais propriété incomplète, (car grevée d'une importante servitude : il doit être légué en l'état aux générations futures). Cl. Henry (1990)²⁸ avance l'idée d'une co-propriété entre la génération actuelle et la génération future. Ce faisant, on résout du même coup le problème de l'horizon temporel des décisions irréversibles actuelles : la génération est co-proprétaire avec la génération $n + 1$ qui à son tour, ayant hérité de la génération n , devient co-proprétaire avec la génération $n + 2$, et ainsi de suite²⁹.

Mais, le patrimoine peut également être défini comme un bien susceptible (moyennant une gestion adéquate) de conserver dans le futur des potentialités d'adaptation à des usages non prévisibles dans le présent (De Montgolfier, 1987)³⁰. Cette notion permet de faire face aux problèmes d'irréversibilité et d'incertitude tout en assurant une certaine continuité entre le

²⁷ GODARD M. (1990), idem ; GODARD M. et SALLES (1991), "Entre nature et société, les jeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement", in BOYER R., CHAVANCE B., GODARD O. (dir.), *Les figures de l'irréversibilité en économie*, Editions de l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences sociales, Paris.

²⁸ HENRY Cl. (1990), "Efficacité économique en copropriété", *Revue Economique*, vol. 41, n°2, pp. 195-214.

²⁹ BRIZIO J.P. (1992), "Pour une économie du patrimoine : la gestion de l'environnement", in LAMY Y. (dir.), idem, pp. 63-72.

³⁰ DE MONTGOLFIER J., NATALI J.-M. (1987), *Le Patrimoine du Futur, Approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, collection-économie agricole et agro-alimentaire, Economica, Paris.

passé et le futur. Plutôt que d'éléments figés une fois pour toutes dans un état donné, le patrimoine permet de faire face aux aléas du monde environnant et donc de s'adapter. « Cette adaptabilité n'est pas infinie. Lorsque le titulaire n'a pas un patrimoine suffisamment adaptable pour répondre aux aléas de l'environnement, il y a risque de dégradation irréversible : le patrimoine apparaît alors comme fragile, et peut devenir obsolète. C'est pourquoi le titulaire doit veiller à ce que son patrimoine s'adapte et évolue, afin de faire face aux incertitudes d'un avenir en général imprévisible » (De Montgolfier, 1987, p120)³¹. Les « hommes ont besoin du témoignage d'autres hommes et chaque époque puise dans celles qui l'ont précédée les émotions qui leur permettront de créer et de fabriquer » (Dupuis et Greffe, 1989, p.1)³². L'action de l'homme sur la nature au cours des siècles a conduit à la formation des paysages actuels témoignages de l'histoire passée. La demande de préservation du paysage s'inscrit dans ce cadre de transmission d'un patrimoine.

« Ces biens patrimoniaux circulent, principalement en vertu de la dévolution héréditaire, par héritage, par dotation, selon des schémas parallèles aux réseaux d'alliances patrimoniales et des stratégies spécifiques. Maintenir, étendre et transmettre des biens porteurs de valeurs sociales - identité, nom, prestige et continuité - et de valeur vénale sont les motivations principales des comportements patrimoniaux, surtout dans les campagnes. Ce patrimoine, à travers les comportements qui lui sont consubstantiels, permet à la société – et notamment aux groupes familiaux qui la composent – de se perpétuer, au-delà des finalités prévisibles et des rentabilités immédiates qui caractérisent les comportements économiques non patrimoniaux. Les biens patrimoniaux sont, donc, par définition, ceux dont toutes les utilisations ne sont pas prévisibles dans l'instant. Et voici en même temps pourquoi cette opposition des logiques – productiviste d'un côté, conservatrice de l'autre - , à l'œuvre dans l'exploitation du patrimoine naturel, est si redoutable lorsque les aménageurs s'y frottent. Eviter l'épuisement de la terre, la dégénérescence ou pire, la disparition des espèces, la dégradation des espaces boisés et non cultivés, nécessite un aménagement durable du milieu en freinant la recherche d'une productivité maximale. Cette exigence fondamentale a prévalu dans le processus qui a permis la création de ces espaces aménagés que sont les paysages ruraux. » (Chiva, 1995, p111).³³

³¹ DE MONTGOLFIER J., NATALI J.-M. (1987), op. cit., p. 120.

³² DUPUIS X. et GREFFE X. (1989), "La valorisation économique du patrimoine", Communication au Colloque d'économie de la culture d'Avignon, Mars 1986, reprise dans Economie et culture, La Documentation Française, Paris.

³³ CHIVA I. (1995), op. cit., p. 111.

Il ne s'agit en effet aucunement de figer le paysage. Il n'est pas question de muséifier mais à défaut de pouvoir prévenir les inévitables transformations qu'apportera le long terme, et d'éviter à ce patrimoine que sont les paysages, les outrages que notre époque peut lui infliger. Respecter les équilibres naturels n'est en effet pas synonyme de les maintenir. La nature ne se conçoit pas comme un équilibre statique mais dynamique, et son mouvement est permanent. Il n'existe ni nature de référence, ni paysage de référence. On peut toutefois justifier, dans des cas exceptionnels et pour des surfaces restreintes, de créer un lieu témoin comme l'on classe un monument historique. Le reste demeure soumis à la loi de l'évolution et quoique nous fassions, il est plus que vraisemblable que les paysages que nous aurons à observer dans 50 ou 100 ans seront différents de ceux que nous connaissons aujourd'hui.

Cependant, au-delà de cette présentation, il faut essayer de saisir les enjeux de cette conception patrimoniale de la nature. Le patrimoine naturel tel que nous l'avons défini est une réponse au défi du développement durable. Mais on ne peut relever ce défi qu'en modifiant les rapports de l'économie et de l'éthique. Il faut en effet qu'un impératif éthique (Henry, 1990, Hermitte 1991)³⁴, d'essence non économique s'impose à la sphère économique, qui sans cela continuerait à fonctionner de la même façon. Le principe éthique cohérent avec le concept de patrimoine naturel est celui d'équité intergénérationnelle (c'est-à-dire la transmission d'un patrimoine naturel intact à la génération future pour qu'elle bénéficie des mêmes espérances de développement).

b – L'équité intergénérationnelle

En effet, le point important est alors de savoir comment respecter un principe d'équité intergénérationnelle à partir du moment où l'on admet que le paysage est un patrimoine. Il s'agirait de transmettre aux générations futures un stock global de capital constant. Le principe d'équité intergénérationnelle implique en effet de maintenir intact, dans le temps, notre patrimoine total, y compris le patrimoine naturel de manière à léguer aux générations futures un « capital » identique à celui dont nous jouissons actuellement. E. Brown-Weiss (1993)³⁵ identifie trois principes fondamentaux d'équité intergénérationnelle : le principe de conservation des options, le principe de conservation de la qualité et le principe de

³⁴ HENRY Cl. (1990), idem ; HERMITTE M-A. (1991), "La nature entre l'éthique et la marché", *Cahiers Français*, n°250, p. 120 et sq.

³⁵ BROWN-WEISS E. (1993), *Justice pour les générations futures*, Unu Press/Sang de la Terre.

conservation du droit d'accès. Ce patrimoine renferme les possibilités d'un bien-être potentiel (OCDE, 1996, p19)³⁶. Ainsi, D.W. Pearce (1990)³⁷ souligne que les phénomènes de non-substituabilité, d'irréversibilité et d'incertitude requièrent le maintien d'un « stock minimum de sécurité de capital naturel » ou encore l'application d'un « principe de précaution » selon lequel le stock total de ressources environnementales ne devrait pas diminuer dans le temps. De même, Cl. Henry (1990)³⁸ préconise dans le cadre de la préservation des intérêts des générations futures d'appliquer un principe éthique au calcul économique. Cette approche doit conduire à l'application d'un « principe de copropriété » de l'environnement entre les générations présentes et les générations futures. Ce principe doit amener à une prise en compte de celui-ci dans le calcul économique et dans le processus de prise de décision par l'intermédiaire de mécanismes institutionnels assurant la solidarité entre les générations.

Dans cette analyse de transmission intergénérationnelle, le stock global à transmettre est constitué de deux éléments différents : un stock de capital « artificiel », qui inclut l'ensemble des biens et facteurs de productions produits par l'homme et un capital « naturel », c'est-à-dire les ressources naturelles renouvelables et non renouvelables (eau, sols, faune, flore...). L'entretien et la transmission d'un potentiel de croissance et de bien-être, exigent l'application de principes de gestion spécifiques à chacune de ces composantes du capital global. Le capital naturel étant indispensable et irremplaçable, la seule production de biens « artificiels » ne procurerait un flux de revenu au moins constant que si ces biens pouvaient assurer les mêmes fonctions que les ressources naturelles. L'idée d'un maintien du patrimoine global suppose que les composantes naturelles aient des substituts artificiels, ce qui n'est que partiellement vérifié, du fait de certaines limites techniques.

Le paysage constitue un cas un peu particulier. Il est composé de deux éléments : le support physique du paysage ou « paysage objet » est composé d'objets naturels (roches, sols, reliefs, eau, végétaux, traces d'une histoire naturelle du lieu) et des empreintes des sociétés qui s'y sont succédées. Les paysages ruraux et agricoles sont marqués par l'habitat, les bâtiments divers, les voies de communication, les monuments, mais aussi par le maillage

³⁶ OCDE (1996), *Evaluer les dommages à l'environnement, Un guide pratique*, Paris.

³⁷ PEARCE D.W. (1990), "Environmental Sustainability and Cost Benefit Analysis", *Environment and Planning*, 22, 1259-1266.

³⁸ HENRY Cl. (1990), op. cit.

parcellaire et les types de végétaux cultivés. Ils sont d'une grande valeur par la perception de « naturel » qui en résulte.

On pourrait alors légitimement considérer que le paysage est formé de deux composantes complémentaires : du paysage naturel correspondant à du capital naturel et du paysage artificiel pouvant être assimilé davantage à du capital manufacturé ou « artificiel », dont la caractéristique principale réside dans sa capacité à être reproduit. Toutefois, la frontière entre ces deux éléments n'est pas aussi nette. Nous avons montré précédemment sur du paysage produit artificiellement pouvait malgré tout être considéré comme naturelle à long terme (on peut citer l'exemple une forêt plantée donc produite artificiellement, et qui à terme sera considérée comme naturelle). Ce constat nous a amenés à parler d'évolution spontanée concernant certains éléments paysagers plutôt que de phénomènes irréversibles.. Une partie du capital naturel c'est-à-dire du paysage vierge subit une évolution inéluctable qui n'est pas nécessairement synonyme de dégradation. On peut alors se demander s'il est nécessaire d'intervenir pour contrecarrer cette évolution ou au contraire, l'accepter comme une étape de l'évolution des paysages. L'hypothèse de substituabilité avec le capital reproductible est alors envisageable et les règles d'efficacité économiques s'appliquent à la gestion des actifs, comme dans la situation de durabilité faible³⁹.

La constance du stock global de capital naturel, c'est-à-dire de l'ensemble des paysages, n'est plus une condition nécessaire au respect du principe d'équité intergénérationnelle et seul le maintien d'un stock minimal d'actifs naturels est requis ; il correspond à un seuil critique en deçà duquel on compromettrait le bien-être des générations futures. La transmission intergénérationnelle porte désormais uniquement sur le « capital naturel critique », qui se rapporte à des actifs dont la dégradation comporte un risque élevé d'irréversibilité sur une grande échelle. Ces actifs n'ont pas de substituts et le progrès technique ne peut s'appliquer à leurs fonctions. L'hypothèse de substitution possible entre les autres formes de capital et ce capital naturel critique doit être abandonné au profit de celle de complémentarité. La nécessité de préserver certaines composantes paysagères apparaît essentielle, mais ces éléments peuvent concerner des paysages artificiels considérés comme naturels et présentant une valeur culturelle. Ainsi, si la conservation des paysages naturels et faiblement anthropisés semblent faire l'objet d'un certain consensus, le statut des paysages

³⁹ VALLEE A. (2002), op. cit.

agraires ou autres témoins des activités humaines est plus complexe. Certains paysages de terrasses ou de bocage, voire même certaines forêts peuvent être assimilées au « naturel » ; certains sites bâtis à des ensembles monumentaux et peuvent justifier des mesures de protection.

Il semble qu'un certain nombre d'éléments paysagers doivent être conservés mais là encore tout dépendra de la perception des individus. La prise de décision ne peut se faire que par rapport à la valeur accordée à ces paysages. Toutes ces questions ont été prises en compte par l'économie de l'environnement qui a complètement renouvelé, derrière l'éternelle question de la valeur, l'appréhension du paysage. De nombreuses raisons permettent de justifier la préservation des paysages tant parce qu'il fait l'objet d'une demande sociale que par la valeur patrimoniale qui lui est attachée.

B - La gestion patrimoniale du paysage

Pour fonder une action de protection de la nature ou asseoir une prise de décision dans le domaine de l'environnement en présence d'incertitude et d'irréversibilité, deux grandes références sont couramment invoquées : la préservation des options futures de choix et la transmission patrimoniale. La première de ces références a conduit, dans le cadre de la théorie de la décision en incertain, à la notion de valeur d'option (Henry, 1974 ; Cohendet et Llerena, 1989)⁴⁰. La deuxième a donné lieu, notamment en France, à l'élaboration progressive d'une doctrine et d'une démarche d'intervention, la gestion patrimoniale des ressources naturelles.

1 – Principales justifications

a - Un paysage aux multiples usages

Lorsqu'une ressource naturelle, comme le paysage, est gérée d'une manière extensive ou peu artificialisée, ses usages potentiels sont souvent multiples. Au contraire, l'artificialisation se fait en général au profit d'un usage prépondérant qui tend peu à peu à devenir un usage unique et exclusif. Ainsi, la forêt de Rouvière, peu artificialisée, garde des

⁴⁰ HENRY C. (1974), "Investment decisions under uncertainty : the irreversibility effect", *American Economic Review*, p. 64, décembre ; COHENDET P., LLERENA P. (1989), *Flexibilité, information et décision*, Paris, Economica.

usages potentiels multiples : production de bois de qualité, écosystème à la flore et à la faune riche, lieu de récréation apprécié. Au contraire une forêt d'essence à croissance rapide, très artificialisée, voit le nombre de ses usages réduit : flore et faune sont pauvres ; valeurs esthétique et touristique faibles.

L'existence d'usages potentiels multiples est un puissant facteur de sécurité. On peut supposer que l'importance relative de ces divers usages variera avec le temps : mais que parmi tous les usages possibles, il y en aura toujours quelques-uns qui justifieront la bonne gestion de la ressource. Au contraire lorsqu'une ressource a été étroitement spécialisée en vue d'un usage unique, on court le risque de s'être engagé dans une impasse si cet usage vient à perdre son intérêt. Cette idée que la multiplicité des usages est un élément important de sécurité et de bonne gestion à long terme est une des bases essentielles sur lesquelles repose la notion de patrimoine.

Ainsi, le paysage possède diverses fonctions (esthétique, récréative, écologique...) dépendantes les unes des autres, qui servent de support à l'expression de bénéfices eux-mêmes indissociables. Les paysages sont en effet sources d'agrément, de plaisir, de sensations qui découlent autant de leurs qualités relatives que des ambiances rurales (air pur, espace de détente, dépaysement), que de leur nature même, notamment pittoresque (patrimoine naturel ou façonné par l'homme) (Donadieu, 1995)⁴¹. Le paysage constitue également un vecteur identitaire, comme par exemple à travers les écomusées paysagers, fondé sur une production originale et commercialisable. On pourrait également citer la restauration de paysages de lavande, de noyeraies dans le Valentinois, de tilleuls en Bresse, la renaissance du vignoble en pays toulousain et de la lande limousine où la bruyère est récoltée par la filière des « tisaniers ».

b – Le paysage, objet d'une demande

Il existe une demande croissante du public pour ces aménités, qui possèdent une valeur et/ou une utilité, et constituent en cela une ressource pour le développement économique (Beuret, Saïka, 1999)⁴². Mais il apparaît difficile de révéler la demande d'un point

⁴¹ DONADIEU P. (1995), "Pour une conservation inventive du paysage", in ROGER A. (dir.), *La théorie du paysage en France*, Champ Vallon, Seyssel, pp. 400-423.

⁴² BEURET J.E., SAIKA Y. (1999), *Cultiver les aménités rurales, une perspective de développement économique*, OCDE, Paris, 122 p.

de vue économique car il n'existe pas à proprement parler de marché pour cet actif mais des échanges de biens et services qui lui sont liés (foncier, équipement de loisir...)(Guérin, Michalland, 2000)⁴³. De plus, cette demande ne peut se traduire en demande individuelle et solvable. Le paysage suscite plutôt un « concernement collectif », c'est-à-dire une préoccupation qui ne débouche pas sur une contribution financière directe (Facchini, 1993)⁴⁴. C'est là que naît toute la difficulté de prévoir des bénéfices issus des actions de valorisation du paysage. Il existe malgré tout des études d'impact ou autres dont les résultats vont permettre d'une part d'apprécier les effets des dépenses investies, et d'autre part de servir de moyen de pression aux agents favorables à la protection et/ou à l'entretien des paysages.

Des stratégies sont ainsi envisagées pour ajuster au mieux l'offre à la demande et réciproquement, afin que le potentiel représenté par le paysage profite aux acteurs du monde rural. Dans le domaine du tourisme en milieu rural, le maintien d'un paysage préservé peut constituer un atout considérable, mis en avant notamment par le concept de « tourisme durable »⁴⁵. Il devient le support d'un tourisme vert florissant, joue un rôle dans l'image d'une région mais également dans celle de certains produits, notamment dans le cas des AOC. Elles garantissent le mode de production mais surtout une aire de production définie par l'homogénéité du terroir. C'est l'image du territoire, donc de ses paysages entre autres, qui est vendue via le produit. Ainsi, la relance de la race bovine d'Aubrac permet le maintien de deux éléments caractéristiques de l'identité locale : la tomme d'Aubrac et la transhumance des bovins qui concourt à l'exceptionnelle qualité paysagère des hauteurs volcaniques de l'Aubrac entre 600 et 1469 m. Ainsi, les politiques publiques ont pour la plupart des incidences sur l'entretien et l'aménagement des paysages. Elles permettent en outre de palier aux défaillances des mécanismes de marché que provoquent ces externalités paysagères. Les aides sont alors un moyen d'internaliser ces externalités de production. Les CTE pour

⁴³ GUERIN M., MICHALLAND B. (2000), "Le paysage : quelles caractéristiques économiques ? " Communication du séminaire : *Le paysage a-t-il une valeur économique ?* le 16 mars 2000 à Clermont-Ferrand, 16 p.

⁴⁴ FACCHINI F. (1993), op. cit.

⁴⁵ Les critères du tourisme durable sont les suivants :

- utilisation de moyens de transport collectifs à coût énergétique moindre ou non motorisés (train, vélo)
- choix de destinations plus proches et moins fragiles
- construction d'infrastructures d'accueil dans des sites déjà dégradés type friche agricole, en encourageant la restauration des paysages traditionnels
- mobilisation et implication de tous les gestionnaires de l'espace naturel rural
- une meilleure gestion des sites protégés très fréquentés (quota de visiteurs)
- planification régionale environnementale
- codes de bonne conduite et de pratiques adressés à tous les acteurs de l'industrie touristique.

l'agriculture ou les Chartes Forestières de Territoire pour la sylviculture en sont une application.

L'analyse des retombées économiques liées au paysage peut constituer un indicateur de sa valeur économique totale. Mais, il faut faire attention car le calcul des avantages liés au paysage se concentre souvent uniquement sur les bénéfices liés à l'usage et ignore les bénéfices substantiels, en termes d'usage différé et de non-usage, pouvant intervenir dans le choix de poursuivre ou non un projet. Il convient de tenir compte de l'avis des usagers et des non-usagers du bien considéré : souhaitent-ils poursuivre le projet et sont-ils prêts à y contribuer financièrement ? La réponse à ces questions peut être apportée par application d'une méthode d'évaluation monétaire des bénéfices. Nous présenterons dans la deuxième partie les différentes méthodes utilisables dans le cas du paysage et nous appliquerons celle qui semble la plus pertinente.

2 – Principes de gestion

Plutôt que d'éléments figés une fois pour toutes dans un état donné, le patrimoine est constitué par une structure, un réseau de relations entre éléments, réseau qui permet au titulaire de trouver la « bonne réponse » face aux aléas du monde environnant, et donc de s'adapter. Cette adaptabilité n'est pas infinie. Lorsque le titulaire n'a pas un patrimoine suffisamment flexible pour répondre aux aléas de l'environnement, il y a risque de dégradation irréversible : le patrimoine apparaît alors comme fragile, et peut devenir obsolète. C'est pourquoi le détenteur doit veiller à ce que son patrimoine évolue, afin de faire face aux incertitudes d'un avenir en général imprévisible. Mais il doit être géré, selon une stratégie qui maintient son adaptabilité, en le faisant évoluer, en assurant sa reproduction.

a – Les caractères propres de la gestion patrimoniale

Tout patrimoine vivant doit être administré dans le respect des cycles et des rythmes auxquels il est soumis, des échelles spatio-temporelles des phénomènes biologiques mis en jeu, des seuils qui ne peuvent être dépassés sans entraîner un risque de dégradation irréversible. Un patrimoine possèdera d'autant plus de potentialités d'adaptation qu'il

comportera une plus grande variété interne⁴⁶. La qualité des ressources naturelles comme le paysage, dépend du devenir des milieux qui le composent ; la gestion des unes dépend de la gestion des autres. Les milieux étant soumis à toutes sortes d'aléas imprévisibles, un des principaux critères de la capacité d'absorption ou d'adaptation réside dans la préservation de la variété des potentialités de leur usage ; il y a là un facteur de sécurité⁴⁷.

Le souci de léguer aux générations futures un patrimoine naturel en état de se renouveler, mais non figé, car le patrimoine doit évoluer, constitue un objectif en tant que tel de la gestion au côté d'autres considérations. Il appartient à l'Etat de représenter les intérêts des générations futures si les autres acteurs ne le font pas spontanément⁴⁸. Néanmoins, la solution institutionnelle ne peut généralement pas être trouvée dans une prise en charge directe de la gestion par l'administration, car la qualité des milieux dépend des comportements et des usages quotidiens d'un grand nombre de personnes et des interdépendances qui se créent entre eux à cette occasion. L'administration directe par l'Etat, bien souvent, ne fait que provoquer désintérêt et déresponsabilisation des populations locales, sans que l'Etat dispose de la capacité d'information et de réponse adéquate à la solution des problèmes marqués par les particularités locales. L'objectif de l'intervention de l'Etat devrait être prioritairement de susciter ou de développer une conscience patrimoniale chez les acteurs impliqués dans le devenir d'un milieu ou d'une ressource, mais dans le respect de la liberté et de la responsabilité de ces acteurs⁴⁹.

Bien qu'il existe des gestions patrimoniales relevant de la responsabilité d'un titulaire unique, personne publique ou privée, le type de gestion qu'appellent les problèmes de dégradation de ressources et de milieux est une gestion patrimoniale de bien commun, impliquant une pluralité d'acteurs se découvrant chacun titulaire d'un intérêt patrimonial pour la même ressource ou le même espace, au-delà des découpages juridiques des droits de propriété. Il résulte de ce qui précède qu'une gestion patrimoniale est obligatoirement conflictuelle : elle consiste à choisir quels usages on fera de l'élément en cause au détriment

⁴⁶ Ceci correspond au théorème de la variété requise, en théorie des systèmes : pour pouvoir répondre à des variations aléatoires de l'environnement, un système doit disposer dans ses paramètres internes d'un potentiel de variété supérieur à celui de ces variations.

⁴⁷ DE MONTGOLFIER J., NATALI J.-M. (1987), op. cit.

⁴⁸ OLLAGNON H. (1984), "Acteurs et patrimoine dans la gestion de la qualité des milieux naturels", *Aménagement et nature* (74).

⁴⁹ OLLAGNON H. (1989), "Une approche patrimoniale de la gestion de la qualité du milieu naturel", in MATHIEU N., JOLLIVET M., (eds.), op. cit.

ou par limitation, et dans quelle mesure, de quels autres usages. Seule la mise en œuvre d'une négociation patrimoniale peut surmonter cet obstacle.

b – La négociation patrimoniale

Le moteur de cette gestion est en effet l'organisation d'un processus de négociation entre acteurs concernés qui vont, chacun sur la base de ses propres intérêts patrimoniaux, définir de concert les règles et les moyens de gestion à mettre en œuvre, ainsi que les règles d'actualisation de ces régimes de gestion. Le succès de cette négociation, qui n'exclut pas, au contraire, les phases de conflits, dépend de l'élaboration d'un langage commun, de la définition d'un lieu et de procédures de négociation recueillant l'accord⁵⁰. Un des ressorts du dépassement des phases conflictuelles réside dans l'invention de solutions positives susceptibles de déplacer le cadre initial de référence dans lequel les oppositions sont cristallisées. En cas de succès, la négociation produit un bénéfice mutuel pour toutes les parties : le renforcement de l'identité et de l'autonomie des divers acteurs concernés qui en résulte constitue le critère ultime d'une bonne gestion.

Par l'adoption d'un cadre et d'une procédure explicites de négociation, par la mobilisation des connaissances sur les milieux, celle des scientifiques, mais celle aussi des acteurs locaux, par l'élaboration de prévisions et de scénarios simulant des évolutions possibles, par la prise en compte des divers points de vue portés par différents acteurs, ce processus de négociation réorganise et rationalise les gestions traditionnelles, souvent peu explicites et peu cohérentes.

Les moyens à mobiliser pour assurer la gestion et le contrôle sont divers : règlements, moyens financiers, incitations contractuelles, moyens d'information... Mais leur efficacité dépend beaucoup du fait qu'ils résultent d'une négociation ayant associé les parties prenantes et de la manière dont ils s'insèrent dans un ensemble de comportements effectifs de gestion. C'est faute d'une telle adhésion préalable que l'approche réglementaire classique serait souvent inefficace, c'est-à-dire peu appliquée, rapidement en retard sur les évolutions des

⁵⁰ DE MONTGOLFIER J., NATALI J.-M. (1987), "Approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles" in *Le patrimoine du futur : approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, Economica, Collection Economie Agricole et Agroalimentaire, Paris, 1987, pp. 111-125.

pratiques et des techniques, prise entre les écueils de l'impuissance, si elle est trop générale ou de la paralysie, si elle est trop détaillée...

L'intervention d'un arbitre n'est pas toujours indispensable mais le sera fréquemment. L'Etat, bien que lui-même souvent partie prenante à la négociation, sera le mieux placé pour jouer éventuellement ce rôle. Il le fera d'autant mieux qu'il aura été le moteur principal de la mise en place du langage par la vulgarisation et l'information des acteurs et qu'il aura pu offrir également le lieu de négociation.

L'Etat se trouvera donc en position dominante vis-à-vis des autres acteurs. Mais dans un problème complexe, l'Etat a, en fait, plusieurs représentants ayant chacun en charge un aspect particulier de l'intérêt général. Sa position sera le résultat d'une première négociation inter-services et aura donc toute chance d'être une position moyenne raisonnable. Il se doit en outre, s'il ne veut pas vider de son sens toute négociation patrimoniale, de montrer dans ses arbitrages la plus grande modération compatible avec la défense de l'intérêt général.

Cette analyse définit les principes d'une gestion du paysage dans une optique de transmission intergénérationnelle. L'enjeu de la négociation patrimoniale est de parvenir à créer un nouveau mode de gestion qui allie l'efficacité technique de la gestion mono-acteur, et l'efficacité sociale de la gestion traditionnelle. La mise en œuvre de ce nouveau mode de gestion dépendra du bon fonctionnement des processus de négociation qui seront mises en place. Cette éthique doit se traduire dans les actes quotidiens de gestion. Mais dans la pratique, les procédures de régulation du paysage mises en œuvre depuis déjà de nombreuses années ne semblent pas nécessairement suivre cette logique. Sur la base de cette étude, nous pouvons dresser un bilan de ces différentes mesures décidées tant au niveau français qu'au niveau européen. Il s'agit de montrer d'une part comment ces mesures ont évolué d'une simple protection à une véritable gestion et d'autre part, d'évaluer ces mesures au regard des critères précédemment définis, notamment les principes d'une gestion patrimoniale négociée.

II – Une évolution des moyens de préservation du paysage agricole : de la protection à la gestion

A – La législation française au service du paysage

La politique publique française a déjà largement pris en compte le paysage tant au niveau législatif que réglementaire et grâce aussi à la jurisprudence administrative. Le premier texte législatif qui vise expressément le paysage date de 1906⁵¹. On va constater que le paysage fait bien déjà partie des politiques publiques rattachées à l'environnement et que de façon directe ou indirecte il fait l'objet de nombreux textes tant en matière d'environnement que d'urbanisme et d'aménagement du territoire. Ces mesures ont toutefois évolué à la fois dans la façon d'appréhender et de gérer l'objet paysage et également dans les éléments paysagers pris en compte. Mais malgré l'évolution amorcée, la principale critique adressée à ces différentes mesures peut être qu'elles ont été initiées par l'Etat sans négociation avec les acteurs concernés.

1 – Un bref rappel historique

a - Des sites remarquables aux paysages banals

Les premières lois concernant le paysage datent du début du XX^{ème} siècle. Celles-ci ne concernent au départ que des portions restreintes du paysage voire même des objets ponctuels. Leur but premier était à travers ces dispositifs de protéger des sites aux caractéristiques spécifiques c'est-à-dire essentiellement des sites dits « remarquables ». Puis, la législation s'est élargi à des sites plus ordinaires ou moins remarquables (Rousso, 1995)⁵². On peut donner les principales lois mises en œuvre :

- loi du 26 avril 1906 sur la protection des monuments et sites naturels d'intérêt artistique,
- loi du 31 décembre 1913 sur la protection des monuments historiques et de leurs abords par l'Etat,
- loi du 2 mai 1930 relative à la protection des « monuments naturels et sites de caractère artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque », avec l'introduction de la distinction entre *sites classés* et *sites inscrits*,

⁵¹ CRIDEAU (2002), *Etude d'impact sur le projet de loi autorisant la ratification de la Convention européenne du paysage*, Centre International de Droit Comparé de l'Environnement, CNRS-INRA, Université de Limoges.

⁵² ROUSSO A. (1995), "Le droit du paysage. Un nouveau droit pour une nouvelle politique", Courrier de l'Environnement de l'INRA, (26) : pp. 29-42.

- loi du 1^{er} juillet 1957 sur la protection des sites,
- loi du 22 juillet 1960 relative aux parcs nationaux,
- loi de 1967 sur la création des Parcs Naturels Régionaux (PNR),
- loi du 9 janvier 1985 sur le développement et l'aménagement de la montagne,
- loi du 31 décembre 1985 sur l'aménagement du foncier rural et le respect du milieu naturel,
- la loi du 8 janvier 1993 sur la protection et la mise en valeur des paysages (JO, 1993, n°149),
- enfin, la convention européenne du paysage du 20 octobre 2000. Il s'agit d'une charte certes décidée au niveau européen mais dont l'application reste à la charge de chaque état membre, d'où son classement parmi les mesures françaises.

Le point commun des premières lois promulguées est qu'elles ne visent qu'à protéger, quel que soit le type de site concerné, et non à aménager et/ou gérer. Ces dispositifs législatifs ne permettent pas, même s'ils sont à l'origine de retombées économiques notamment en matière d'emplois (secteur tertiaire essentiellement pour assurer la mise en œuvre et le respect de la réglementation), d'intégrer des activités économiques de production telles que la production agricole, et constituent d'ailleurs le plus souvent une contrainte (CES 1998)⁵³. En effet, ces lois aboutissent le plus souvent à figer le paysage c'est-à-dire à sa « momification », autrement dit, « à sa mort » (Périgord, 1996)⁵⁴. Cette perception est en totale contradiction avec les principes de l'approche patrimoniale où le paysage ne doit pas cesser d'évoluer.

C'est seulement à partir de 1967 avec la création des Parcs Naturels Régionaux que s'opère une modification dans la manière de prendre en compte le paysage dans la législation française. Les parcs ont été créés « *dans une perspective d'aménagement conciliant protection, développement et maintien d'une couverture démographique jugée suffisante et nécessaire à leur développement* » (Périgord, 1996)⁵⁵. Il s'agit désormais de concilier protection des paysages et activité humaine, objectif qui n'était pas envisagé avec la création des Parcs Nationaux en 1960. Le but des Parcs nationaux était de protéger des vastes espaces des interventions humaines, afin d'y préserver les richesses naturelles et la beauté des paysages. Les Parcs Nationaux et les réserves naturelles ont la même logique de protection, et

⁵³ CES (1998), "Croissance et environnement", Avis et rapports du Conseil Economique et Social (17) : 174.

⁵⁴ PERIGORD M. (1996), op. cit., p. 54.

⁵⁵ PERIGORD M. (1996), op. cit., p. 54.

ils sont administrés par l'Etat. Les Parcs Naturels Régionaux au contraire marquent une rupture, car ils sont à l'initiative des collectivités territoriales (Rouso, 1995)⁵⁶, et ils intègrent protection et valorisation.

b – Du paysage protégé au paysage aménagé

Mais la principale avancée en matière de prise en compte du paysage est intervenue avec la loi du 8 janvier 1993 sur la protection et la mise en valeur des paysages : il ne s'agit plus seulement de les protéger mais également de les aménager et de les gérer. En effet, les changements importants subis par le paysage suite aux mouvements d'industrialisation et d'urbanisation ont conduit le législateur à prendre des mesures non plus seulement destinées à les protéger, mesures désormais insuffisantes. Un premier mouvement a été initié avec la création des lois « Littoral » et « Montagne ». La loi « Littoral » du 3 janvier 1986 est relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral et fait de « la préservation des sites et paysages du patrimoine » un de ses objectifs prioritaires⁵⁷. De même, la loi « Montagne » du 9 janvier 1985 concerne le développement et la protection de la montagne. Elle tend à discipliner le tourisme et ses excès, notamment en visant à dessiner les contours d'une urbanisation nécessairement limitée et volontairement intégrée. On peut toutefois reprocher à ces deux dispositifs leur conception élitiste puisqu'elles ne concernent que des espaces spécifiques liés à leur localisation géographique.

Avec la loi « Paysages », le but explicite est de fournir un cadre législatif susceptible d'associer l'ensemble des paysages à l'activité humaine, et non plus seulement de les protéger en excluant certains du développement économique. Ainsi, la définition du paysage retenu dans la loi « Paysages » et par les dispositifs consécutifs, consacre désormais l'application des politiques de protection et d'aménagement aux paysages banals :

« Végétal ou minéral, naturel ou urbain, ouvert ou fermé, le paysage objet de la directive peut avoir été façonné par l'homme ou par la nature ; son caractère remarquable peut être lié autant à ses composantes géographiques ou virtuelles, qu'à son contexte historique ou culturel » (Rouso, 1995, p.38)⁵⁸.

⁵⁶ ROUSSO A. (1995), "Le droit du paysage. Un nouveau droit pour une nouvelle politique", Le Courrier de l'Environnement de l'INRA, n°26, décembre 1995, pp. 29-40.

⁵⁷ GHAYE G. (1994), "Une loi qui gagne à s'afficher", Etudes Foncières, n°63, juin 1994, pp. 15-18.

⁵⁸ ROUSSO A. (1995), op. cit., p. 38.

Ces changements intervenus dans l'application des dispositifs législatifs ont permis non seulement d'accroître le nombre et les types de paysages concernés, d'élargir les compétences des collectivités locales en la matière mais également de prendre en compte des intérêts multiples dans les processus de développement. C'est dans ce cadre que deux nouveaux outils ont été mis à la disposition des collectivités locales : le *plan de paysage* et le *contrat pour le paysage*. Ils permettent aux collectivités d'engager des mesures concrètes de gestion paysagère dans lequel les intérêts de différents groupes d'acteurs, et notamment les agriculteurs, sont représentés (Direction Générale des Collectivités locales, 1995)⁵⁹.

Enfin, la convention du paysage de Florence du 20 octobre 2000 répond à une préoccupation largement partagée en Europe : la dégradation continue du patrimoine paysager. Celle-ci résulte d'une extension, souvent mal contrôlée, de l'urbanisation et des réseaux d'infrastructure de transports et d'énergie, du développement d'aires d'activités artisanales et commerciales à l'entrée des villes et villages, de l'essor massif des activités diverses de loisirs, de la simplification des paysages agraires due à l'intensification agricole. S'il est normal que les paysages évoluent en fonction des modes d'occupation des sols, ces processus ont été accomplis sans que l'on prenne en compte l'aspect qualitatif du développement et de l'aménagement du territoire. Le désir de bien-être et les principes du développement durable exigent une attention nouvelle portée au paysage en tant que cadre de vie quotidien des gens et expression de leur patrimoine naturel et culturel. La convention est fondée sur trois postulats :

- le paysage est un patrimoine collectif indépendamment de sa beauté et de sa localisation. Le champ d'application territorial de la convention est dès lors très vaste puisqu'il porte sur tout le territoire en visant aussi bien les espaces naturels et ruraux que les espaces urbains et périurbains, les paysages remarquables et les paysages ordinaires ou quotidiens, incluant même les paysages dégradés.
- Le paysage doit faire l'objet d'une politique publique fondée sur le triptyque : protection, gestion et aménagement. Le paysage n'est pas immuable, on doit être en mesure de le gérer et de l'aménager pour accompagner les évolutions du territoire, indépendamment des strictes mesures de protection qui ne peuvent porter que sur des espaces limités.

⁵⁹ DIRECTION GENERALE DES COLLECTIVITES LOCALES (1995), *Patrimoine et paysages. Guide pratique de l'élu*, Paris, Ministère de l'Intérieur.

- Le paysage doit être un lieu de citoyenneté démocratique. La convention impose la mise en place de procédures de participation du public, des élus et des acteurs concernés pour ce qui touche à la définition et à la mise en œuvre des politiques du paysage.

Ces dernières mesures constituent une avancée notable pour la mise en œuvre d'une gestion patrimoniale négociée. Ces instruments sont en effet mis en œuvre sur la base de la reconnaissance du paysage en tant que patrimoine ainsi que sur des processus de concertation entre les différents acteurs concernés. La loi « Paysages » a également permis la création du Conseil National du paysage le 8 décembre 2000 (JO du 15 décembre 2000), qui a pour but de faire un bilan annuel, et des propositions de mesures. Le paysage est pris en compte par différentes réglementations. L'action publique ne vise plus seulement à réglementer, mais elle élabore des politiques incitatives qui ont pour but d'induire un comportement particulier des individus ou des organisations (Beuret et Saika, 1999)⁶⁰. Ces politiques peuvent être différentes par leurs modalités d'action, et elles peuvent être rattachées aux secteurs sur lesquelles elles prennent corps comme l'agriculture.

2 – Gestion du paysage par l'agriculture

a - Une intégration progressive

Différentes mesures existent depuis quelques années pour favoriser la prise en compte du paysage par l'agriculture. Nous allons essayer d'en dresser un bilan non exhaustif en insistant sur celles qui nous paraissent les plus représentatives et/ou intéressantes. La première de ces mesures est le label « paysage de reconquête », créé en 1992 sur l'initiative du Ministère de l'Environnement. L'objectif recherché réside dans la prise en compte de préoccupations dépassant la simple protection des milieux naturels : il s'agit de prendre en considération à la fois les intérêts paysagers, économiques et sociaux dans le but de promouvoir le lien « produit-paysage » et d'assigner ainsi un rôle actif aux agriculteurs (Laurens, 1997)⁶¹. L'intégration progressive du secteur agricole dans les politiques de gestion

⁶⁰ BEURET J.E., SAIKA Y. (1999), *Cultiver les aménités. Une perspective de développement économique*, OCDE, 122 p.

⁶¹ LAURENS L. (1997), "Les labels paysage de reconquête, la recherche d'un nouveau modèle de développement durable", *Nature-Science et Société* 5(2) : pp. 45-56.

du paysage a conduit le Ministère de l'environnement et le Ministère de l'agriculture à s'impliquer conjointement dans la politique française de protection des paysages. Le Ministère de l'agriculture tout comme les chambres d'agriculture deviennent les principaux partenaires engagés dans la mise en œuvre des dispositions réglementaires des labels « paysage de reconquête ». Cette mesure est restée ponctuelle, seulement cent sites ont été labellisés avec une enveloppe budgétaire de 150 000 francs pour chacun d'entre eux, et a été relayée ensuite par les labels « paysage de terroirs ».

Il existe en outre un certain nombre d'aides de l'Etat directement en faveur de l'agriculture en vue d'encourager la prise en compte du paysage. La plupart pour ne pas dire aucune ne vise à rétribuer les agriculteurs uniquement pour la production de paysage, mais certaines y sont directement ou indirectement liées. On recense notamment :

- les indemnités compensatoires des handicaps naturels (ICHN) (Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 1998)⁶²,
- le Fonds de gestion de l'espace rural (FGER),
- les mesures en faveur de l'agritourisme,
- les mesures agri-environnementales locales (c'est-à-dire le volet national des mesures agri-environnementales de la PAC).

Les indemnités compensatoires des handicaps naturels (ICHN) ont pour objet de compenser des handicaps naturels permanents tels que l'altitude, la pente ou un contexte économique et social défavorable dans lesquels se déroule l'activité agricole, notamment les zones de montagne. Elles contribuent à maintenir la communauté rurale, à préserver l'espace naturel et à conserver et promouvoir des modes d'exploitations durables qui tiennent compte en particulier d'exigences environnementales. Ces indemnités peuvent donc être envisagées comme indirectement en faveur de l'entretien du paysage victime du recul de l'agriculture. La préservation du paysage passe en effet par le maintien de l'agriculture dans les zones défavorisées. Ces mesures visent ainsi à assurer d'une part un certain niveau de revenu aux agriculteurs et d'autre part l'entretien de l'espace par l'élevage extensif. Le paysage est alors considéré comme un produit joint intentionnel à la production animale.

⁶² DIRECTION de L'ESPACE RURAL et de LA FORET (1998), *Aides de l'Etat en faveur de l'agriculture*, Paris, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

Le Fonds de gestion de l'espace rural constituait le seul fonds spécifique à destination du monde rural prévu par la loi d'orientation pour l'aménagement et le développement du territoire. Il était consacré au financement d'actions d'entretien et de réhabilitation de l'espace rural. Ce fonds devait permettre d'assurer une véritable valorisation de l'espace par les agriculteurs, dans le cadre d'un projet collectif. Il n'était toutefois pas destiné qu'aux seuls agriculteurs, et n'était pas non plus spécifique à certaines zones. Parmi un ensemble de mesures destinées à assurer l'entretien d'espaces ruraux où le recul de l'agriculture a des conséquences négatives en termes d'entretien et/ou de risques naturels, certaines plus spécifiques au paysage apparaissent. Il a été supprimé en 1999. Certaines de ses dispositions concernant les agriculteurs pourront être reprises dans les CTE.

Les mesures en faveur de l'agritourisme dépendent conjointement de l'Etat et de l'Union européenne. Elles visent au développement d'activités touristiques par les agriculteurs dans un but de développement rural (renforcement de l'économie des exploitations agricoles et des territoires qu'elles occupent). Elles concernent l'ensemble du territoire mais comportent des mesures spécifiques pour les zones défavorisées. Les agriculteurs peuvent ainsi être dédommagés pour l'entretien du patrimoine naturel.

Les mesures agri-environnementales locales : les mesures agri-environnementales décidées au niveau européen sont destinées à introduire des règles de bonnes conduites agricoles afin de contribuer à rendre les méthodes de production plus compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement. Nous détaillerons ces mesures dans le paragraphe suivant concernant la législation européenne. On peut toutefois citer parmi les mesures mises en oeuvre plus spécifiquement au niveau français : les Plans de Développement Durable (PDD), le maintien de l'élevage extensif (prime à l'herbe), l'agriculture biologique et les opérations locales (OLAE).

La législation française en matière de paysage a donc considérablement évolué ces dernières années passant de la prise en compte des seuls paysages remarquables à l'ensemble des paysages dits banals. Le rôle des agriculteurs dans la production et l'entretien des paysages a ainsi été progressivement mis en avant. Toutefois, cette reconnaissance n'est pas totalement effective puisque les dispositifs existants de rémunération ne sont pas clairement destinés au paysage et ne concernent que des montants relativement réduits (l'ICHN ne représentaient que 5% des aides perçues par les agriculteurs en 1995 et seulement 2,8% pour

la prime à l'herbe). Mais avec la Nouvelle Loi d'Orientation Agricole, de nouvelles perspectives de prise en compte du paysage par l'agriculture sont envisagées.

b – La Nouvelle Loi d'Orientation Agricole⁶³ : une évolution dans les droits de propriété sur le paysage

Nous avons précédemment mis en avant les avantages et les inconvénients liés à différentes structures de droits de propriété, notamment dans la gestion d'un bien en commun. On a pu mettre en évidence deux situations extrêmes : dans l'une, les agriculteurs détiennent la totalité des droits de propriété sur l'usage de la terre, dans l'autre, c'est la société. Mais, il existe entre ces deux situations extrêmes une multitude de situations où les droits sont partagés de différentes manières entre les agriculteurs et la collectivité. Les droits de propriété interviennent également dans la gestion patrimoniale avec la nécessité de considérer que le paysage est en co-propriété entre les générations présentes et les générations futures. La société et/ou les agriculteurs ont-ils conscience de leur responsabilité envers les générations futures ?

Une évolution dans la répartition des droits de propriété sur l'usage de la terre entre les agriculteurs et la société semble pouvoir être illustrée par la mise en œuvre des Contrats Territoriaux d'Exploitation. A travers ces contrats, il s'agit, au-delà de la fonction primaire de production de matières premières et de biens alimentaires de l'agriculture, de répondre aux attentes de la collectivité concernant la sécurité et la qualité alimentaire, le respect de l'environnement et la gestion des ressources naturelles, l'entretien des paysages et l'occupation du territoire. Le CTE constitue alors un outil de réorientation de l'agriculture française vers une agriculture durable et multifonctionnelle. Il doit permettre de redistribuer et légitimer les soutiens à l'agriculture par la nécessaire rémunération des externalités positives ; il est alors conçu comme un outil de réorientation des soutiens publics. Le mode d'attribution des aides doit permettre de garantir une répartition plus égalitaire des droits de propriété entre la société et les agriculteurs. Ces subventions ne seront en effet allouées que sous certaines conditions à savoir le respect par les producteurs d'un cahier des charges associant objectifs de production, conditions de mise en œuvre et services liés à la production agricole (Ministère

⁶³ MINISTERE de L'AGRICULTURE et de la PECHE (1999), *Loi d'orientation agricole n°99-574 du 9 juillet 1999*, République Française.

de l'Agriculture et de la Pêche, 1999)⁶⁴. Les CTE fournissent au décideur public les moyens réglementaires d'exprimer les revendications de la société en matière de services ruraux et environnementaux⁶⁵. Comme la plupart des mesures envisagées précédemment, la majeure partie des coûts de transaction liés à la mise en œuvre des dispositifs de négociation sont encore à la charge de l'Etat, mais la négociation repose d'abord sur la détermination d'objectifs environnementaux à respecter, ce qui revient à transférer une partie des droits de propriété sur l'usage de la terre à l'Etat. Ces objectifs sont exprimés dans la définition même du contrat territorial d'exploitation exposée dans la loi d'orientation agricole de 1999.

Ce changement dans la structure des droits de propriété répond à une évolution dans l'orientation de la politique publique en matière agricole. Le but initial de la politique agricole tant au niveau français qu'européen reposait sur la satisfaction des besoins alimentaires. En trente ans, celui-ci a été supplanté par celui issu de la demande sociale qui comprend à la fois des revendications relatives au niveau des prix, à la qualité des produits et à la préservation des ressources naturelles. Louis Le Pensec⁶⁶ dans l'exposé des motifs de la Loi d'Orientation Agricole (LOA) du 10 juin 1998 explique qu' *"une Loi d'Orientation a pour but d'indiquer les inflexions qui doivent être opérées, de jeter les bases de développement futur"*. Si la Loi d'Orientation Agricole de 1960 et son complément de 1962 avaient pour objectifs principaux de moderniser l'agriculture française afin de contribuer à l'autosuffisance alimentaire de l'Europe (Traité de Rome, 1957), les besoins actuels sont différents : *« La politique agricole prend désormais en compte les fonctions économiques, environnementale et sociale de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire, en vue d'un développement durable »*. Le Contrat Territorial d'Exploitation doit asseoir les objectifs de la nouvelle Loi d'Orientation Agricole, celle-ci devant *« [...] prendre en compte la triple mission des agriculteurs pour définir les objectifs d'une intervention publique refondée et modernisée [...] le CTE doit donner corps à cette approche »*. Louis Le Pensec insiste sur le fait que *« L'intervention des pouvoirs publics n'a de sens que si elle favorise l'élaboration de produits à haute valeur ajoutée, susceptibles d'être commercialisés en Europe et dans le monde parce qu'ils peuvent faire valoir d'autres arguments que la seule compétitivité des prix qui leur est*

⁶⁴ MINISTERE de L'AGRICULTURE et de la PECHE (1999), op. cit

⁶⁵ Toutefois, la réalité de la reconnaissance de ces droits dépendra de la volonté des agriculteurs à s'engager dans un tel contrat, puisque celui-ci est fondé sur la participation volontaire, et sur l'importance des moyens financiers disponibles.

⁶⁶ MINISTERE de L'AGRICULTURE et de la PECHE (1998), *Projet de loi d'orientation agricole*, République Française.

liée. Elle ne trouvera de justification que si elle favorise un développement économique durable et équilibré, préservant la pérennité des exploitations, favorisant le développement de l'emploi, donc de l'installation de jeunes agriculteurs, et si elle renforce le rôle des agriculteurs comme producteurs de services et de paysages » (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 1999)⁶⁷.

L'intérêt de la Loi d'Orientation Agricole de 1999 réside donc dans la prise en compte des fonctions économiques, environnementales et sociales de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire en vue d'un développement durable... Or la gestion patrimoniale répond également au défi du développement durable. De plus, la politique agricole prend en compte, à travers les CTE, les situations spécifiques à chaque région ainsi que l'intérêt de tous les acteurs concernés. Mais les progrès initiés par les CTE en termes de gestion de l'environnement et du paysage, découlent directement des mesures mises en œuvre au niveau européen.

B – Au niveau européen

Des mesures ont été mises en œuvre au niveau européen qui viennent confirmer ce changement d'orientation dans la politique agricole. A partir de 1985 avec la publication du Livre vert de la Commission, trois points sont mis en avant : les conséquences positives ou négatives de l'agriculture sur l'environnement, la reconnaissance de ses fonctions d'entretien et de protection de l'espace, et enfin l'élargissement du principe pollueur-payeur au secteur agricole. L'entretien du paysage par les agriculteurs apparaît réellement en 1985, avec la loi relative au développement et à la protection de la montagne qui reconnaît le rôle essentiel de l'agriculture dans l'entretien et la gestion des espaces naturels de montagne. Cet objectif se généralise avec le règlement CEE n°797/85 relatif à l'efficacité des structures agricoles dont l'article 19 qui traite des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, sera repris dans le règlement n°2328/91, notamment les articles 21 à 24 qui modifient peu l'article 19. Enfin, l'aboutissement réside dans la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) en 1992, et en particulier le règlement d'accompagnement n°2078/92 réaffirmant le rôle indispensable de l'agriculture pour l'entretien et la gestion de l'espace rural. Les mesures agri-environnementales s'inscrivent dans le cas précis de ce règlement CEE n°2078/92,

⁶⁷ MINISTERE de L'AGRICULTURE et de la PECHE (1999), op. cit.

« concernant des méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi que l'entretien de l'espace naturel ». Il est en outre prévu des mécanismes de compensation visant à rémunérer ces services à hauteur du coût ou du manque à gagner que ces pratiques induisent. Cette démarche a été confortée par l'accord de Berlin du 26 mars 1999. Cet accord qui porte sur trois volets de l'Agenda 2000 : perspectives financières, réforme de la PAC, actions structurelles, maintien la PAC dans son intégrité. L'accord sur le volet « Réforme de la PAC » se traduit par une stabilisation des dépenses et une poursuite de la réforme engagée en 1992.

1 – Un renforcement des mesures environnementales et paysagères

a – Une première phase : les mesures agri-environnementales (MAE)

Les mesures agri-environnementales instituées par le règlement CEE n°2078/92 du Conseil du 30 juin 1992, et qui prennent la relève de l'article 19 du règlement CEE n°797/85, ont pour objectif d'encourager les agriculteurs à maintenir ou à réintroduire des pratiques agricoles compatibles avec les exigences de l'environnement, incluant la protection des paysages. Avant 1992, la fonction d'entretien du paysage par les agriculteurs n'était pas explicitement reconnue. Avec le règlement CEE n°2078/92, il est admis que : « [...] sur la base d'un régime d'aides approprié, les agriculteurs peuvent exercer une véritable fonction au service de l'ensemble de la société par l'introduction ou le maintien de méthodes de production compatibles avec les exigences de maintien de l'espace et du paysage. » (JO des CE 1992, p.85)⁶⁸. Par une incitation à modifier les pratiques culturales, c'est-à-dire l'utilisation des sols, les mesures agri-environnementales ont une incidence favorable sur l'évolution des paysages.

Les programmes sont gérés par les autorités régionales ou nationales dans le cadre d'un système de gestion décentralisée, sous réserve que chaque projet ait reçu l'agrément de la Commission. Les dispositifs d'application de la réglementation européenne de même que les priorités environnementales sont extrêmement variables car ils expriment les conditions environnementales, la politique nationale et la tradition administrative de chaque état membre. En France, les mesures agri-environnementales décidées correspondent de fait à la

⁶⁸ Règlement 2078/92 paru au Journal Officiel des CE le 30/7/92, p. 85.

logique suivie par sa politique publique en matière de paysage. Celles-ci font explicitement référence à la volonté d'intervention en faveur du paysage. Il existe deux niveaux de mise en œuvre des dispositifs agri-environnementaux⁶⁹ :

- une mesure nationale « prime à l'herbe » (ou maintien de l'élevage extensif) gérée au niveau national et départemental. C'est une mesure essentielle pour la sauvegarde des prairies et des paysages traditionnels des zones d'élevage. Elle permet de conserver de vastes espaces ouverts importants. Cette mesure représente en valeur plus de 90% des MAE.
- des dispositifs régionaux comportant à la fois des mesures zonales, construit sur la base de cahiers des charges fixes, et des mesures locales, dont les cahiers des charges sont fonction de chaque opération⁷⁰. Le paysage n'apparaît pas dans les opérations zonales rassemblées en cinq catégories. En revanche, celui-ci rentre dans les programmes contenus dans les opérations locales. Les opérations locales visent à la préservation de biotopes et à la déprise. Par leur adaptation aux réalités locales, ces opérations ont certainement le plus fort impact sur la conservation de la biodiversité. Trois grands principes guident leurs actions :
 - la protection des biotopes rares et sensibles tels que les prairies naturelles en zone humide, marais salants, tourbières, pelouses sèches..., par l'adaptation des systèmes d'exploitation,
 - la lutte contre les effets prévisibles de la déprise en terme de maintien de la qualité paysagère, défense contre les incendies...
 - la protection de certaines espèces.

Tous les contrats sont proposés de façon facultative aux agriculteurs et se caractérisent par : une durée de 5 ans, un cahier des charges, une aide versée annuellement pendant la durée du contrat, des montants plafonnés, des contrôles sur place. La cohérence des contrats avec les aides compensatoires est par ailleurs vérifiée.

⁶⁹ COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M. (1998), *Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France au titre du règlement européen 2078/92, éléments de bilan*, CNASEA sur la base de calcul du RICA-1995.

⁷⁰ BERTHELOT P., CHATELLIER V. et al (1997), *L'impact des mesures agri-environnementales sur le revenu des exploitations agricoles françaises. Les mesures agri-environnementales : premiers bilans des expériences européennes* (Colloque SFER), Paris, Société Française d'Economie Rurale.

Enfin, pour compléter le dispositif agri-environnemental, la France a créé les plans de développement durable (PDD)⁷¹. Utiliser et préserver au mieux le patrimoine dont ils disposent, développer à tous niveaux des démarches de qualité et répondre aux demandes de la société sont les principes des PDD dont les adeptes reconnaissent que la nature constitue le capital principal de l'agriculture. Il s'agissait de tester la capacité d'évolution des systèmes de production dans le sens du développement durable à partir d'une approche globale de l'exploitation et en liaison avec les enjeux du territoire dans lequel elle est située. L'expérience se fixait comme objectif de mettre en place des systèmes d'exploitation cohérents et durables du point de vue des trois fonctions que les agriculteurs assurent simultanément dans la société : économique, écologique et sociale. La participation des agriculteurs aux PDD s'est organisée autour des quelques principes de base suivants : le volontariat, le travail en groupes, le partenariat et la décentralisation, l'approche globale, la diversité dans le choix des sites et l'absence de zonage. L'expérience associe des actions et réflexions collectives en vue de l'élaboration d'un projet individuel. Chaque PDD, associant en moyenne une vingtaine d'agriculteurs, fait l'objet d'un diagnostic de territoire prenant en compte les atouts et contraintes économiques mais aussi environnementales. Un audit est réalisé sur chaque exploitation ; il sert de base à un contrat global du développement durable signé entre l'Etat et l'exploitant. Le diagnostic de territoire a été particulièrement important pour établir un dialogue entre les agriculteurs et les divers acteurs locaux (collectivités locales, industriels ou artisans, chasseurs, pêcheurs, écologistes...) concernés par le développement local.

L'agriculteur s'engageait alors pour une durée de cinq ans à réaliser les actions inscrites au projet. Il a reçu en contrepartie une aide exceptionnelle d'expérimentation de 30000 F en moyenne, en compensation des risques techniques et financiers encourus lors de l'expérimentation. L'agriculteur pouvait bénéficier des autres aides disponibles (PAM, DJA...) et aussi des MAE, même si son exploitation ne se trouvait pas dans la zone retenue pour leur application (circulaire DERF/DEPSE de décembre 1995). Les PDD auront donc été pour l'agriculteur un appui pour imaginer et mettre en place, dans le cadre réglementaire existant, des systèmes d'exploitation plus durables du point de vue économique, écologique et

⁷¹ AMBROISE R., BARNAUD M., MANCHON O., VEDEL G. (1998), "Bilan de l'expérience des plans de développement durable du point de vue de la relation agriculture-environnement", Le Courrier de l'Environnement de l'INRA, n°34, juillet 1998, pp. 5-20.

social⁷². Cette opération peut être considérée comme un banc d'essai pour les contrats territoriaux d'exploitation (CTE), mis en place par la nouvelle loi d'orientation agricole de 1999.

b – Le renforcement des MAE et le plan de développement rural

Les propositions de la Commission concernant une nouvelle réforme de la PAC présentée en juillet 1997 dans le document Agenda 2000 et concrétisée par la signature de l'accord de Berlin⁷³ du 26 mars 1999, donnent clairement une importance croissante aux questions environnementales, mais sous une forme qui représente semble-t-il un nouvel infléchissement de ses objectifs. Le premier élément est un renforcement des mesures agri-environnementales, en préservant le principe des contrats et de la rémunération des services rendus par les agriculteurs. Leur rôle central sera conservé et leur budget accru, mais en les infléchissant dans deux directions complémentaires :

- insertion plus grande dans les politiques de développement rural, et en particulier priorité plus claire donnée aux zones défavorisées et coordination de ces mesures avec les autres aides au développement rural ; le développement rural⁷⁴ devient ainsi le deuxième pilier de la PAC ;
- ciblage plus précis de ces mesures en fonction des demandes collectives de services environnementaux, afin d'améliorer l'efficacité des fonds distribués.

La deuxième proposition concerne les exigences en matière de protection de l'environnement. Les questions liées à l'environnement doivent être mieux intégrées dans les organisations communes de marché. C'est la mise en place de l'éco-conditionnalité. Dans ce cadre, les Etats membres doivent prendre les mesures environnementales qu'ils considèrent appropriées compte tenu de la situation des surfaces ou des productions agricoles et qui correspondent aux effets potentiels de ces activités sur l'environnement. Ces mesures peuvent consister :

⁷² DI PIETRO F., DRILLEAU A. (1999), "La prise en compte du paysage par les plans de développement durable agricoles : une évaluation en Val de Loire", Aménagement et Nature, n°134 – Evaluation environnementale des plans et programmes, pp. 93-99.

⁷³ MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE (1999), "L'accord de Berlin : la nouvelle PAC", Les dossiers de la PAC, n°4, juillet 1999, Direction des politiques économique et internationale, Service de la Communication, 8 p.

⁷⁴ MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE (2000), "Le Développement Rural", Les dossiers de la PAC, n°6, mai 2000, Direction des politiques économique et internationale, Service de la Communication, 16 p.

- à subordonner les aides à des engagements agri-environnementaux ;
- en des exigences environnementales générales ;
- en des exigences environnementales spécifiques constituant une condition d'octroi des paiements directs.

Les modalités de mise en œuvre sont laissées très largement à l'initiative de l'Etat membre. En cas de non-respect des exigences environnementales, les Etats membres devront prendre des sanctions qui peuvent être une réduction, voire une suppression des aides. La possibilité de moduler certaines aides implique que les économies éventuellement réalisées peuvent être affectées à des MAE et/ou des mesures de développement rural, ce qui pourrait pousser certains états à adopter des exigences assez strictes.

Le règlement « développement rural » est devenu dans ce cadre, le second pilier de la PAC. Il cherche à assurer le développement harmonieux de toutes les zones rurales de l'Union européenne en s'appuyant sur :

- le rôle multifonctionnel de l'agriculture et de la sylviculture. Les mesures adoptées vont permettre de développer ce rôle et de rémunérer les agriculteurs pour les services rendus qui ne peuvent l'être par le marché, tout en les encourageant à adopter des méthodes de production moins intensives, à devenir des gestionnaires de l'environnement rural ;
- une approche intégrée de l'économie rurale à travers le développement multisectoriel, c'est-à-dire la création de nouvelles sources de revenu et d'emplois ;
- une simplification de la réglementation (avec un cadre unique regroupant les règlements existant en la matière) ;
- un financement assuré essentiellement par le FEOGA-Garantie et non plus le FEOGA-Orientation ;
- la prise en compte de la dimension environnementale.

Le règlement met en œuvre 22 mesures que l'on peut regrouper en quatre catégories : le renforcement du secteur agricole, le renforcement du secteur forestier, la préservation de l'environnement et du patrimoine rural (basée essentiellement sur les MAE) et l'amélioration de la compétitivité des zones rurales.

En France, la politique de développement rural s'appuie notamment sur les outils suivants :

- le règlement communautaire n°1257/1999 du 17 mai 1999 « concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole »,
- la loi d'orientation agricole du 9 juillet 1999, avec comme outil les CTE,
- la loi d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire du 25 juin 1999. L'Etat cherche ainsi à inciter l'ensemble des acteurs dont les collectivités locales, à se regrouper pour définir un projet de développement durable, en cohérence avec les stratégies nationales et européennes. Les projets de développement de ces territoires peuvent, bien évidemment, intégrer l'agriculture ou la forêt dans leurs dimensions économiques, sociales ou environnementales.

Ce plan s'appliquera au niveau local approprié, régional ou départemental, à travers une gestion déconcentrée des mesures et avec, si possible, une participation des collectivités locales. Trois grands principes ont été retenus pour structurer la programmation des actions :

- le renforcement considérable des moyens destinés au développement durable et à la protection de l'environnement : un tiers des crédits développement rural sera consacré aux mesures agri-environnementales ;
- l'approche intégrée du développement rural au niveau de l'exploitation agricole avec la mise en place des CTE ;
- la recherche d'une transition harmonieuse entre l'ancienne et la nouvelle programmation qui se fera par étapes avec notamment le souci de ne pas faire disparaître des mesures efficaces que les agriculteurs connaissent et appliquent dans de bonnes conditions.

Dans ce cadre, le PDRN a défini cinq actions prioritaires qui se traduisent dans les mesures suivantes :

- orienter les exploitations agricoles vers une agriculture durable et multifonctionnelle,
- développer et valoriser de façon durable les ressources forestières,
- développer la valeur ajoutée et la qualité des produits agricoles et forestiers,
- équilibrer l'occupation du territoire et réduire les inégalités économiques en encourageant l'emploi,

- et enfin, protéger et mettre en valeur le patrimoine écologique.

A ces actions s'ajoute la formation dans les domaines agro-environnemental, socio-économique ou forestier.

A travers le PDRN, le gouvernement vise à encourager un développement harmonieux des territoires agricoles et ruraux, à favoriser une gestion durable de l'espace et une répartition mieux équilibrée des activités et enfin à conforter une agriculture multifonctionnelle dans ses différentes composantes : emploi, entretien de l'espace agricole et forestier, protection de l'environnement. Le CTE reposant sur la multifonctionnalité de l'agriculture sera l'outil devant fédérer un grand nombre de mesures d'aide à l'agriculture. Un renforcement des mesures en faveur de l'environnement semble se confirmer avec la mise en place du PDRN. Un bilan des deux phases de la réforme de la PAC permet de souligner les faiblesses des premières mesures et les avancées réalisées dans le cadre de l'accord de Berlin.

2 – Importance relative de ces mesures

a – D'un premier bilan mitigé...

Si la réforme de la PAC et la mise en place des mesures agri-environnementales ont permis la prise en compte du paysage par les agriculteurs et la rémunération de cette fonction, l'importance des aides versées à ce titre, reste limitée comparativement à l'ensemble des paiements versés aux agriculteurs. Les subventions allouées visent à compenser les pertes de revenu et les surcoûts des travaux d'entretien et de protection de la nature. Mais il semble qu'elles n'apparaissent que comme des aides supplémentaires au regard du droit français et pas véritablement comme la reconnaissance d'une fonction environnementale réalisée par les agriculteurs.

Ainsi, la faiblesse des aides attribuées a pu être mise en évidence dans une étude de l'INRA de Nantes et du CNASEA⁷⁵. En effet, malgré un nombre de contractants significatifs et un montant de 1,5 milliards de francs en 1995 dont 1,4 milliards pour la prime à l'herbe, l'ensemble des MAE ne représentaient que 3% des aides perçues par les agriculteurs. Et cette proportion a peu évolué au cours des deux années suivantes. Et même en complétant les MAE

⁷⁵ COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M. (1998), op. cit.

(hors prime à l'herbe) par les indemnités compensatoires de handicaps naturels, sous l'hypothèse qu'elles concourent à la rémunération de la fonction environnementale de l'agriculture, on arrive à un montant de 2,6 milliards de francs, soit seulement 5,2 % du total des aides. Et c'est dans ces 5,2 % que se trouve la part destinée à la rémunération des agriculteurs au titre de l'entretien du paysage. La part spécifique destinée au paysage n'a pour l'instant pas été déterminée de manière précise.

En termes d'évolution, en 1998, avec plus de cinq millions d'hectares couverts, la PMSEE (ou prime à l'herbe) concernait près de la moitié des prairies en France (environ 12 millions d'ha)⁷⁶ et presque 84 000 bénéficiaires. Au titre de la campagne 1998, le montant total des primes versées s'élevait à 1,26 milliards de francs. Cependant, elles ne dépassaient pas les 300 F à l'hectare, ce qui est largement inférieur aux aides aux grandes cultures (de 1800 à 3500 F par ha). Au 30 juin 1999, les programmes régionaux ne couvraient que 967 300 ha (52 300 contrats souscrits depuis l'origine) sur une SAU d'environ 30 millions d'ha et sont en quasi-totalité localisés sur les espaces non bénéficiaires des aides de l'agriculture intensive. Les opérations zonales concernaient notamment la protection des eaux, la conversion à l'agriculture biologique, la diminution du chargement du cheptel et la protection des races menacées de disparition. Les opérations locales sont centrées sur le maintien des paysages ruraux et de la qualité des eaux dans les secteurs de biotopes rares et sensibles, la lutte contre les incendies. En 1998, les aides octroyées pour les programmes régionaux atteignaient 558 millions de francs. Parmi les différents types de mesures proposées en France, on a constaté une préférence nette pour les opérations locales (54% des montants contractualisés au 30 juin 1999). Fin 1998, 325 opérations locales étaient recensées (37 700 contrats souscrits au 30 juin 1999).

A partir des budgets affectés dans les arrêtés départementaux de mise en œuvre, on peut identifier les priorités agri-environnementales. Trois priorités se dégagent⁷⁷ : la lutte contre la déprise (31 départements), la protection des biotopes (22 départements) et la protection des eaux (22 départements). Par ailleurs, 1110 sessions de formation consacrées notamment à la protection des eaux (538 sessions) et à la conversion à l'agriculture

⁷⁶ IFEN (1999), "Premier bilan des mesures agri-environnementales européennes", Les données de l'environnement, n°50, décembre 1999.

⁷⁷ Rapport de la Commission au Conseil et au Parlement européen sur l'application du Règlement (CEE) n°2078/92, COM (97) 620 final du 4 décembre 1997.

biologique (169 sessions) ont été organisées entre 1993 et 1997. Plus de 12 000 stagiaires y ont participé⁷⁸.

Le bilan⁷⁹ ainsi esquissé nécessite des analyses plus détaillées notamment en termes d'impact sur les milieux et d'évaluation des bénéfices environnementaux obtenus. Cependant, selon la Commission européenne, le dispositif communautaire, en mobilisant de nombreux agriculteurs dans l'UE, « a stimulé l'extension très rapide d'initiatives et de mesures, dont autrement, le lancement et le développement auraient pris des années ». Au niveau environnemental, on constate des résultats dans la lutte contre l'avancée des ligneux et la fermeture des paysages ainsi que sur le maintien des surfaces en prairies (Pellegrini, 1995)⁸⁰. Pourtant, le Règlement agri-environnemental, à lui seul, n'est pas en mesure de maîtriser l'ensemble des pressions de l'agriculture sur l'environnement, d'autant plus que l'essentiel du dispositif d'aides attribuées jusqu'à présent dans le cadre de la PAC continue d'encourager les formes d'agriculture les plus défavorables à l'environnement, notamment la « céréalisation » généralisée des espaces y compris ceux sensibles à l'érosion et les zones historiquement humides.

La mise en place des mesures agri-environnementales a sans doute contribué à la prise en compte de la fonction environnementale de l'agriculture. Elles ont également permis aux différents partenaires qui gèrent l'espace rural (collectivités, organismes de la profession agricole, associations de protection de la nature, agriculteurs...) d'établir le dialogue ; quand ces derniers peuvent échanger leurs perceptions du territoire et leurs souhaits pour l'avenir, des opérations réalistes et efficaces voient le jour. Toutefois, les aides demeurent marginales et laissent penser que la société à travers les instances administratives européennes et nationales favorisent encore le droit à produire des agriculteurs au détriment de celui des aménités environnementales. La reconnaissance et la mise en œuvre d'une agriculture soucieuse de l'environnement et plus particulièrement de l'entretien des paysages doit conduire à reconsidérer entièrement et simultanément les priorités économiques et sociales de la politique agricole. Les objectifs initiaux de compétitivité et de satisfaction des besoins

⁷⁸ CNASEA (1998), *Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France – éléments de bilan (1993-97)*, mai 1998.

⁷⁹ Document de travail de la Commission - DGVI (1998), *Etat d'application du Règlement (CEE) n°2078/92 – Evaluation des programmes agri-environnementaux*, (réf VI/655/98).

⁸⁰ PELLEGRINI N. (1995), "Les mesures agri-environnementales", *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, n°25, septembre 1995.

alimentaires associés à la loi d'orientation agricole de 1960-1962 sont-ils toujours d'actualité ? Il semble que non, puisque le contenu de la Nouvelle Loi d'Orientation Agricole propose un modèle différent du modèle dual des trente dernières années, séparant fonction productive et fonction environnementale (Vermersch, 1998)⁸¹. Une agriculture durable doit être économiquement viable, donc compétitive.

b - ... à une deuxième phase prometteuse

Il est sans doute trop tôt pour dresser un bilan des mesures mises en œuvre dans le cadre du plan de développement rural national (PDRN)⁸². Toutefois, un certain nombre d'indications chiffrées ou non, peuvent permettre de donner un premier avis. La mise en œuvre du Règlement de développement rural a introduit des modifications importantes pour les mesures agri-environnementales. Jusqu'alors, ces mesures étaient mises en œuvre au titre du règlement communautaire 2078/92 au travers de cahiers des charges nationaux (conversion à l'agriculture biologique, protection des races menacées, reconversion des terres arables, réduction d'intrants...) et principalement au travers d'opérations locales agroenvironnementales (OLAE) proposant des cahiers des charges spécifiques. L'application du RDR en France a restreint, dans un premier temps, la mise en œuvre de la mesure « f » (agroenvironnement) du RDR aux contrats territoriaux d'exploitation (volet environnemental et territorial). Ce n'est qu'à partir de 2002 que de nouvelles mesures agroenvironnementales vont pouvoir être souscrites en dehors du CTE. Malgré tout, les engagements pris au titre de la précédente période de programmation seront assurés. L'objectif du dispositif est en particulier de poursuivre les opérations locales agroenvironnementales engagées dans le précédent programme, dont les évaluations auront été positives et de les amplifier en veillant à conserver, et si possible à améliorer, les résultats environnementaux.

Toutefois, le PDRN présente des avantages au niveau environnemental, notamment par la mise en œuvre de l'éco-conditionnalité⁸³ ou modulation des aides. Le non-respect des exigences environnementales pourra entraîner des sanctions qui peuvent conduire à la réduction, voire la suppression des aides. L'instauration d'un contrôle qui n'existait pas avant,

⁸¹ VERMERSCH D. (1998), *Relations homme-nature : vers une nouvelle économie rurale ?*, Déméter 1999 : Economie et Stratégies agricoles, Armand Colin, Paris, pp. 187-206.

⁸² MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE (2000), op. cit.

⁸³ MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE (1999), op. cit.

apparaît nécessaire. Les agriculteurs devront fournir de réels efforts de préservation de l'environnement s'ils ne veulent pas voir leurs aides réduites ou supprimées. De plus, cette modulation des aides, instaurée en France à partir de 2000, a pour objectif de renforcer la réorientation des aides directes à l'agriculture en faveur de l'emploi, de l'amélioration de l'environnement et du développement rural. Le produit de la modulation des aides sera de un milliard de francs, soit 2% des 50 milliards de francs d'aides directes versées au titre de la politique agricole commune. Il sera affecté à partir de 2001 au soutien financier communautaire au développement rural assuré essentiellement par le FEOGA Garantie, dont la participation annuelle devrait atteindre pour la France, quelques 760 millions d'euros⁸⁴ soit 5 milliards de francs. Ce produit complété par un cofinancement national (de 1 milliard de francs), sera affecté intégralement aux mesures environnementales prévues dans le cadre des CTE. La modulation permettra de dégager un montant global de 2 milliards de francs pour accompagner la réorientation de l'agriculture dans le sens des nouvelles attentes de la société. Le cadre financier du développement rural⁸⁵ est de 14,6 milliards d'euros (tous financements confondus) ce qui représente 10% des dépenses totales. L'agroenvironnement représente près du tiers du PDRN ; les moyens financiers consacrés à cette nouvelle politique environnementale seront ainsi multipliés par 2,5. Ainsi, les aides agri-environnementales à l'hectare ont été revues à la hausse : 600 euros par ha pour les cultures annuelles, 900 euros par ha pour les cultures pérennes spécialisées...

Dès 1999, à l'occasion de la mise en œuvre de la loi d'orientation agricole, les mesures agroenvironnementales devaient trouver un nouveau cadre de mise en œuvre avec le contrat territorial d'exploitation (CTE). En effet, la loi d'orientation agricole de 1999 intègre la qualité des paysages ruraux dans les objectifs assignés à l'agriculture. En effet, le paysage est désormais perçu comme un élément de patrimoine commun, lieu de mémoire et d'identification qu'il convient de préserver ; la qualité des paysages est l'objet d'une demande sociale qui exprime aussi bien le besoin des citadins d'espaces entretenus et accessibles, que celui des résidents ruraux de disposer d'un cadre de vie agréable et doté d'une identité. Cette nouvelle mesure doit fortement augmenter à terme la part des crédits publics consacrés à la politique agroenvironnementale et devrait permettre de franchir une nouvelle étape dans les relations qui régissent l'agriculture et l'environnement. L'approche territoriale, associée à une mobilisation des acteurs au niveau local a déjà fortement marqué les mesures

⁸⁴ MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE (2000), op. cit.

⁸⁵ CNASEA (2002), *Rapport d'activité 2001*, juin 2002.

agroenvironnementales mises en œuvre en France jusqu'à présent. Le CTE peut être l'occasion de renforcer la responsabilité des territoires pour décliner le développement économique, la protection de l'emploi et de l'environnement, la promotion du patrimoine local, de façon cohérente et complémentaire, dans le cadre du nouveau règlement de développement rural.

Nous reviendrons ultérieurement et plus précisément sur la logique des CTE et le bilan du dispositif⁸⁶ dans le chapitre suivant, mais on peut déjà conclure que leur mise en œuvre devrait permettre une inflexion beaucoup nette en faveur des mesures agroenvironnementales que les programmes précédents. Au final, dans le cadre des nouveaux CTE, plusieurs mesures devraient y contribuer⁸⁷ :

- La très forte accentuation de l'effort financier pour les mesures agroenvironnementales, qui sont surtout destinées à favoriser les effets positifs de l'agriculture, devrait étendre ces effets à l'ensemble du territoire et non plus seulement à quelques zones sensibles.
- L'obligation de respecter les codes de bonnes pratiques pour les titulaires de CTE. Avec les anciennes mesures agroenvironnementales, les bénéficiaires ne prenaient des engagements que sur les parcelles sous contrat et ils pouvaient continuer à avoir des pratiques non respectueuses de l'environnement sur le reste de l'exploitation. Cette nouvelle exigence devrait donc entraîner une réduction des effets négatifs de l'activité agricole sur l'environnement plus importante que celle que l'on aurait obtenue par le seul jeu des aides spécifiques.
- L'ancrage plus net de la politique agricole par rapport au développement du territoire avec une mise en cohérence du projet individuel du CTE avec un projet territorial collectif.

Au plan économique, ce nouveau règlement a introduit un débat sur les paiements à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs agri-environnementaux. Dans la pratique, des méthodes d'évaluation telles que la méthode d'évaluation contingente peuvent être utilisées pour établir le niveau des primes agri-environnementales et justifier le versement de ces aides. Toutefois, celles-ci ne doivent être ni excessives, ni insuffisantes et la mise en place d'une

⁸⁶ CNASEA (2002), op. cit.

⁸⁷ MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE (2001), *Le plan de développement rural national*, Paris.

agriculture plus respectueuse de l'environnement n'est envisageable que dans le cadre d'une production économiquement viable, c'est-à-dire permettant une allocation efficace des ressources et la réalisation simultanée des objectifs de satisfaction des besoins alimentaires et de fourniture d'aménités paysagères au moindre coût.

CONCLUSION

L'obligation inscrite dans les textes de considérer le paysage comme un patrimoine impose de lui appliquer une gestion particulière. Cette gestion patrimoniale rejoint les principes du développement durable. Elle repose sur le principe d'équité intergénérationnelle et donc la légitimité de la transmission d'un certain capital. Toutefois, le paysage est en perpétuelle évolution. Il peut alors être difficile de parler d'irréversibilité en ce qui concerne les changements affectant celui-ci. Or, ce concept permet de justifier la plupart des processus de conservation de ressources naturelles. Dans le cas du paysage, il existe un certain nombre de situations où non seulement du paysage naturel peut être remplacé par du paysage artificiel mais celui-ci peut également dans le long terme être considéré comme naturel. Mais ces possibilités de substitution ne sont pas infinies. L'existence d'incertitude sur les possibilités de substitution tout comme sur les usages futurs potentiels nous conduit finalement à considérer le paysage comme un patrimoine.

Mais la définition du patrimoine paysager n'est pas synonyme de « muséification ». Celui-ci ne cesse d'évoluer et seuls quelques éléments font l'objet d'une conservation stricte en l'état. Tout le problème réside alors dans la détermination de ces milieux à préserver. L'application du principe d'équité intergénérationnelle s'impose alors à ce patrimoine. En outre, d'autres raisons permettent de justifier la transmission du paysage liées aux différents usages qui lui sont associés ainsi qu'à la demande sociale dont il fait l'objet. Les principes d'une gestion patrimoniale ont alors pu être définis. Ils reposent essentiellement sur la mise en œuvre d'une négociation patrimoniale nécessitant l'implication de l'ensemble des acteurs concernés voire de l'intervention de l'Etat.

Ainsi, l'Etat a mis en œuvre depuis déjà de nombreuses décennies des mesures de protection du paysage. Une évolution se dessine au sein de ces mesures caractérisées par une prise en compte élargie des paysages qui ne se limite plus aux seuls paysages dits remarquables. Le deuxième point important concerne la définition d'une véritable gestion du

paysage et non plus seulement de mesures de protection au sens strict du terme. Dans le domaine agricole par exemple, l'intégration du paysage s'est faite de manière progressive jusqu'au tournant important que constitue la nouvelle loi d'orientation basée sur les CTE. De la même manière, au niveau européen, la réforme de la PAC de 1992 a représenté une première avancée avec la définition de mesures agri-environnementales. La seconde réforme de 1999 n'a fait que confirmer les mesures déjà prises et les a même renforcé en faisant en plus du développement rural le second pilier de la PAC. Le bilan chiffré permet de mettre en avant le renforcement des MAE notamment à travers l'augmentation des montants alloués. Le PDRN par les mesures ainsi que par les montants qui lui attachés laisse espérer de nets progrès dans la prise en compte de l'environnement et du paysage par l'agriculture. La mise en place de l'écoconditionnalité devrait également permettre un meilleur suivi dans l'application des mesures. Il faut insister sur le fait que le PDRN repose aussi essentiellement sur la nouvelle loi d'orientation agricole et les CTE.

Enfin, le point crucial réside encore une fois dans la détermination de la valeur du paysage. En effet, c'est sur cette base que pourront être identifiés les éléments susceptibles de faire l'objet d'une préservation et d'une transmission. De même, la théorie économique voudrait, dans un souci d'optimisation du « bien-être collectif », que le montant des primes versées aux agriculteurs soit égal à la valeur (marginale) du bien collectif créé par l'action de chaque agriculteur ou au coût marginal du dommage évité, c'est-à-dire, plus simplement, à la valeur que la société accorde au résultat de cette action⁸⁸. Mais il faut également que le montant soit suffisamment attractif, compte tenu de la situation des agriculteurs, pour qu'ils souscrivent effectivement. Il convient donc de définir précisément la valeur du bien paysage qui ne se limite pas aux seules valeurs d'usage. En effet, la caractéristique d'un bien non marchand associée au paysage implique des valeurs de non-usage importantes et pose le problème du financement par l'économie de ce type de bien.

Section 2 : Valeur et transférabilité du paysage

Nous avons pu montrer que par ses caractéristiques, le paysage peut et doit être considéré comme un patrimoine. Les problèmes d'incertitude et d'irréversibilité concernant

⁸⁸ MICLET G., SIRIEIX L., THOYER S. (1998), *Agriculture et alimentation en quête de nouvelles légitimités*, Collection – économie agricole et agro-alimentaire, Economica, Paris.

les utilisations futures du paysage nous ont amené à prendre en considération le problème de l'équité intergénérationnelle. En effet, il est important de savoir comment respecter un tel principe à partir du moment où l'on admet que le paysage est un patrimoine. La prise de décision ne peut se faire que par rapport à sa valeur. L'économie de l'environnement s'est penchée sur ce problème et a complètement renouvelé, derrière la question de la valeur, l'appréhension du paysage.

En effet, les spécificités du « bien paysage », précisées précédemment font comprendre la complexité de la définition de la valeur du paysage. Celui-ci n'a pas de valeur affichée, résultant de transactions sur un marché. Pourtant, cet actif a une valeur, de nature protéiforme (qui ne peut se réduire à la seule valeur d'usage) et difficile à mesurer. En effet, l'entretien du paysage agricole correspond à une amélioration qualitative du milieu naturel. Cette amélioration présente une valeur d'usage présente et différée et une valeur de non-usage pour les individus. En outre, les difficultés d'évaluation du paysage résident dans la prise en compte de préoccupations esthétiques. Sa perception dépend de chaque individu et reste subjective. Il est alors possible de définir une valeur patrimoniale du paysage. Exprimée en termes économiques, il est possible d'assimiler la part anthropocentrique de cette valeur à des bénéfices de non-usage. Il est en effet indéniable que la valeur de non-usage occupe une place prépondérante dans la valeur de préservation du paysage. Cette ressource représente à la fois l'image de marque de certaines régions et d'une certaine agriculture, de même que la qualité du milieu. L'application de la méthode d'évaluation contingente confirmera sans doute l'importance accordée par la société à la simple existence de l'aménité.

Néanmoins, même si sur le plan strictement théorique, la pertinence du concept de valeur de non-usage est difficilement contestable, l'approche consistant à le traduire en critère monétaire l'est davantage. L'estimation de la valeur économique totale, valeur composite dans ce cas, pose des problèmes puisque ce bien est essentiellement non marchand et qu'il n'est pas possible de calculer ses coûts de production. L'absence de valeur monétaire associée au paysage entraîne une difficulté pour financer les mesures en sa faveur. L'objectif de cette section est alors d'apporter des éléments de réponse à la question du financement du non marchand.

Le premier paragraphe sera consacré à la définition des différentes valeurs de non-usage attachées au paysage. Les difficultés inhérentes à la mesure de sa valeur économique

totale nous amèneront à étudier les problèmes posés par le financement du non marchand. En effet, la présence d'un bien public modifie les conditions nécessaires à la réalisation de l'optimum. Cette analyse nous amènera à analyser les différentes formes de financement possibles qu'elles soient privées aussi bien que publiques. Cette question est complétée dans un deuxième paragraphe par l'étude et la justification d'un soutien à l'agriculture. A quel niveau doit-on fixer les aides si la valeur du bien n'est pas connue ? Nous allons dans un premier temps déterminer les raisons permettant de légitimer l'attribution d'aides au titre de l'entretien du paysage. La théorie du bien-être nous fournira sur ce point des éléments de réponse qui nous permettront enfin de définir les modalités de ce soutien à l'agriculture. Il s'agit de définir des instruments de politique publique permettant d'améliorer la prise en compte du paysage dans les systèmes d'exploitation.

I – La valeur du paysage : un bien essentiellement non marchand

A – Le dépassement de la valeur d'usage :

Nous avons montré que le paysage possède différents usages et fait l'objet d'une demande. Mais il n'a pas de prix, car les droits de propriété sur celui-ci sont mal définis et il n'existe pas de marché sur lequel s'échangeraient les services des actifs naturels. Malgré ce constat, une amélioration ou une détérioration de la qualité d'un paysage affecte l'utilité (le bien-être) des individus. Le paysage possède donc non seulement une valeur d'usage mais également des valeurs de non-usage. En effet, si la mesure économique de la valeur des actifs naturels a d'abord été centrée sur les bénéfices liés à l'usage immédiat de ces ressources, il est vite apparu que cette conception de la valeur était trop étroite pour rendre compte de l'intégralité des avantages que retirent les individus des biens d'environnement⁸⁹. Aux valeurs d'usage immédiat procurées par ces biens, s'ajoutent des valeurs détachées de cet usage immédiat et même des valeurs de non-usage. Ces distinctions introduites entre valeurs d'usage immédiat ou futur et entre valeurs d'usage et valeurs de non-usage prennent en compte les phénomènes d'incertitude et d'irréversibilité.

1 – Les déterminants de la valeur de non-usage

⁸⁹ VALLEE A. (2002), op. cit.

Pendant longtemps la théorie économique s'est attachée à prendre en compte presque exclusivement la valeur d'usage et d'échange des biens. Mais il est apparu que la valeur des ressources naturelles n'est pas uniquement liée à leur usage immédiat, contrairement à la plupart des biens privés. Les valeurs précédemment énoncées ne représentent pas l'ensemble des bénéfices que les individus peuvent retirer des ressources naturelles, notamment en situation d'incertitude quant à leur existence future. Cette analyse a conduit Krutilla (1967)⁹⁰ à proposer de nouveaux concepts de valeurs permettant de rendre compte de l'ensemble des bénéfices de non-usage associés aux actifs naturels. Ces valeurs d'option, d'existence et de legs sont celles attachées par un agent à une ressource naturelle non liées à un usage immédiat. Elles sont regroupées sous le terme de valeurs de non-usage ou valeurs de préservation⁹¹.

En effet, ces auteurs mettent en avant trois types de valeur : la valeur d'option, la valeur d'existence et la valeur de legs aux générations futures qui peuvent conduire les agents à participer financièrement à la préservation de l'actif naturel. La valeur d'existence apparaît comme indépendante de tout usage présent ou futur : l'agent est disposé à payer uniquement pour la préservation de la ressource, en raison du sentiment d'appauvrissement qu'engendrerait sa disparition. Elle peut sembler constituer dans ce sens la seule véritable valeur de non-usage. Au-delà de l'usage présent du paysage, il peut exister un usage potentiel futur. S'il y a une incertitude sur l'usage que l'on fera du bien dans le futur et si les décisions le concernant aujourd'hui ont des conséquences irréversibles, on peut être disposé à payer pour garder la possibilité de l'utiliser dans le futur, même si on en use pas aujourd'hui. Les concepts de valeur d'option et de quasi-valeur d'option sont issus de cette prise en compte de l'incertitude quant à la demande et l'existence futures du bien d'environnement. Le prix d'option mesure en effet le consentement à payer pour la préservation d'un actif en vue d'une utilisation future probable. La valeur de legs renvoie également à la possibilité d'un usage différé de la ressource pour lequel l'agent est prêt à payer en vue de la maintenir. L'emploi est

⁹⁰ KRUTILLA J. (1967), "Conservation reconsidered", *American Economic Review*, 57, pp. 777-786.

⁹¹ La valeur de préservation, dont la paternité du terme revient à R. G. WALSH, R. J. SUTHERLAND (1985), est une dénomination désormais couramment employée. D'autres ont toutefois été proposées. On peut mentionner la notion de valeur intrinsèque proposée par A. FISHER et R. RAUCHER (1984) qui comprend une valeur supplémentaire : la valeur esthétique. Il s'agit d'une estimation des qualités esthétiques d'un actif naturel, indépendamment de toute considération liée à l'usage. Cette valeur est particulièrement importante dans le cas du paysage. WALSH R. G. and SUTHERLAND R. J. (1985), "Effect of distance on the preservation value of water quality", *Land Economics*, 61, pp. 281-291 ; FISHER A., RAUCHER R. (1984), "Intrinsic benefits of improved water quality : conceptual and empirical perspectives", in SMITH V. K. et WHITE A. D. (eds.), *Advances in applied microeconomics*, Greenwich, Conn., JAI Press.

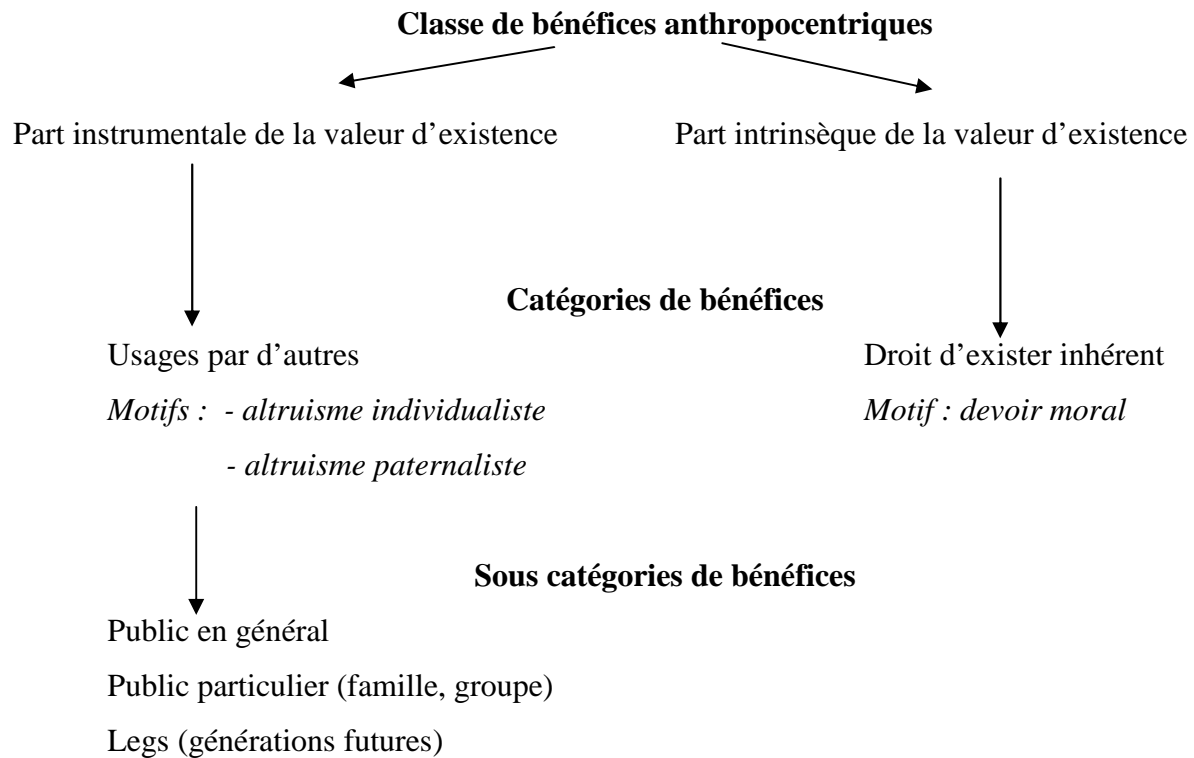
dans ce cas seulement une éventualité différée, mais l'agent est disposé à payer pour préserver l'option d'usage⁹². L'agent se réserve la possibilité d'utiliser le bien à une date future. La valeur de legs ou valeur patrimoniale est le consentement à payer d'un agent pour la préservation d'une ressource naturelle en vue de son usage par les générations futures, c'est-à-dire assurer à leurs descendants le transfert d'un patrimoine. Cette dernière valeur montre que les bénéfices retirés par les agents concernés de l'usage futur possible peuvent provenir également de la satisfaction issue de l'utilisation par d'autres individus, notamment les descendants⁹³. Ces valeurs reposent sur des motivations diverses dont la plus importante semble être l'altruisme.

Certains auteurs ont tenté de définir les différents déterminants de la valeur d'existence. En effet, Turner (2001)⁹⁴ montre que la valeur d'existence correspond à de nombreuses motivations possibles dont certaines sont étrangères à la philosophie utilitariste imprégnant la pensée économique.

⁹² La définition retenue est celle proposée par M. WILLINGER (1996, p 9) : « le prix d'option mesure le consentement à payer pour la préservation d'un actif naturel en vue d'un usage futur probable. L'usage est seulement une éventualité différée dans ce cas, mais l'agent est disposé à payer pour préserver l'option d'usage. » WILLINGER M. (1996), "La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction de la valeur de préservation", *Natures, Sciences, Sociétés*, 4, 1, pp. 6-22.

⁹³ WILLINGER M. (1996), *op. cit.*

⁹⁴ TURNER R. K. (2001), "The place of economic values in environmental valuation", in BATEMAN I. J., WILLIS K. G. (eds.), *Valuing environmental preferences*, Oxford University Press, pp. 17-41.



Source : adapté de Turner (2001)⁹⁵

Figure 1 : Les déterminants de la valeur d'existence

Cette notion de valeur économique totale peut donc être englobée dans une typologie plus générale de la valeur distinguant quatre formes de valeur des ressources d'environnement. Cette distinction se fonde sur quatre critères selon que ces valeurs ont un fondement anthropocentrique ou non anthropocentrique, et selon leur caractère instrumental ou intrinsèque. Cette typologie illustre les diverses motivations sous-tendant l'attribution de valeur aux biens d'environnement (Turner, 2001)⁹⁶. La figure ci-dessus présente les différentes catégories de bénéfices de non-usage anthropocentriques⁹⁷. Dans le cas présent, seule la valeur d'existence est assimilée à la valeur de non-usage. Mais un consensus semble se former aujourd'hui sur la nécessité de considérer la valeur de legs comme pouvant être à

⁹⁵ TURNER R. K. (2001), op. cit.

⁹⁶ TURNER R. K. (2001), op. cit.

⁹⁷ Les bénéfices non anthropocentriques regroupent les valeurs suivantes (Vallée, 2002) :

- la valeur non-anthropocentrique instrumentale : l'environnement a une valeur indépendante de ce qu'il représente pour l'homme. Cette valeur est instrumentale car les écosystèmes ont une utilité ou réductible à celle de leurs composantes. Leur préservation est la condition indispensable pour que soit assuré le flux continu de tous les services affectés d'une valeur instrumentale ou intrinsèque, dans le présent et le futur. On distingue la valeur « primaire » de l'écosystème des valeurs « secondaires » attachées aux diverses fonctions qu'il remplit.
- la valeur non-anthropocentrique intrinsèque : il s'agit de la valeur inhérente d'un objet indépendamment de toute appréciation par un être humain. Il s'agit d'une position éco-centrique.

l'origine de la valeur d'existence⁹⁸. Cette valeur de non-usage anthropocentrique peut être divisée entre une « valeur instrumentale » et une « valeur intrinsèque » (Hargrove, 1992)⁹⁹ :

- la valeur instrumentale d'un actif naturel réside dans le fait qu'il peut constituer un moyen ou un instrument au service de l'homme ;

- la valeur intrinsèque anthropocentrique définie par Taylor (1984)¹⁰⁰ et Hargrove (1992, p188)¹⁰¹, peut être assimilée à une *valeur éthique*. On retrouve le motif des agents acceptant de payer pour préserver une ressource par devoir moral. L'actif naturel peut être préservé uniquement pour lui-même, indépendamment de tout autre motif ou usage. On peut noter que le caractère obligatoire de ce motif semble assez éloigné des considérations en terme de bien-être prises en compte dans la méthode d'évaluation contingente.

La valeur anthropocentrique instrumentale renvoie à des motivations altruistes. Elle repose en effet sur l'usage qu'autrui peut faire d'une ressource environnementale. K.E. McConnell (1997)¹⁰² différencie deux types d'altruisme : l'altruisme individualiste et l'altruisme paternaliste. Le premier est issu de l'utilité retirée par les bénéficiaires de la ressource ou encore leur gain en bien-être, le second correspond à l'usage de l'actif par autrui. Ces motifs altruistes peuvent être d'ordre intragénérationnel – envers ses proches et ses contemporains – et / ou intergénérationnel – envers les générations futures.

Nous venons de voir qu'il existe dans le cas des ressources naturelles de nombreux bénéfices non liés à un usage. Ils sont de par leur nature difficiles à quantifier. Dans le cas du paysage, ces valeurs de non-usage sont particulièrement importantes. La nature même de la valeur du paysage que nous allons maintenant étudier complexifie encore la prise de décision en matière de préservation du paysage.

2 – Nature de la valeur d'un paysage : des valeurs d'usage aux valeurs de non-usage

⁹⁸ MITCHELL R. C., CARSON R.T. (1989), op. cit. ; POINT P. (1998), "La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique", Economie Publique : Etudes et Recherches, n°1, De Boeck Université, pp. 13-45 ; BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), op. cit.

⁹⁹ HARGROVE C. (1992), "Weak anthropocentric intrinsic value", The Monist, 75, pp. 183-207.

¹⁰⁰ TAYLOR P. W. (1984), "Are humans superior to animals and plants ?", Environmental Ethics, 6.

¹⁰¹ HARGROVE C. (1992), op. cit.

¹⁰² McCONNEL K. E. (1997), "Does altruism undermine existence value ? ", Journal of Environmental Economics and Management, 32, pp. 22-37.

a – Les bénéfiques d'usage

Les usages du paysage actifs ou passifs touchent à divers attributs du bien, qui contribuent à créer sa valeur globale. Cinq attributs ont été identifiés qui correspondent à un mode d'usage différent.

Attributs du paysage	Mode d'usage correspondant
Esthétique	Contemplation
Historique	Visite culturelle, mémoire
Cognitif	Observation, étude
Récréatif	Activités de loisirs, ressourcement
Social	Identification à un territoire, cohésion d'un groupe

Source : Guérin, Michalland, (2000)¹⁰³

Tableau 1 : Les attributs du paysage source de valeur

Le paysage possède différents usages qui justifient sa préservation et sa transmission. Nous avons d'ailleurs donné précédemment un aperçu de ces différents usages. Ainsi, le paysage est apparu comme possédant diverses fonctions à la fois esthétique, récréative, écologique... dépendantes les unes des autres, qui servent de support à l'expression de bénéfiques ou valeurs d'usage. Parmi les fonctions les plus importantes, la fonction touristique apparaît essentielle. Les usagers recherchent la pratique d'un loisir ou d'un sport de pleine nature (randonnée pédestre ou équestre, escalade, vélo tout terrain...) au sein d'un paysage agréable. Le paysage devient le support de développement d'un certain type de tourisme. Les paysages sont en effet sources d'agrément, de bien-être, d'émotions qui résultent autant de leurs qualités relatives que des ambiances rurales (air pur, espace de détente, dépaysement), que de leur nature même, notamment pittoresque (patrimoine naturel ou façonné par l'homme) (Donadieu, 1995)¹⁰⁴. Il existe également de nombreuses activités de récréation liées au paysage : on peut prendre pour exemples les activités de récréation comme la cueillette, la promenade, la chasse ou un pique-nique.

¹⁰³ GUERIN M., MICHALLAND B. (2000), "Le paysage : quelles caractéristiques économiques ? ", Communication du séminaire : *Le paysage a-t-il une valeur économique ?*, le 16 mars 2000, Clermont-Ferrand, 16 p.

¹⁰⁴ DONADIEU P. (1995), "Pour une conservation inventive du paysage", in ROGER A. (dir.), *La théorie du paysage en France*, Champ Vallon, Seyssel, pp. 400-423.

Enfin, le paysage apparaît comme un facteur de renforcement du sentiment d'appartenance et d'identité collective pour les personnes vivant sur le territoire, mais également extérieures (Guérin, Michalland, 2000)¹⁰⁵. Ce point rejoint l'usage du paysage en tant que cadre de vie résidentiel susceptible d'attirer non seulement les individus mais également des entreprises souhaitant offrir à leurs employés un cadre de vie agréable. Ces attributs du paysage sont souvent joints à une consommation plus ciblée, ce qui génère une difficulté à isoler et déterminer précisément la demande de paysage. Cette demande se manifeste directement par le biais des choix de localisation des individus ou indirectement par la consommation de produits ou services joints. Seule la valeur d'usage actif est ainsi exprimée. Enfin, le paysage peut également servir de support médiatique pour des productions de qualité (productions alimentaires, AOC notamment). Ainsi, la relance de la race bovine d'Aubrac permet le maintien de deux éléments caractéristiques de l'identité locale : la tomme d'Aubrac et la transhumance des bovins qui concourt à l'exceptionnelle qualité paysagère des hauteurs volcaniques de l'Aubrac. Dans ce cas, l'agriculture permet le maintien d'une certaine qualité paysagère et en retour le paysage contribue à renforcer l'image des produits de cette activité. Il est donc possible de déterminer des bénéfices ou valeurs d'usage qui lui sont associés.

Ces valeurs d'usage peuvent être mesurées directement sur le marché par observation des variations de prix et le surplus du consommateur constitue alors la mesure adéquate pour estimer ces valeurs. Il peut également s'agir quelquefois d'une valeur productive si le paysage entre dans un processus plus large de production touristique. La perspective de développement de nombreuses activités peut apparaître comme une justification des différents programmes notamment agricoles de préservation du paysage. Ce type de motif peut faire l'objet de deux formes de calcul économique : soit on cherche à mesurer les bénéfices d'usage différés perçus par les utilisateurs potentiels ; soit on cherche à apprécier les impacts économiques du développement des activités liées au paysage. Le premier type de calcul complète la mesure de la valeur de non-usage pour disposer d'une indication monétaire de la valeur de préservation de la ressource. Le second type est destiné à mesurer les retombées économiques du développement des activités récréatives par exemple, dans le milieu local, une fois le programme de valorisation du paysage mis en œuvre. Mais une étude d'impact,

¹⁰⁵ GUERIN M., MICHALLAND B. (2000), op. cit.

même convenablement réalisée, ne doit pas contribuer à justifier une décision. Ainsi, dans le cas du maintien du paysage agricole, c'est parce que le programme est susceptible de véhiculer des bénéfices substantiels – en termes d'usage différé, de non-usage – qu'on doit le poursuivre, et non parce que la préservation du paysage peut potentiellement générer des retombées économiques. Les problèmes soulevés à la fois par l'application de la méthode, et par les fondements même de l'analyse (Stringer, 1993)¹⁰⁶, doivent conduire à rester méfiants quant à l'utilisation des résultats. Pour démontrer que le programme de maintien du paysage par l'agriculture est rentable, il convient de démontrer que les usagers potentiels et les non-usagers souhaitent la poursuite des efforts en faveur de la préservation du paysage, au point d'en assumer les coûts. Dans la deuxième partie, nous proposons une mesure monétaire des bénéfices par l'intermédiaire de l'évaluation contingente. Au-delà d'une analyse coûts-avantages, notre objectif consiste à apprécier l'aptitude de la méthode d'évaluation contingente à soutenir un processus de décision.

Il est difficile d'attribuer une valeur économique au paysage car elle n'est pas seulement fonction d'un usage actif (valeur d'usage) mais peut résulter aussi du souhait de préserver une option pour un usage futur (valeur d'option) ou d'assurer à ses descendants la transmission d'une certaine forme de paysage (valeur de préservation). En effet, il est nécessaire de ne pas se baser uniquement sur la valeur d'usage des paysages pour dire s'ils doivent être préservés ou non. La seule prise en compte des valeurs d'usage signifierait que l'on peut détruire sans risque des paysages qui n'ont pas de valeur d'usage. Compte tenu des difficultés, voire de l'impossibilité, de reconstruire les paysages, cette décision risque d'être irréversible. Dès lors, on comprend qu'un agent puisse accepter de payer pour conserver la possibilité d'un choix futur. Le paysage possède effectivement une valeur de non-usage qu'il convient de déterminer.

b – La valeur patrimoniale

Ainsi, faisant suite à un mouvement général de prise en compte du paysage, initié depuis quelques années, avec notamment la loi « Paysage » de 1993, la Convention européenne de 2000 insiste sur le caractère de patrimoine du paysage. Dans celle-ci, il est dit que le paysage concourt à l'élaboration des cultures locales et qu'il représente une

¹⁰⁶ STRINGER Y. (1993), "Le mirage des retombées économiques" in GAUTHIER G., THIBAUT M. (dir.), *L'analyse coûts-avantages : défis et controverses*, Collection Gestion, Economica, Paris, pp. 335-350.

composante fondamentale du patrimoine culturel et naturel de l'Europe, contribuant à l'épanouissement des êtres humains et à la consolidation de l'identité européenne. Les mesures de « protection des paysages » qui comprennent les actions de conservation et de maintien des aspects significatifs ou caractéristiques d'un paysage, sont justifiées par sa « valeur patrimoniale » émanant de sa configuration naturelle et/ou de l'intervention humaine.

A partir des différents éléments et raisons cités précédemment, il est possible de considérer le paysage comme un patrimoine. Cette valeur patrimoniale va permettre de justifier de nombreux programmes en faveur du paysage, notamment les mesures agri-environnementales et les CTE. En effet, l'existence de cette valeur conduit à considérer plusieurs aspects dans la préservation de la ressource. La première correspond à un objectif de « conservation patrimoniale de la ressource ». L'actif dispose alors d'une valeur en soi, indépendamment de tout jugement humain, et concourt à l'équilibre d'un système écologique plus large. La préservation du paysage participe activement par la conservation de certains éléments floristiques et faunistiques au maintien de la biodiversité.

La définition du paysage en tant que patrimoine nous amène également à prendre en compte le long terme et la notion de legs. La notion même de patrimoine fait référence à une gestion dans un but de transmission aux générations futures (problème d'équité intergénérationnelle). « *Le propre du patrimoine est d'ouvrir aux générations à venir une mémoire de leur passé, un instrument de connaissance et d'émotions. Tout investissement patrimonial ouvre des possibilités de satisfaction aux générations futures, toute dégradation du patrimoine les leur supprime. Si on ne valorise pas ces bénéfices retirés par les générations futures, et si on ne les ajoute pas à ceux dont bénéficient les générations présentes, on risque donc de sous-estimer les apports positifs du projet étudié et de les défavoriser par rapport à d'autres utilisations possibles des fonds publics* » (Grefte, 1990)¹⁰⁷ (problème du taux d'actualisation). Cette valeur patrimoniale peut être envisagée également comme faisant référence à la valeur d'existence : « *La valeur de legs consiste à donner une valeur à un bien d'environnement en considération de l'usage qu'en pourront faire les générations futures ou de la valeur d'existence qu'elles pourront lui reconnaître* » (Faucheux, Noël, 1995, p. 215)¹⁰⁸.

¹⁰⁷ GREFFE X. (1990), op. cit., pp.201-202.

¹⁰⁸ FAUCHEUX S., NOEL J.F. (1995), *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris, p. 215.

Il est également possible de distinguer au sein de ces catégories de valeurs de non-usage générales des valeurs de non-usage plus spécifiques au paysage comme la valeur esthétique par exemple. Il s'agit du plaisir ou de l'émotion qu'une personne éprouve à la vue d'un objet patrimonial, émotion variant par définition d'une personne à l'autre et débouchant, au mieux, sur des processus d'évaluation subjectifs (Greffé, 1999, p51)¹⁰⁹. Il est a fortiori difficile de déterminer cette valeur puisqu'elle peut varier non seulement en fonction du bien lui-même, de son existence, mais également du contexte variable de son environnement, de son utilisation ou de sa visite. Cette analyse fait directement référence à la valeur patrimoniale et donc au paysage en tant que reflet de modes de vie, de travail passés... On peut distinguer également une valeur symbolique et une valeur sociale dont le fondement réside dans le renforcement de l'identité sociale (Greffé, 1999, p55)¹¹⁰. La perception qu'a l'individu du paysage qui lui fait face joue donc un rôle central dans la valorisation de celui-ci. Les agents ne sont alors pas considérés comme homogènes, et jouent pleinement leur rôle « d'acteurs » économiques. Leurs préférences en matière de paysage vont jouer un rôle central dans la détermination de sa valeur.

La justification de programmes de préservation des paysages peut donc également être basée sur ces différentes conceptions de la valeur. Celles-ci développées dans le cadre de l'économie de l'environnement représentent ce que l'on appelle les valeurs de non-usage. Il apparaît nécessaire de les définir et d'en donner une mesure. Différents types de raisons peuvent être avancés pour légitimer la mise en œuvre de mesures visant à protéger et gérer les paysages agricoles. Le calcul économique peut se baser non seulement sur le calcul des bénéfices liés à l'usage direct du bien et/ou tenir compte des valeurs de non-usage manifestées par les agents économiques. Les deux types de calcul se complètent en effet pour fournir une expression de la valeur économique totale du paysage pouvant servir d'indicateur de la valeur de préservation de la ressource.

Le paysage apparaît comme un bien public non-marchand. Sa valeur économique totale est une valeur composite où les valeurs de non-usage sont prépondérantes. Il est donc extrêmement difficile de l'évaluer. Toutefois, le montant des subventions mises en œuvre dans le cadre de programmes destinés à préserver le paysage doit refléter la valeur accordée

¹⁰⁹ GREFFE X. (1999), *La gestion du patrimoine culturel*, Anthropos, Paris.

¹¹⁰ GREFFE X. (1999), op. cit.

par la collectivité à cet actif. Le financement de ce type de bien public soulève donc des problèmes quant à la recherche d'un optimum. Ainsi, on peut se demander quelle fraction de ses ressources la société doit-elle consacrer à la production de biens publics et comment cette production doit-elle être financée. Ce point est particulièrement délicat dans le cas où l'exclusion est impossible puisque l'usage de ces biens publics ne peut être réservé aux agents qui acquitteraient un certain prix. Le paysage correspond à ce cas de figure où c'est en général aux administrations publiques (Etat ou collectivité locales) qu'il revient d'organiser leur production et d'en prévoir les modalités de financement. Il arrive cependant que des organisations privées concourent au financement de la production de biens publics. En conséquence, nous étudierons les différentes formes de financement privé et/ou public et leurs insuffisances, notamment dans le domaine agricole. Il s'agit en effet de déterminer des instruments de politique publique plus efficaces quant à la prise en compte du paysage agricole.

B – Le problème du financement du non marchand

Dans cette partie, nous examinerons sous l'angle de la théorie micro-économique traditionnelle, comment la présence du bien public peut changer les conditions d'optimum d'une économie. Il s'agit de caractériser le niveau optimal de production de biens publics. Ce cadre d'analyse montre qu'il faut organiser le financement de ce type de bien si les agents veulent continuer de les consommer. Mais, le financement privé conduit à une production du bien public sous-optimale. L'intervention publique apparaît alors nécessaire pour subventionner la production du bien public, notamment dans le cas du paysage agricole (Merlo et Kuehl, 1996)¹¹¹. Il s'agira de déterminer la subvention optimale à mettre en œuvre.

1 – Optimum avec un bien public

La concurrence parfaite conduit à un optimum de Pareto parce que les signaux transmis par les prix donnent toutes les informations sur les coûts marginaux relatifs des productions et sur les satisfactions marginales relatives des consommations de façon à ce que ceux-ci soient égaux :

¹¹¹ MERLO M., KUEHL G., et al. (1996), *Possibilities of additional income from environmental goods and services produced by agriculture and forestry in mountainous areas. Forestry in the context of rural development : future research needs*. P. Glück and G. Weiss. Joensuu, European Forest Institute : pp. 73-93.

$$TMS_{ij} = \frac{Um_i}{Um_j} = \frac{P_i}{P_j} = \frac{Cm_i}{Cm_j} = TTP_{ij}$$

Le TTP est le taux de transformation des produits. Il est égal au rapport des productivités marginales d'un même input dans deux usages.

En présence de bien public, comme la consommation d'un individu ne restreint pas celle des autres, les conditions du premier ordre de l'optimum impliquent que le TTP du bien public contre un autre bien devrait être égal à la somme des TMS individuels. Or les comportements de maximisation libres n'assurent à l'équilibre que l'égalité entre chaque TMS individuel et le TTP, et entraînent donc une sous-production et une sous-consommation du bien public. L'économie du bien-être ou l'économie publique étudie les modalités d'une intervention publique pour restaurer l'optimalité parétienne. Elle est l'aboutissement de la microéconomie et le fondement analytique des recommandations de politique économique.

a – les conditions supplémentaires de l'optimum

Ce paragraphe étudie l'optimum de Pareto dans une économie qui comprend au moins un bien public : le paysage (Salanié, 1998)¹¹². Nous nous plaçons dans le cadre d'une économie comportant une exploitation agricole (indice 1) qui génère au travers de son processus productif, un bien public environnemental (Z) à usage exclusif de consommation. Le bien public est produit à partir des biens privés suivant une technologie donnée par $Z = f(x_i)$, où f est une fonction croissante et concave. Les ressources initiales de l'économie se résument à X unités de biens privés.

Les consommateurs i ($i = 1, \dots, n$) maximisent leur utilité (U) sous contrainte de leur revenu. On prend en compte, hormis le producteur du bien public Z, les autres producteurs agricoles ou non agricoles ($r = 2, \dots, m$) en considérant, pour simplifier l'analyse, qu'ils n'engendrent aucun bien public. Les producteurs maximisent leur profit sous contrainte des coûts fixés. Nous avons donc :

- n consommateurs : $i = 1, \dots, n$
- s entreprises et/ou exploitations : $r = 2, \dots, s$
- une exploitation agricole : 1

¹¹² SALANIE B. (1998), *Microéconomie, Les défaillances du marché*, Economica, Paris.

- m biens privés produits : $h = 1, \dots, m$

Le problème de maximisation s'écrit alors :

$$\text{MAX } U^1(x^1_1, \dots, x^1_m, Z)$$

$$\text{Sous } \sum_{i=2}^n \beta_i (U^i(x^i_1, \dots, x^i_m, Z) - \bar{U}_i) \geq 0 \quad (2)$$

$$\mu_1 \cdot f^1(y^1_1, \dots, y^1_m, Z) \leq 0 \quad (3)$$

$$\sum_{r=2}^s \mu_r \cdot f^r(x^r_1, \dots, x^r_m, Z) \leq 0 \quad (4)$$

$$\sum_{h=1}^m \alpha_h (\sum_{i=1}^n X^i_h - \sum_{i=1}^n X^i_h - \sum_{r=1}^s y^r_h) \leq 0 \quad (5)$$

Le Lagrangien peut alors s'écrire comme suit :

$$\begin{aligned} L = & U_1(x_{11}, \dots, x_{1m}, Z) + \sum_{i=2}^n \beta_i (U^i(x^i_1, \dots, x^i_m, Z) - \bar{U}_i) + \mu_1 \cdot f^1(y^1_1, \dots, y^1_m, Z) \\ & + \sum_{r=2}^s \mu_r \cdot f^r(x^r_1, \dots, x^r_m, Z) + \sum_{h=1}^m \alpha_h (\sum_{i=1}^n X^i_h - \sum_{i=1}^n X^i_h - \sum_{r=1}^s y^r_h) \end{aligned}$$

avec X^i_h = quantité totale de biens privés dont dispose le consommateur en début de période,

y^r_h = quantité produite du bien m par la firme r,

x^i_h = quantité de biens h consommés par le consommateur.

β_i , μ_1 , μ_r , et α_h sont les multiplicateurs de Lagrange associés aux diverses contraintes.

L'utilité marginale de la consommation du bien public est positive : $\frac{\partial U^i}{\partial Z} > 0$, mais

décroissante : $\frac{\partial^2 U^i}{\partial Z^2} < 0$.

Le consommateur 1 (pour $\beta_1 = 1$) est supposé maximiser son utilité sous la contrainte de satisfaction donnée pour les autres consommateurs (deuxième membre de l'égalité de droite). Les contraintes (3), (4) et (5) représentent respectivement les contraintes techniques de production (ou technologiques) et la contrainte de cohérence économique. Les conditions du premier ordre sont alors obtenues en dérivant le Lagrangien par rapport à x^i_h , y^r_h et Z :

$$\frac{\partial L}{\partial x_h^i} = \beta_i \frac{\partial U^i}{\partial x_h^i} + \alpha_h = 0 \quad (6)$$

$$\frac{\partial L}{\partial y_h^r} = \mu_r \frac{\partial f^r}{\partial y_h^r} + \alpha_h = 0 \quad (7)$$

$$\frac{\partial L}{\partial Z} = \sum_{i=1}^n \beta_i \frac{\partial U^i}{\partial Z} + \mu_1 \frac{\partial f^1}{\partial Z} = 0 \quad (8)$$

En combinant (1) et (2), on obtient la condition classique d'optimalité pour les biens privés, c'est-à-dire l'égalité entre le taux marginal de substitution entre le bien h et le bien k pour le consommateur i (i = 1, ..., n) et le taux de transformation technique pour la firme r (r = 1, ..., s) :

$$TMS_{hk}^i = TTP_{hk}^i$$

De (1), on tire que :

$$\beta_i = -\frac{\alpha_h}{\partial U^i / \partial x_h^i}$$

De (2), on tire que :

$$\mu_1 = -\frac{\alpha_h}{\partial f^1 / \partial y_h^1} \quad \text{car } r = 1, \dots, s$$

Enfin, en remplaçant dans l'équation (8), on obtient la condition supplémentaire d'optimum en présence du bien public Z : la condition de Bowen-Lindhal-Samuelson (B.L.S.) qui indique que la somme des consentements à payer doit être égale au TTP des biens Z et h :

$$\sum_{i=1}^n TMS_{hZ}^i = \sum_{i=1}^n \frac{\partial U^i / \partial Z}{\partial U^i / \partial x_h^i} = \frac{\partial f^1 / \partial Z}{\partial f^1 / \partial y_h^1} \quad (9)$$

Donc : $\Sigma TMS_{hZ}^i = TTP_{hZ}^i$

b – Interprétation économique de l'optimum

La relation (9) ou condition de Bowen-Lindhal-Samuelson, traduit la notion de coût d'opportunité social, c'est-à-dire les sacrifices auxquels la société doit consentir lorsqu'une unité supplémentaire de bien public est produite. ΣTMS_{hZ}^i indique la quantité de bien h à laquelle les consommateurs sont prêts à renoncer pour obtenir une unité supplémentaire de bien public Z. Il correspond donc à la somme que les individus sont prêts à engager dans la production du bien. Ce TMS représente aussi un coût d'opportunité puisque le consommateur doit sacrifier une certaine quantité de sa consommation en biens privés. Au niveau de la collectivité, la relation (9) précise le nombre d'unités de biens privés h à sacrifier afin de

produire une quantité additionnelle de bien public. En l'absence de bien public, le coût d'opportunité est le même tant du point de vue privé que social. « *Le cadre concurrentiel de propriété privée ne permet pas, en général, d'atteindre un équilibre de Pareto optimal, c'est-à-dire de remplir la condition B.L.S.* » (Madelin, 1993)¹¹³. Le TTP est égal à la somme des TMS alors qu'en concurrence, il est égal à chaque TMS. Il faut donc sacrifier davantage de bien privé pour produire du bien public à l'optimum qu'à l'équilibre. Cette analyse résulte de l'absence de prix pour ce bien public qui n'est pas rémunéré et n'est donc pas pris en compte par le marché. En outre, l'absence de prix pour ce bien implique que l'agriculteur n'a pas intérêt à le produire, sauf si cette production n'entraîne aucun coût. L'offre sera donc faible voire quasi-nulle, par rapport à la demande sociale exprimée par les consommateurs.

Du côté de la demande, les consommateurs maximisent leur programme. Il en résulte une demande optimale pour le bien public puisque celui-ci est gratuit. Pour rétablir l'optimum de Pareto, l'Etat doit inciter l'entreprise agricole à produire de manière à égaliser le coût marginal privé et l'utilité sociale marginale (égale à la somme des propensions à payer).

$$P_Z = -\mu_1 \frac{\partial f^1}{\partial Z} + \frac{1}{\beta_1} \frac{\partial U^1}{\partial Z} \quad (10)$$

avec

P_Z = valeur sociale du bien public

$-\mu_1 \frac{\partial f^1}{\partial Z}$ = coût marginal privé

$\frac{1}{\beta_1} \frac{\partial U^1}{\partial Z}$ représente les conséquences de la présence du bien

public sur le niveau d'utilité du consommateur 1.

- En présence de bien public, l'utilité marginale sociale est supérieure à l'utilité marginale privée. Les consommateurs sont alors prêts à sacrifier un montant supplémentaire en termes de biens h, pour augmenter la production du bien public Z. Ce résultat est obtenu en effectuant le rapport des prix :

¹¹³ MADELIN V. (1993), "La rémunération des externalités positives", *Economie Rurale*, n° 220-221, mars-juin 1994, pp. 209-214.

$$\frac{P_Z}{P_h} = \frac{\partial f^1 / \partial Z}{\partial f^1 / \partial y_h^1} - \frac{\partial U^1 / \partial Z}{\partial U^1 / \partial x_h^1} \quad (11)$$

$$\text{ou } \frac{P_Z}{P_h} = TTP_{1hZ} - TMS_{1hZ} \quad (11')$$

- sans bien public, la règle est la suivante :

$$\frac{P_k}{P_h} = \frac{\partial f_i / \partial y_{ik}}{\partial f_i / \partial y_{ih}} = \frac{\partial U_i / \partial x_{ik}}{\partial U_i / \partial x_{ih}} \quad h, k = 1, \dots, m \quad (12)$$

Donc en présence de bien public, le rapport $\frac{\partial U_1}{\partial Z}$ sera positif et l'équation (11') représentant l'utilité marginale sociale sera supérieure à l'utilité marginale privée.

L'optimum en présence du bien public implique que l'exploitation agricole, qui produit le bien public, poursuive cette production jusqu'à ce que la dernière unité produite rapporte autant que ce qu'il en coûte à la société pour la produire. Ce coût correspond à la valeur que la société accorde au bien public. La condition B.L.S. jointe à l'égalité de l'utilité marginale sociale des différents consommateurs caractérise complètement la production optimale de bien public et les modalités de son financement. Si le planificateur possède une information parfaite sur les préférences des agents, il devrait être en mesure de calculer cette solution optimale et donc de décider des prélèvements à effectuer sur les revenus des individus pour financer le bien public. Mais sachant que le bien Z est public, le consommateur n'a pas intérêt à révéler sa demande puisque, s'abstenant de réclamer ce bien, il en profitera néanmoins et n'aura pas à en supporter le coût (problème du passager clandestin). La valeur représentant la contribution de l'individu i au financement de la production de Z ne sera donc pas révélée et versée spontanément. Il est cependant peu réaliste de supposer qu'une administration puisse ainsi posséder une information très précise sur les préférences des agents. Comment alors déterminer la production de bien public ?

2 – Les formes privées de financement

On envisage le cas où le financement du bien public incombe aux consommateurs. Chaque agent détermine le prix qu'il désire payer par unité de bien public qu'il consomme.

a – L'équilibre de Lindhal

L'équilibre de Lindhal¹¹⁴ ou le pseudo-marché de biens publics est également connue sous le nom de théorie de l'échange volontaire. Cette méthode doit résoudre deux problèmes principaux qui sont, d'une part, la détermination de la somme totale des dépenses publiques et des impôts, et, d'autre part, celle de la charge fiscale applicable à chaque individu.

Lindhal (1958)¹¹⁵ considère l'impôt comme le prix payé par les consommateurs en échange d'un service public rendu par l'Etat. Celui-ci va collecter les impôts et subventionner l'agriculteur qui produit le bien public, de manière à décentraliser l'optimum de Pareto. Dans cette optique, les impôts ou « prix personnalisés » sont affectés à chaque individu et ainsi, les consommateurs qui retirent une plus grande satisfaction des dépenses publiques, devraient payer plus. Le producteur du bien public percevrait alors l'ensemble des contributions : $P_Z = \sum_{i=1}^n P_Z^i$ et produirait jusqu'au niveau où son coût marginal est égal à P_Z ¹¹⁶.

Chaque consommateur égaliserait son taux marginal de substitution à son prix personnalisé. On obtient ainsi sa capacité et sa volonté de payer sous la forme de « quasi-prix fiscaux » :

$$P^i = TMS_{iZ} \quad TMS_{iZ}^j = P^j \quad (13)$$

$$\text{avec} \quad P_Z = P_Z^1 + \dots + P_Z^i + P_Z^j + \dots + P_Z^n \quad (14)$$

Le TMS du bien public contre le bien privé est égal au rapport des prix :

$$\frac{P_Z^i}{P^i} = TMS_{iZ} \quad (14')$$

Le prix du bien public représente la somme des prix individuels c'est-à-dire la valeur sociale du bien (relation 14'). Les nouvelles équations du modèle pour le consommateur et le producteur s'écrivent alors :

¹¹⁴ L'équilibre de Lindhal est ainsi nommé d'après l'économiste suédois qui l'a mis au point en 1919.

¹¹⁵ LINDAHL E. (1958), "Just Taxation – A Positive Solution", in R. MUSGRAVE and A. PEACOCK (eds.), *Classics in the Theory of Public Finance*, London.

¹¹⁶ SALANIE B. (1998), op. cit.

- le consommateur maximise toujours son utilité sous contrainte de son revenu et la lagrangien devient :

$$L = U^i(x_1^i, \dots, x_m^i, Z) + \beta_i \left(\sum_{h=1}^m P_h x_h^i + P_Z Z - \sum_{h=1}^n P_h X_h^i \right)$$

$$(a) \quad \frac{\partial L}{\partial x_h^i} = \frac{\partial U^i}{\partial x_h^i} + \beta_i P_h = 0 \quad h = 1, \dots, m \text{ et } i = 1, \dots, n$$

$$(b) \quad \frac{\partial L}{\partial Z} = \frac{\partial U^i}{\partial Z} + \beta_i P_Z = 0$$

La relation (b) représente la demande de bien public, fonction du prix du bien public (P_Z^i). Tous les consommateurs demandent la même quantité de bien public Z produite par l'agriculteur.

- pour l'agriculteur, on trouve :

$$L^1 = \sum_{h=1}^m P_h^1 Y_h^1 + P_Z Z + \mu_1 \cdot f_1(y_{11}, \dots, y_{1m}, Z)$$

$$(a') \quad \frac{\partial L^1}{\partial y_h^1} = P_h + \mu_1 \frac{\partial f^1}{\partial y_h^1} = 0 \quad h = 1, \dots, m$$

$$(b') \quad \frac{\partial L^1}{\partial Z} = P_Z + \mu_1 \frac{\partial f^1}{\partial Z} = 0$$

L'équation (b') représente l'offre de bien public, fonction de P_Z .

L'équilibre de Lindhal s'écrit alors pour le bien public :

$$\sum_{i=1}^n \frac{\partial U^i / \partial Z}{\partial U^i / \partial x_h^i} = \sum_{i=1}^n \frac{P_Z^i}{P_h} = \frac{\partial f^1 / \partial Z}{\partial f^1 / \partial y_h^1} \quad (15)$$

Le profit de l'entreprise est optimal pour une quantité de bien public qui réalise l'égalité entre le prix et le coût marginal. La structure du modèle s'appliquant à l'équilibre de Lindhal est ainsi très comparable à celle du modèle s'appliquant à l'équilibre concurrentiel dans une économie sans biens publics. L'analogie vaut évidemment aussi dans le cas où intervient un nombre quelconque de biens publics (Malinvaud, 1969)¹¹⁷. La condition B.L.S. est donc vérifiée à l'équilibre de Lindhal¹¹⁸.

¹¹⁷ MALINVAUD E. (1969), *Leçons de théorie microéconomique*, Dunod.

¹¹⁸ PICARD P. (1990), *Éléments de microéconomie, Théorie et applications*, 2^{ème} édition, Montchrestien, Paris.

Il semble donc que l'on ait trouvé une procédure décentralisée permettant la détermination de la production optimale du bien public : le planificateur pourrait en effet organiser un tâtonnement sur les prix personnalisés, comparable au tâtonnement walrasien envisagé dans le cadre des marchés de concurrence parfaite. On pourrait ainsi tendre vers un équilibre de Lindhal où on produit la quantité optimale de bien public. Cette procédure si elle paraît satisfaisante, s'avère en fait peu vraisemblable. Il est très peu probable que les consommateurs se prêtent aux règles du jeu qu'on leur propose. En effet, à l'équilibre de Lindhal, les consommateurs paient le bien public à des prix différents et disposent néanmoins de la même quantité (puisque par hypothèse l'exclusion est impossible). L'agent a donc intérêt à annoncer une demande de bien public plus faible qu'elle n'est réellement, de façon à bénéficier d'un prix personnalisé plus faible. La demande révélée sera inférieure à la demande réelle. *« Il est donc probable que les consommateurs vont masquer leurs véritables préférences pour contribuer le moins possible au financement du bien public »* (Picard, p.484)¹¹⁹. Le problème sera encore plus présent que le nombre de consommateurs concernés est important. Chaque agent pris individuellement aura d'autant plus tendance à cacher sa véritable demande pour le bien public qu'il pense que son comportement n'a qu'une importance négligeable sur la quantité de bien public qui sera retenue. En masquant ses propres goûts, il peut espérer bénéficier d'un prélèvement plus faible (comme dans le cadre du tâtonnement conduisant à l'équilibre de Lindhal), sans modifier de manière fondamentale la quantité produite de bien public. Les consommateurs se comportent donc en passagers clandestins ou « free rider ». Ainsi A. Wolfelsperger (1986)¹²⁰ indique qu'« *il est clair que l'échec de solutions de coopération volontaire est inévitable* ». Chaque agent, en refusant de révéler sa véritable demande, considère qu'il prend la meilleure décision et pourtant ce faisant, il se prive de ce qu'il souhaitait et pouvait obtenir en le finançant (en association avec les autres) : la fourniture du bien public. En définitive, la rationalité des consommateurs va faire que cette production sera sous-optimale, c'est-à-dire qu'il y aura sous-production par rapport à la situation qui aurait prévalu si les agents avaient exprimé leurs vraies préférences.

b – L'équilibre avec souscription

¹¹⁹ PICARD P. (1990), op. cit.

¹²⁰ WOLFELSPERGER A. (1986), "La théorie des biens collectifs", *Supplément aux Cahiers Français*, n°228, *Les Libéralismes Economiques*, octobre-décembre, La Documentation Française, Paris.

Dans ce cas, chaque consommateur verse une contribution volontaire servant au financement du bien public, et l'agriculteur produira une quantité de bien public fonction de la somme des souscriptions. Il apparaît de manière immédiate que les agents vont déterminer leur contribution en ne tenant compte que de la satisfaction personnelle qu'ils en retirent et en ignorant complètement l'avantage supplémentaire pour les autres consommateurs. Cette démarche s'apparente à un jeu non coopératif et apparaît comme le plus probable dès que le nombre d'agents est suffisamment important pour que ceux-ci ne puissent se concerter et déterminer conjointement leur contribution. Chaque consommateur i détermine sa contribution t_i en considérant les contributions t_j , $j \neq i$, des autres agents comme des données. La somme des souscriptions (t_i), à l'équilibre, représentera le prix du bien public :

$$T = \sum_{i=1}^n t_i = P_z Z \quad (16)$$

La démarche de souscription volontaire s'apparente aux enquêtes de la méthode d'évaluation contingente lorsqu'il s'agit de déterminer le consentement global à payer (agrégation des CAP individuels) pour une augmentation de la quantité et de la qualité du bien public.

Tout comme pour l'équilibre de Lindhal, on peut réécrire les équations du modèle pour les producteurs et les consommateurs. Pour le producteur, le programme de maximisation est identique à celui de l'équilibre de Lindhal. Pour le consommateur, on obtient :

$$L = U^i(x_1^i, \dots, x_m^i, Z) + \beta_i (\sum_{h=1}^m P_h x_h^i + t^i - \sum_{h=1}^m P_h t_h^i) + \alpha_h (t^i + \sum_{j=1}^n t^j - P_z Z)$$

avec Z = la quantité totale de bien public, lorsque c'est l'agent i qui fait l'ultime proposition.

L'équilibre obtenu ne sera pas optimal. En effet, nous avons la relation d'équilibre suivante :

$$\sum_{i=1}^n t^i = t^i + \sum_{j=1}^n t^j = P_z Z \quad (17)$$

A l'optimum, on obtient la relation suivante :

$$\sum_{i=1}^n \frac{\partial U^i / \partial Z}{\partial U^i / \partial x_h^i} = \frac{n P_z}{P_h} = n \frac{\partial f^1 / \partial Z}{\partial f^1 / \partial y_h^1} \quad (18)$$

$$\text{au lieu d'avoir : } \sum_{i=1}^n \frac{\partial U^i / \partial Z}{\partial U^i / \partial x_h^i} = \frac{P_z}{P_h} = n \frac{\partial f^1 / \partial Z}{\partial f^1 / \partial y_h^1} \quad (18')$$

La relation (18) indique que nous ne sommes plus à l'optimum (relation 19) et que par conséquent, la condition B.L.S. n'est plus vérifiée. En effet, chaque consommateur ne prend ici en compte, quand il décide de souscrire au bien public, que l'accroissement de sa propre consommation de bien public. Il néglige dans ses calculs l'accroissement subséquent de l'utilité de tous les autres consommateurs, si bien que l'équilibre ne peut être optimal. Dans une économie où le bien est financé par souscription, les individus s'en tiennent à une production trop faible du bien public. La somme des désirabilités individuelles est alors n fois plus grande que le taux marginal de substitution du bien Z au bien h.

$$\text{Au lieu de } \sum_{i=1}^n \text{TMS}_{hz}^i = \text{TTP}_{hz}^1 \quad (19)$$

$$\text{on a : } \sum_{i=1}^n \text{TMS}_{hz}^i = n \text{TTP}_{hz}^1 \quad (19')$$

La procédure de souscription ne conduit donc pas à une production optimale de bien public. Cette sous-optimalité de l'équilibre de souscription résulte de manière immédiate du caractère non-coopératif de la procédure : les consommateurs ne sont pas conscients du fait que leur contribution améliore la satisfaction des autres agents. Comme pour l'équilibre de Lindhal, la production de biens publics sera inférieure à celle socialement préférable et optimale. Le problème dans cette démarche de contribution volontaire réside dans la difficulté de révélation des préférences.

c – Insuffisance des formes privées de financement

La théorie paretienne des biens publics démontre que les formes privées de financement ne permettent pas de réaliser l'optimum de Pareto selon lequel la somme des dispositions marginales à payer des consommateurs doit être égale au coût marginal du bien public. A l'optimum, il n'est pas possible d'augmenter l'avantage social sans entraîner des coûts qui lui seraient supérieurs. Ce résultat découle des propriétés de croissance et/ou de constance du coût marginal et de la décroissance des dispositions marginales à payer. Dans le cas d'un bien public non-excluable comme le paysage, l'agriculteur n'a pas la possibilité

d'empêcher quiconque de consommer le bien. Il ne peut donc instaurer le paiement d'un droit d'entrée et faire payer ce prix en échange du bien. La quantité optimale du bien public ne pourra être atteinte puisque celui-ci ne sera pas produit, malgré la demande sociale exprimée.

Les limites inhérentes au financement privé de la production d'un bien public résident essentiellement dans la faiblesse des mécanismes incitatifs de révélation des préférences des consommateurs. D'autres mécanismes ont été testés afin de construire un instrument efficace contraignant les agents à révéler leurs préférences réelles : le plus élaboré étant le mécanisme de la taxe pivotale de Clarck-Groves. Il s'agit d'un mécanisme qui associe une règle de décision collective (de révélation directe des préférences individuelles) et une règle de transfert aux individus. Elle tend à faire de la révélation de la vérité une stratégie dominante afin d'éviter l'incitation à la tricherie (problème du passager clandestin). Ce problème du passager clandestin est également présent dans les évaluations contingente même s'il semble avoir été surestimé. En revanche, il ne sera probablement pas possible de l'éliminer totalement. L'inefficacité des formes privées de financement des biens publics conduit à envisager la nécessité d'une intervention publique (par l'intermédiaire de la Politique Agricole Commune, Mesures agri-environnementales et CTE) afin d'organiser la production publique de l'actif paysager. Il s'agit pour l'Etat d'inciter les agriculteurs à fournir le bien, moyennant un paiement compensatoire ou une rémunération clairement définie. Il faut également établir un système de captation efficace des recettes du côté des contribuables-consommateurs, c'est-à-dire établir un impôt pour le bien public. Ces recettes seraient ensuite redistribuées aux producteurs pour la production du bien public environnemental.

3 – Intervention publique, fiscalisation de l'effet externe et subvention optimale

Il est admis que le plus souvent, les biens publics devraient être fournis par le secteur public, comme c'est effectivement le cas pour la défense, la police ou la justice. L'argument sous-jacent est que si le bien public était fourni par un mécanisme de marché, un consommateur qui en achèterait (et en stimulerait la production) ne prendrait pas en compte le bénéfice qu'il procurerait aux autres consommateurs. Ce dispositif conduit donc à une production sous-optimale de l'actif et viole la condition d'égalité du prix et du coût marginal

qui est nécessaire à l'optimum. Ainsi, déjà Adam Smith (1776)¹²¹, pensait que dans une telle situation, l'Etat devait fournir lui-même le service en cause (La richesse des nations, livre V, chapitre 1) :

« *The third and last duty of the sovereign or commonwealth is that of erecting and maintaining those publick institutions and those publick works, which, though they may be in the highest degree advantageous to a great society are, however, of such a nature, that the profit could never repay the expence to any individual or small number of individuals, and which it, therefore, cannot be expected that any individual or small number of individuals should erect or maintain.* »¹²²

Nous allons donc analyser le bien-fondé d'un financement public. Ainsi, supposons maintenant que chaque consommateur i soit imposé par l'Etat en fonction de sa consommation Z de bien public. En contrepartie, une subvention est redistribuée au producteur (l'agriculteur dans le cas du paysage) du bien. L'analyse est menée à des fins de simplification, en considérant n consommateurs et seulement un agriculteur. Il s'agit de déterminer à quel équilibre peut parvenir une collectivité dans laquelle les consommateurs ont ainsi institué une autorité publique chargée de pourvoir aux besoins collectifs et d'assurer leur financement. Nous reprenons le modèle utilisé pour l'étude de l'optimum et du pseudo-équilibre de marché.

- Pour le consommateur i , la taxe environnementale t_i pour une unité de bien paysager (x_Z^i) consommée, par exemple l'hectare, est prélevée sur son revenu (R). Le consommateur recherche toujours la maximisation de son utilité sous la contrainte de son revenu. Le lagrangien s'écrit alors comme suit :

$$L = U^i(x_1^i, \dots, x_m^i, x_Z^i) + \beta (R - \sum_{h=1}^m P_h \cdot x_h^i - t^i \cdot x_Z^i)$$

Les conditions du premier ordre sont :

$$\frac{\partial L}{\partial x_1^i} = \frac{\partial U^i}{\partial x_1^i} + \beta \cdot P_1 = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial x_Z^i} = \frac{\partial U^i}{\partial x_Z^i} + \beta \cdot t^i = 0$$

¹²¹ SMITH A. (1776), Recherches sur la Nature et les Causes de la richesse des nations, Tome 1 et 2, Traduction Nouvelle, 1992, Flammarion, Paris.

¹²² SMITH A. (1776), op. cit.

A l'équilibre, on obtient :

$$\frac{\partial U^i}{\partial x_1^i} / \frac{\partial U^i}{\partial x_Z^i} = \frac{P_1}{t^i} \quad (20)$$

Le terme de droite représente le consentement à payer du consommateur i , c'est-à-dire le rapport des utilités marginales pour le bien privé 1 et le bien public Z (ou encore le taux marginal de substitution entre les deux catégories de bien).

- Le producteur maximise toujours son profit mais celui-ci se trouve être augmenté par la subvention totale S . Celle-ci est égale à la somme des taxes individuelles t^i (ou consentements à payer). Dans ce cadre, l'offre de bien public (Z) obtenue est découplée du niveau de la production agricole (déterminée par la somme des y_h^1), et la subvention totale, représentant le prix du bien public environnemental pour la collectivité, est interprétée comme une aide à l'hectare (de bien environnemental produit). Le lagrangien prend la forme suivante :

$$L = \sum_{h=1}^m P_h y_h^1 + S \cdot Z + \mu \cdot f^1(y_1^1, \dots, y_m^1, Z)$$

Les conditions du premier ordre sont alors :

$$\frac{\partial L}{\partial y_h^1} = \frac{\partial f^1}{\partial y_h^1} \cdot \mu + P_h = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial Z} = \frac{\partial f^1}{\partial Z} \cdot \mu + S = 0$$

A l'équilibre, on obtient :

$$TTP = \frac{\partial f^1}{\partial y_h^1} / \frac{\partial f^1}{\partial Z} = \frac{P_h}{S} \quad (21)$$

Le rapport des coûts marginaux pour le bien h et le bien public Z est égal au rapport des prix de ces différents biens. Ces résultats montrent qu'à l'équilibre, on a égalisation des TMS et des TTP non seulement pour tous les biens h ($h = 1, \dots, m$) mais également pour tous les agents (producteurs et consommateurs). Ainsi, le financement du bien public par taxation réglementée avec reversement aux producteurs sous forme de subventions, c'est-à-dire versement direct aux revenus serait donc une mesure optimale. Ce résultat confirme le rôle de

la fiscalité et de la réglementation dans la régulation des relations agriculture–environnement (OCDE, 1993)¹²³.

Dans la pratique, le financement d'un bien public se fait en général par les ressources fiscales que l'Etat prélève sur les agents (impôt sur le revenu, sur la consommation...). Dans la mesure où ces impôts entraînent des distorsions économiques et affectent les décisions des agents, la condition B.L.S. doit être modifiée ; sous des hypothèses raisonnables, la prise en compte des distorsions fiscales dans ce problème de second rang réduit le niveau de production du bien public à l'optimum (Salanié, 1998)¹²⁴. En définitive, le problème majeur en présence de bien public, réside dans l'absence de compensation pour le producteur. En effet, sans incitations financières, même face à une demande sociale croissante de paysage, l'offre n'existerait pas ou si elle existait, serait sous-optimale probablement. Il s'ensuit donc un gaspillage et une allocation inefficace de ces ressources économiques du fait de la non-existence d'un marché pour ces biens. « *L'inexistence d'un système de prix implique l'impossibilité d'évaluer les avantages que la collectivité tire de ces biens gratuits* » (Mougeot, 1977)¹²⁵. La solution la plus efficace passerait sans doute par une intervention de l'Etat de manière à rétablir l'égalité entre avantages/coûts privés et avantages/coûts sociaux. Dans le cas de la production paysagère par l'agriculteur, il existe déjà un système de compensation sous forme de subventions notamment. Nous allons donc étudier maintenant les avantages d'un soutien à l'agriculture et les différentes modalités à envisager de manière à instaurer un système le plus efficace possible.

II – Valeur du paysage et systèmes d'exploitation agricole

A – Les justifications pour un soutien à l'agriculture

La réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) initiée en 1992 a introduit de nouvelles prérogatives en matière de protection et de valorisation de l'espace et du paysage agricole et, plus généralement de l'environnement. Elle s'accompagne de mesures facultatives dites agri-environnementales associées à des incitations financières. La politique de soutien

¹²³ OCDE (1993), "Examens des performances environnementales, Allemagne", Problèmes Economiques, n°2343, 29 septembre 1993, La Documentation Française.

¹²⁴ SALANIE B. (1998), op. cit.

¹²⁵ MOUGEOT M. (1977), "Les déséquilibres implicites du marché des biens hors-marché", Revue d'Economie Politique, septembre-octobre, n°5.

des prix est remplacée par une politique de soutien des revenus agricoles. Le rôle de l'agriculteur dans l'entretien et la conservation d'un certain patrimoine environnemental est ainsi de plus en plus reconnu. La question est alors de savoir si l'agriculture doit être encouragée dans sa fonction de « jardinier » de l'espace rural (Madelin, 1993)¹²⁶. En ce qui concerne le paysage agricole, il présente les caractéristiques d'un bien collectif. Une fois considéré ce postulat, des questions importantes se posent. Quels sont les aides à mettre en œuvre pour inciter les agriculteurs à fournir l'aménité paysagère ? La nouvelle PAC par son système d'aides remplit-elle une fonction de rémunération suffisante pour les externalités positives (production et entretien du paysage) que génère l'agriculture ? Il s'agit alors de déterminer le système de rémunération le plus apte à inciter les agriculteurs afin qu'ils prennent conscience des « nouvelles » fonctions qui leur incombent.

Nous allons donc tenter de déterminer les principales justifications du soutien au secteur agricole, puis nous analyserons l'efficacité des différents mécanismes de subvention par rapport aux objectifs de protection de l'environnement. Le nouveau soutien des revenus par des aides directes est-il plus efficace que le soutien par les prix pour « harmoniser » les relations entre agriculture et environnement. Doit-on privilégier le couplage ou le découplage des aides par rapport à la production agricole ?

1 – Les enseignements de la théorie du bien-être

Le cadre d'analyse des mesures compensatoires à l'agriculture dans le cadre de la PAC et des mesures agri-environnementales sera celui de la théorie parétienne de l'optimum. Nous étudions la pertinence de ces aides en termes d'efficacité économique¹²⁷, c'est-à-dire que nous nous plaçons dans un cadre de concurrence parfaite, aucune entrave ne doit perturber le jeu de l'offre et de la demande. Dès lors, comment expliquer les réglementations et le soutien à l'agriculture ? Est-il justifié du point de vue de la théorie économique ? Peut-il prendre un caractère généralisé et on parle alors en termes d'aides directes à l'hectare. Mais il peut également dans certains cas être différencié entre régions ou zones défavorisées. Il s'agit donc de déterminer les modalités du soutien à adopter en fonction des contraintes environnementales envisagées. Nous allons démontrer qu'il est possible, lorsque la production

¹²⁶ MADELIN V. (1993), op. cit.

¹²⁷ Les aspects d'équité et de répartition ne seront pas développés.

du bien environnemental est rémunérée et décentralisée par un système de taxation du contribuable et de subvention au producteur agricole, de retrouver l'optimum social.

Dans le cadre d'un marché concurrentiel, en l'absence d'externalités et de non-convexités dans les technologies (rendements d'échelle non croissants), les deux théorèmes de l'économie du bien-être sont valides (Loyat, 1994)¹²⁸ :

- tout équilibre de concurrence est Pareto-efficace,
- toute allocation Pareto-efficace peut être obtenue à partir d'un équilibre de concurrence, avec des transferts entre les consommateurs.

Les conséquences en termes de politique économique sont très fortes : toute politique de prix, de quota, et d'une manière générale de soutien aux productions est inefficace du point de vue de l'optimum de Pareto. Le prix déterminé par un gouvernement ne peut être Pareto-efficace comparé à celui qui s'établirait sur le marché dans des conditions de concurrence (sans intervention de l'Etat). Seuls des transferts aux consommateurs peuvent être souhaitables socialement. Ceux-ci doivent prendre la forme de paiements forfaitaires (lump-sum transfert), c'est-à-dire une aide directe qui n'influencerait pas les différents taux marginaux d'optimum (TMS...), et non la forme d'un prix d'intervention. Il ne semble y avoir aucune justification possible et raisonnable au soutien à la production. Si certains enregistrent des pertes, alors la production doit cesser car elle est inefficace. Il ne peut y avoir ni subvention, ni quota, ni contraintes d'utilisation des terres, etc... (Folmer, 1993)¹²⁹.

2 – Les justifications d'un soutien généralisé

Le modèle d'équilibre général recommande de se rapprocher des conditions de libre concurrence et de libre échange lorsque des rigidités apparaissent (Callataÿ, 1991)¹³⁰. Toutefois, des justifications à des politiques d'intervention et de soutien dans l'agriculture peuvent être trouvées, tout en restant dans le même cadre théorique de référence. Ainsi, dans

¹²⁸ LOYAT J. (1994), "Politiques publiques et efficacité : en agriculture, une intervention nécessaire face à une logique de rente", *Economie Rurale*, n° 220-221, mars-juin 1994, pp. 181-185.

¹²⁹ FOLMER C., KEYSER M. A., MERBIS M. D., STOLWIJK H. J. J. And VEENENDAAL P.J.J. (1993), *CAP Reform and its Differential Impact on Member States*, Centre for World Food Studies, SOW-VU Research Memorandum, RM-93-01, February.

¹³⁰ CALLATAY de E. (1991), "L'Economie du non-marchand dans une économie de marché", *Reflets et Perspectives de la Vie Economique*, Wezembeck, Belgique, repris dans *Problèmes Economiques*, n°2291, 16 septembre, pp. 24-28.

le domaine agricole, on peut évoquer les coûts administratifs pour effectuer des transferts, la faible divisibilité des exploitations, le lien entre le revenu agricole et la productivité du travail, l'existence de marchés incomplets, par exemple les externalités liées à l'environnement...

Il existe un certain nombre de justifications pour une intervention dans le secteur agricole (Folmer, 1993)¹³¹. La première concerne les caractéristiques même du paysage. Ce point a déjà été développé précédemment mais il semble important de le rappeler car il constitue une des explications principales du soutien à l'agriculture. En effet, l'existence d'un « marché incomplet » pour les biens environnementaux concerne plus particulièrement le paysage. Il est dorénavant socialement reconnu que l'agriculture ne produit pas que des biens alimentaires, mais aussi des biens et services liés à l'occupation et la mise en valeur de l'espace (Loyat, 1994)¹³². Or de telles activités ont un coût qui n'est généralement pas couvert faute de marchés. Le bien environnemental analysé comme bien public et comme externalité, implique que le coût social pour la collectivité diffère du coût privé pour l'agent. Afin de rétablir l'égalité, l'agent qui produit l'externalité doit être rémunéré pour le service qu'il rend (Madelin, 1993)¹³³.

La reconnaissance de la nouvelle fonction de production de paysage par l'agriculture, ainsi que la prise en compte de la transmission intergénérationnelle du patrimoine naturel, nous amène à penser comme Cl. Henry (1990)¹³⁴ que : « *à la fois les externalités caractéristiques des rapports au patrimoine naturel et les problèmes de la communication entre générations font que l'association d'un système de prix à une allocation soutenable ne peut résulter de l'interaction, laissée à elle-même, d'agents économiques poursuivant leur intérêt particulier. Des institutions d'intérêt collectif (présent ou futur) sont indispensables* ». L'intervention publique apparaît nécessaire afin de rémunérer cette production. Une justification des transferts aux agriculteurs peut être formulée ainsi : « *Le paysage agricole ne serait pas produit en quantité suffisante ou en qualité désirée si le marché était le seul instrument d'allocation utilisé.* » (Drake, 1992)¹³⁵. La présence d'externalités et/ou de biens

¹³¹ FOLMER C., KEYSER M. A., MERBIS M. D., STOLWIJK H. J. J. And VEENENDAAL P.J.J. (1993), idem.

¹³² LOYAT J. (1994), op. cit.

¹³³ MADELIN V. (1993), op. cit.

¹³⁴ HENRY C. (1990), "Efficacité économique et Impératifs éthiques : l'Environnement en copropriété", Revue Economique, vol. 41, pp. 195-214.

¹³⁵ DRAKE L. (1992), "The non-market value of the Swedish agricultural landscape", European Review of Agricultural Economics, vol. 19-3, pp. 351-364.

collectifs susceptibles d'engendrer des phénomènes de type passager clandestin, constitue un des fondements de l'intervention publique. Les externalités « *ne peuvent donner lieu à des négociations bilatérales privées, (...) parce qu'il faut tenir compte des coûts de calcul et de transaction des droits de propriété nécessaires à de telles négociations* ». Dès lors, « *une intervention publique, par voie réglementaire ou fiscale est nécessaire* » (Callatay, 1991)¹³⁶. L'Etat assure alors une fonction « d'allocation » (Musgrave, 1959)¹³⁷ qui concerne les biens et les services collectifs mis, gratuitement ou non, à la disposition de la population.

Une seconde justification réside dans la fonction de « redistribution » de l'Etat (Musgrave, 1959)¹³⁸. En effet, parmi les objectifs de la PAC et de la politique agricole française, on peut citer non seulement celui qui vise à rapprocher les prix communautaires des prix mondiaux, mais également celui du respect des équilibres régionaux en termes de productions agricoles et de maintien des populations dans des régions défavorisées. La PAC a donc initié un système d'aides différenciées pour tenir compte des spécificités de certaines zones (handicap naturel, zone d'intérêt écologique...). L'objectif à court terme de ces mesures compensatoires est le soutien des revenus agricoles. Ce but est a priori incompatible avec les justifications émises par la théorie du bien-être, puisque si certaines entreprises ou exploitations sont déficitaires ou non rentables, elles doivent disparaître. Néanmoins, à côté de ces facteurs économiques, « *il importe d'ajouter une dimension sociale. Les pouvoirs publics ont un rôle à jouer en matière de redistribution des revenus* » (Callatay, 1991)¹³⁹.

Il est également indispensable de souligner l'importance de l'agriculture dans ces zones où le paysage est devenu dépendant de cette profession. Il est un produit joint à cette activité et son maintien passe par le soutien des revenus agricoles. Il est donc nécessaire de maintenir un nombre suffisant d'exploitations agricoles si l'on a pour objectif de préserver le paysage : « *il n'y a pas d'autres moyens de préserver l'environnement naturel, un paysage millénaire et un modèle d'agriculture familiale qui traduit un choix de la société* » (Vercherand, 1991)¹⁴⁰. Il semble qu'il faille envisager le paysage non plus comme un sous-produit gratuit mais comme un produit rémunéré puisque « *l'entretien de l'espace, du*

¹³⁶ CALLATAY de E. (1991), op. cit.

¹³⁷ MUSGRAVE R. (1959), *The Theory of Public Finance*, McGraw-Hill, New-York.

¹³⁸ MUSGRAVE R. (1959), op. cit.

¹³⁹ CALLATAY de E. (1991), op. cit.

¹⁴⁰ VERCHERAND J. (1991), *Réforme de la Politique Agricole Commune et Prise en Compte des Effets Externes*, Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies, Université de Bourgogne.

paysage, était compris dans la rémunération offerte aux agriculteurs et aux sylviculteurs pour leur activité productrice de produits agricoles et forestiers : la préservation du cadre de vie, son entretien, étaient un sous-produit gratuit de l'activité économique » (Lebourdais, 1993)¹⁴¹. L'existence d'un prix uniforme pour les produits agricoles ne permet plus de tenir compte de la rémunération de la multifonctionnalité de l'agriculture (Stucki, 1992)¹⁴². Ainsi, il convient désormais de considérer le paysage, comme l'ensemble des éléments de la nature et de l'espace, comme un co-produit de l'agriculture dont il convient d'assurer la qualité et/ou le renouvellement (Véron, 1993)¹⁴³.

B – Les modalités du soutien au secteur agricole en faveur du paysage

Les développements précédents ont montré que la production décentralisée d'un bien environnemental n'est optimale que lorsqu'elle est rémunérée à hauteur de la somme de ses avantages sociaux individuels et collectifs. Non rémunérée, elle est la plupart du temps nulle, en tout cas insuffisante pour satisfaire la demande sociale. Un système de taxes sur les consommateurs et de subventions au producteur permet de restaurer l'optimum social. En outre, il existe un niveau optimal de subvention de l'aménité paysagère qui correspond au point où la somme des consentements à payer des consommateurs égalise le coût marginal du bien environnemental. En effet, si le fait de subventionner la production de l'actif naturel est efficace, il importe malgré tout de faire attention à la forme que prend cette subvention (Madelin, 1993)¹⁴⁴. Ainsi, la nouvelle PAC se caractérise par un changement du mode de soutien de l'agriculture. On est passé d'un soutien aux revenus par les prix à un soutien sous forme d'aides directes des revenus des agriculteurs. On peut remarquer par exemple que la prime à l'herbe modifie indirectement les rapports de prix entre élevages extensifs qui perçoivent la prime et élevages intensifs qui ne la perçoivent pas. Plus généralement, les subventions vont distordre les comportements économiques des agriculteurs. Dès lors, il

¹⁴¹ LEBOURDAIS G. (1993), "Le point de vue du Ministère de l'Agriculture", Bulletin Technique d'Information, numéro spécial "Economie du Paysage et Agriculture", janvier-février / mars-avril, 11-12 nouvelle série, pp. 97-98.

¹⁴² STUCKI E. (1992), *Paiements directs : Clarification des notions*, Actes du 30^{ème} Séminaire de l'Association Européenne des Economistes Agricoles, "Les Paiements Directs dans les Politiques Agricole et Régionale", Château-d'Oex, Suisse, 11 et 13 novembre 1992, pp. 11-22.

¹⁴³ VERON F. (1993), *Rémunérations liées à l'entretien de la nature*, SFER Session de Printemps, Montpellier, mai 1993.

¹⁴⁴ MADELIN V. (1993), op. cit.

convient de s'interroger sur l'efficacité des différents soutiens existants, quant aux objectifs de conservation et de protection du paysage agricole.

1 – Les aides directes

La nouvelle PAC, suite à sa réforme de 1992 confirmée par l'accord de Berlin en 1999, s'est donnée comme principaux objectifs : (1) la maîtrise de l'offre de produit agricole qui conditionne l'obtention de l'aide, (2) une baisse des prix intérieurs visant à améliorer la compétitivité, (3) l'occupation du territoire par l'agriculture, (4) un encouragement à l'extensification et (5) une déconnexion entre soutien et volume de production. Ce dernier objectif a consisté à passer d'un régime de soutien au produit agricole à un régime de soutien au producteur. Lors des réformes de 1992 et de 1999, cette transition s'est faite par la réduction des prix de soutien et par l'introduction de paiements directs partiellement découplés dans les secteurs des céréales, des graines oléagineuses, des protéines et de la viande bovine.

Les mesures de soutien direct des revenus sont définies par l'OCDE (1988)¹⁴⁵ comme « *l'ensemble des transferts monétaires explicites (sur fonds budgétaires publics) en faveur de la totalité ou d'une partie des ménages agricoles, qui ne sont pas basés sur la production ou les facteurs de production passés, présents ou futurs et sans conditions ou stipulations concernant l'utilisation des transferts* ». La classification des aides peut se faire selon plusieurs critères : leur finalité, leur base de référence ou leur degré de liaison avec la production. En effet, elles peuvent avoir plusieurs finalités. Ces contributions d'origine publique sont versées d'une part pour rétribuer des prestations d'intérêt public fournies par l'agriculteur, en « *compensation pour des prestations écologiques pour combler un manque à gagner ou pour honorer un surplus de charges dues à des prescriptions / prestations à caractère écologique* » (Stucki, 1992)¹⁴⁶, et d'autre part au titre de l'amélioration du revenu. Parmi ces mesures, des paiements compensatoires sont destinés à compenser des disparités dans les coûts, dans les conditions naturelles ou enfin dans les structures de production. Ces aides sont versées directement à l'agriculteur. La base de référence peut également varier. Les paiements peuvent être établis soit sur la base de la surface, soit sur le cheptel, soit encore sur la main d'œuvre. Enfin, le degré de liaison à la production est plus ou moins marqué. Les

¹⁴⁵ OCDE (1993), *Politiques, marchés et échanges agricoles : suivi et perspectives*, Paris, 256 p.

¹⁴⁶ STUCKI E. (1992), op. cit.

paiements directs sont soit directement ou indirectement liés aux quantités produites, soit totalement indépendants. Ils peuvent également appartenir simultanément à plusieurs de ces catégories.

Ces aides sont calculées sur la base d'un rendement de référence moyen régional (tonnes / ha), déconnectant ainsi le revenu des efforts individuels de productivité. L'objectif au sein de l'Union européenne, est d'amener les prix agricoles à tendre vers les prix agricoles mondiaux. Des paiements directs sous forme d'aide à l'hectare indépendants du niveau de la production sont donc préconisés. Ainsi, les aides sont découplées du volume de production : « *l'accroissement de la production ne modifie pas le niveau des aides versées* » et « *que les rendements individuels ou actuels ne sont pas pris en compte pour le calcul des aides* » (Hulot, 1993)¹⁴⁷. Ces rendements sont dits régionalisés afin de tenir compte de la diversité et des spécificités des situations nationales et/ou régionales des agriculteurs au sein de l'Europe. Ce système prend la forme de transferts forfaitaires puisque la production agricole n'est plus l'assiette sur laquelle sont attribuées les subventions. L'aide à l'hectare (comme la prime à l'herbe) est la même, quelles que soient les parcelles cultivées et ce pour toute la région considérée (Hulot, 1993). Ce mécanisme de découplage des aides (Portugal, 1996)¹⁴⁸ permet de distinguer le prix de la subvention. De plus, le soutien n'est plus automatique comme dans le système antérieur de soutien des prix. Dorénavant, l'agriculteur peut cultiver la surface qu'il désire sans aucune aide. En revanche, s'il souhaite en bénéficier, il doit en faire la demande et ainsi s'engager à respecter des conditions relatives à la maîtrise des volumes de production, de gel des terres et/ou de chargement à l'hectare, ainsi que de respect de l'environnement.

Le principal avantage des paiements directs réside dans leur conception qui permet d'engendrer le moins de distorsions économiques possibles (distorsions sur la production, la consommation et les échanges) et d'obtenir une meilleure transparence et une meilleure efficacité de l'aide. En effet, étant inscrits dans le budget de l'Etat, ces subventions sont plus limpides que le soutien des prix qui était inclus dans les prix à la consommation. De plus, elles permettent de fournir un ciblage plus précis de l'aide sur des agriculteurs dont la

¹⁴⁷ HULOT J.F. (1993), *Mises en œuvre des paiements directs par la réforme de la Politique Agricole Commune*, Actes du 30^{ème} Séminaire de l'Association Européenne des Economistes Agricoles, « Les Paiements Directs dans les Politiques Agricole et Régionale », Château-d'Oex, Suisse, 11 et 13 novembre 1992, pp. 65-80.

¹⁴⁸ PORTUGAL L. (1996), "Le rôle des paiements directs dans la réforme des politiques agricoles", *Economie Rurale*, n°233, mai-juin 1996, pp. 14-17.

situation le justifie. Cette possibilité se révèle intéressante pour promouvoir un objectif d'action particulier avec un minimum de distorsions économiques, contrairement aux mesures de soutien des prix du marché et d'autres mesures liées à la production qui visent en général des objectifs multiples et avantagent surtout les grands producteurs qui peuvent ne pas justifier un tel soutien.

L'efficacité des paiements directs vient précisément du fait qu'ils peuvent être ciblés de manière à assurer que la majorité de l'aide répond bien à l'objectif recherché. Ainsi, l'analyse menée par l'OCDE (1996)¹⁴⁹ montre qu'il existe un certain nombre de domaines dans lesquels l'utilisation des paiements directs semble appropriée, notamment l'environnement. En revanche, la définition du domaine visé est indispensable pour pouvoir cibler les aides directes vers des objectifs bien spécifiques. Les paiements pour la fourniture d'aménités environnementales doivent avoir clairement pour objectif l'aménité elle-même (des haies, un habitat naturel, des marécages...) et non pas la production d'un produit agricole, ni l'utilisation d'un facteur de production auquel l'aménité peut être liée. Dans la pratique, il peut être difficile de faire la distinction, mais il est possible dans ce cas de fixer certaines conditions au regard des techniques agricoles (par exemple le chargement à l'hectare) pour s'assurer que l'objectif de production des aménités paysagères est bien respecté.

Le ciblage vers un objectif précis aide aussi à définir le montant et la durée de ces paiements. En principe, le montant de l'aide doit être calculé sur la base des pertes de revenu ou de coûts supportés par l'agriculteur pour réaliser les activités pour lesquelles il est prévu d'accorder des subventions. La durée du paiement dépend si l'on se trouve devant un problème temporaire ou durable. C'est ainsi que les aides pour l'ajustement structurel devraient normalement être limitées à une période transitoire, tandis que les paiements versés pour la fourniture d'aménités environnementales ou pour garantir des revenus minimums pourraient être envisagés comme des mesures à plus long terme.

¹⁴⁹ PORTUGAL L. (1996), op. cit.

Il existe donc un certain nombre d'avantages liés aux aides directes qui sont partiellement découplées de la production¹⁵⁰. Toutefois, les opinions relatives aux différentes modalités pour rémunérer les biens et services que fournit l'agriculteur ne sont pas unanimes et se résument aux deux alternatives suivantes : doit-on relier la rémunération au niveau de production (solution du couplage des aides) ou, au contraire, recourir au découplage total des aides ? Les paiements proposés par la nouvelle PAC sont découplés du niveau de la production et présentent des avantages en matière d'environnement. Mais cette solution est-elle assez incitative pour que les agriculteurs se sentent concernés par leur rôle d'offreur de paysage ? Peut-elle favoriser une meilleure prise en compte des impératifs environnementaux ? Certains auteurs (Hulot, 1993)¹⁵¹ soulignent l'importance de la propriété de transparence qu'implique le concept de découplage puisque alors le financement est assuré par le contribuable et non plus par le consommateur. D'autres auteurs soulignent que « *le principe de lier la compensation financière au nombre d'hectares et non à la production globale de l'exploitation semble intéressant car il rattache le financement à l'occupation du sol, service qui doit être rémunéré.* » (Ambroise et al., 1993)¹⁵².

2 – Le découplage des aides au service de l'environnement

Parmi les objectifs assignés à la nouvelle PAC, sont mis en avant la maîtrise des volumes de production agricole, le maintien d'un nombre suffisant d'agriculteurs et la préservation de l'environnement. Dans ce domaine, le principe du découplage des aides peut être efficace puisque alors l'activité productrice d'entretien de la nature et du paysage agricole peut être considérée comme une activité distincte, à part entière, fournissant un « output » environnemental bien défini par rapport à la production de denrées agricoles. En effet, si le niveau de rémunération est lié au niveau de la production agricole, il n'y aura aucune incitation à la croissance de la production agricole, considérée comme une des finalités de la nouvelle PAC. De plus, un niveau de rémunération suffisamment élevé, peut être profitable et inciter les agriculteurs, du moins certains, à se spécialiser au moins partiellement dans la

¹⁵⁰ Les aides à l'hectare peuvent être considérées comme étant « semi-découplées ». Ce terme signifie que le lien entre les aides et le volume de la production n'existe plus de manière directe ; il reste indirectement, un lien avec le niveau de la production via la prise en compte d'un rendement de référence (national et régional) pour calculer ces aides même si les rendements individuels ne sont pas pris en compte. D'un autre côté, elles s'apparentent à la logique du découplage du fait du caractère forfaitaire des aides, indépendamment du volume de production.

¹⁵¹ HULOT J.F. (1993), op. cit.

¹⁵² AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), "Quelques réflexions à propos de la réforme de la PAC et des propositions prises par le Ministère de l'Environnement", Bulletin Technique d'Information, numéro spécial "Economie du Paysage et Agriculture", janvier-février / mars-avril, 11-12 nouvelle série, pp. 55-58.

production de biens paysagers. Ainsi, en Suisse et en Autriche, certains agriculteurs de montagne, dont les exploitations ne sont pas rentables, sont conscients qu'ils sont rémunérés pour la fourniture de services paysagers à vocation touristique, historique et/ou culturelle. Cette démarche permet en outre, de concrétiser également les deux objectifs de contrôle de l'offre (en favorisant la mise en culture d'hectares moins productifs) et de stabilité de la population agricole, nécessaire à l'entretien du paysage. Une question se pose alors quant à la transposition de ces mesures au niveau français et leur impact sur les agriculteurs français, leur réaction au changement de leur statut.

De même, l'OCDE (1994)¹⁵³ démontre que le paiement doit être établi pour une production clairement définie, disjointe, c'est-à-dire ne consistant pas en un effet externe positif produit de manière inintentionnelle. L.A. Winter (1989)¹⁵⁴ affirme que « *pour réaliser un objectif dit non économique (maintien d'un certain paysage, du revenu ou de la population) il faut une mesure qui vise directement le problème* ». L'objectif recherché ne doit pas être abordé de manière indirecte et en aucun cas être basé sur la production de biens agricoles (propriété du découplage). La définition du paiement peut reposer alors sur l'évaluation des biens environnementaux, par exemple à l'aide de la méthode d'évaluation contingente qui peut être également « couplée » avec une approche par les coûts. Enfin, la participation à la production du paysage comme nous l'avons déjà indiqué, doit revêtir un caractère volontaire, c'est-à-dire intentionnel et être adapté à tous les agriculteurs qui remplissent les conditions d'attribution.

Le problème essentiel réside encore dans la possibilité et dans la capacité à évaluer correctement ce niveau de production non-marchande que ce soit au niveau global ou au niveau de chaque exploitation, en fonction de critères tels que le type de production, la localisation géographique, les goûts paysagers des consommateurs résidents ou non (touristes) dans la région considérée. Sur la base d'une évaluation possible, l'aide compensatoire de la nouvelle PAC qui ne rémunère qu'indirectement un produit joint de l'activité agricole, prendrait la forme d'un paiement clairement défini pour la production de l'actif environnemental en fonction d'une part des coûts supportés par l'agriculteur, et d'autre part

¹⁵³ OCDE (1994), *La réforme de la politique agricole : nouvelles orientations. Le rôle des paiements directs au revenu*, Paris.

¹⁵⁴ WINTER L.A. (1989), "Les objectifs dits « Non-économiques » du soutien à l'agriculture", *Perspectives Economiques de l'OCDE*, pp. 268-300.

de la demande sociale exprimée en matière de paysage et d'environnement. R. Ambroise et al. (1993)¹⁵⁵ montre que « *le service rendu pour l'entretien de l'environnement et des paysages doit être payé en fonction de la valeur accordée par la société à l'environnement et de la rémunération du travail* ».

C. Roger (1993)¹⁵⁶ affirme à ce sujet que le caractère « nouveau » de ces fonctions implique qu'il faut les rémunérer pour qu'elles soient effectives. Elles deviennent une activité autonome distincte de l'activité agricole que des prestataires de services, les agriculteurs, peuvent assurer à la place de fonctionnaires, sous réserve d'un salaire adéquat. Mais la rémunération de l'activité environnementale suppose qu'il soit possible, dans la rémunération du travail agricole, de « *différencier ce qui est de l'ordre de la production de ce qui est de l'ordre du service rendu à la société pour l'occupation de l'espace, l'entretien de l'environnement, la mise en valeur des paysages* » (Ambroise et al., 1993)¹⁵⁷. L'objectif de soutien de l'agriculture est le maintien des revenus des agriculteurs, mais comme l'affirme K.G. Willis (1990)¹⁵⁸ « *si le système est lié directement à la production, l'agriculture rentre alors en conflit avec les intérêts de conservation* ». La construction conjointe d'une politique de préservation de l'environnement et d'une politique agricole repose, dans un premier temps, sur la séparation du soutien des revenus des agriculteurs des objectifs de production (Willis, 1990)¹⁵⁹.

3 – Pour un couplage des aides ?

Certains auteurs comme J. Vercherand (1991)¹⁶⁰ affirment que le niveau de « *l'aide que devrait accorder la société pour assurer l'entretien et l'embellissement du paysage ne saurait être totalement déconnectée de la production agricole. Sinon ce serait un non sens culturel autant qu'un non sens économique* ». Ces différentes activités de production de denrées alimentaires et de production paysagère apparaissent davantage complémentaires que

¹⁵⁵ AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), op. cit.

¹⁵⁶ ROGER C. (1993), "La politique agricole commune et sa réforme : enjeux et débats", Economie et sociologie rurales, INRA.

¹⁵⁷ AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), op. cit.

¹⁵⁸ WILLIS K.G. (1990), "Valuing non-market wildlife commodities : An evaluation and comparison of benefits and costs", Applied Economics, vol. 22, pp. 13-30.

¹⁵⁹ WILLIS K.G. (1990), op. cit.

¹⁶⁰ VERCHERAND J. (1991), op. cit.

substituables. En effet, toujours selon J. Vercherand (1991)¹⁶¹, la demande sociale de paysage ne concerne pas exclusivement un paysage entretenu artificiellement dont la finalité serait purement esthétique mais plutôt un paysage possédant une signification culturelle au sens large, gardien de la mémoire des activités humaines passées et qui s'adapte malgré tout aux activités productrices. La solution suivante peut alors être envisagée : le gouvernement pourra réaliser des économies du fait de la baisse des soutiens aux marchés. Ces économies pourraient en outre être reversées aux agriculteurs sous forme de complément direct. Les dotations reçues par chaque pays seraient calculées sur la base d'un critère pondérant sa Production Agricole Finale (PAF) par le nombre d'Unités de Travail Agricole (UTA). Le complément reversé aux agriculteurs serait basé sur le chiffre d'affaire « décomposé par production de chaque exploitation ». Un barème particulier serait utilisé pour chaque produit et dont le taux serait dégressif. Seront également pris en compte les handicaps naturels spécifiques à chaque zone. Le lien établi entre l'aide et le travail se justifierait par le fait que « *la qualité de l'entretien est associée généralement à des pratiques agricoles productrices qui nécessitent beaucoup de travail* » (Vercherand, 1991)¹⁶².

En fait, la question du découplage ou du couplage des aides dépend du type de production paysagère effectivement réalisée par l'agriculteur. Ainsi, on peut considérer deux sortes de prestations environnementales fournies par l'agriculteur :

- dans le premier cas, l'agriculteur engendre un effet externe positif c'est-à-dire un bien ou service collectif, produit joint non intentionnel de l'activité agricole. L'exemple de la demande d'entretien de l'espace et du paysage ne conduit pas l'agriculteur à sortir de son processus de production ordinaire pour fournir cette prestation. Aussi, dans cette situation, l'aide ne saurait être découplée du volume de production agricole.

- dans le deuxième cas, on considère une demande de biens et services collectifs produite de manière volontaire (intentionnelle) et disjointe de la production. Ce n'est donc plus une externalité au sens strict. Ainsi, l'embellissement du paysage associé de contraintes spécifiques d'esthétisme, de décor et de soin correspond à cette catégorie. Pour satisfaire cette revendication sociale, la solution proposée passe par des « *formes de contrats négociés globalement et individuellement entre, d'un côté, les agriculteurs et leurs organisations, et de*

¹⁶¹ VERCHERAND J. (1991), op. cit.

¹⁶² VERCHERAND J. (1991), op. cit.

l'autre, la collectivité nationale et les collectivités régionales et locales » (Vercherand, 1991)¹⁶³. L'offre d'amélioration du paysage est alors déconnectée et indépendante du volume de la production, et les coûts de cet embellissement peuvent être envisagés comme proportionnels au nombre d'hectares considéré. La rémunération du service peut prendre la forme d'un forfait à l'hectare. Ce type d'aide est alors parfaitement compatible avec les exigences de découplage des paiements mis en œuvre par la PAC. Ce type de perspective peut se concrétiser dans la mise en œuvre des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) élaborés dans la nouvelle loi d'orientation agricole de 1999, système que nous analyserons dans la deuxième partie.

Il existe donc deux types de modalités de rémunération de la fonction d'entretien et de production du paysage. La première repose sur la distinction entre la production de denrées agricoles et la production paysagère. Les coûts de production ainsi que les différents bénéfices sont ensuite répartis entre les deux types de production. En revanche, la seconde tend à globaliser toutes les fonctions de l'agriculture, y compris celle de production d'aménités paysagères et à distinguer les prix, par un système d'internalisation à caractère forfaitaire, en fonction de différents critères (handicaps mais également effets pratiques et systèmes sur le milieu naturel) (Véron, 1993)¹⁶⁴. Cette question de la reconnaissance de la fonction de producteurs d'effets externes positifs des agriculteurs et du choix du mode de rémunération reste au cœur de la définition des mesures de politique agricole. On peut légitimement se demander si les aides de la PAC prennent réellement en compte les composantes extra-agricoles fournies par l'agriculture à la collectivité. Si oui, ces aides sont-elles le moyen le plus efficace d'atteindre les objectifs de préservation de l'environnement en général et du paysage en particulier ?

4 – Les critiques d'un soutien public à l'agriculture

Des critiques à l'encontre de la PAC émergent quant à l'efficacité du mode de soutien par les aides directes en ce qui concerne les objectifs annoncés de conciliation de la production agricole et de gestion de l'environnement. Les attaques principales ont été formulées à l'encontre de la mesure portant sur le gel des terres (conditionnant l'obtention des aides).

¹⁶³ VERCHERAND J. (1991), op. cit.

¹⁶⁴ VERON F. (1993), op. cit.

En effet, les mesures visant à favoriser l'extensification, pour les éleveurs, recherchent un chargement moindre à l'hectare (chargement maximum de 2 UGB/ha de surface fourragère) et proposent une aide supplémentaire en cas de chargement inférieur à 1,4 UGB/ha de SFP. Les systèmes extensifs sont considérés comme favorisant l'environnement. Aussi, si les règles prévues en faveur de l'élevage ne rencontrent pas de difficultés, les critiques se concentrent plutôt sur les modalités des aides aux producteurs de céréales, d'oléagineux et de protéagineux en compensation de l'obligation de gel pour les grandes exploitations. Pour le cas des grandes cultures, la subvention est liée à l'étendue de la surface (ou à l'hectare) et à un rendement de référence céréalier historique. Cette pratique amène à considérer ce soutien comme une véritable rente (Vermersch, 1993)¹⁶⁵ car les rendements régionaux qui comptent pour les 2/3 du rendement de référence (1/3 restant pour le rendement moyen national) déterminent le niveau de l'aide et varient dans des proportions allant de 1 à 3 « suivant les potentialités agronomiques du terroir et les orientations technico-économiques » (Vermersch, 1993)¹⁶⁶. Le résultat obtenu est que ce type de subvention directe à l'hectare ne rémunère aucunement l'entretien du paysage, ni la préservation de l'environnement et n'est guère respectueuse du travail de l'agriculteur. De même, les aides aux surfaces céréalières ne peuvent en aucun cas être considérées comme une rémunération de l'utilité environnementale procurée par l'activité agricole et provoquent même plutôt l'effet inverse. Ainsi, si l'on veut préserver la référence à la production moyenne régionale ou historique, la solution doit passer par l'attribution d'un complément aux agriculteurs qui ont une action réellement favorable à l'environnement, quitte à baisser progressivement la compensation normale, pour obtenir les moyens de financer cette politique (Ambroise et al., 1993)¹⁶⁷.

C.Roger (1993)¹⁶⁸ a exprimé une autre critique concernant une crainte des petits agriculteurs de devoir abandonner leur production principale pour se reconvertir parfois contre leur gré, pour subsister, dans une production environnementale qui les verraient se transformer en « assistés sociaux marginalisés » et en jardiniers de la nature, parqués dans quelques réserves naturelles. Que ce soit les petits agriculteurs ou les gros agriculteurs-entrepreneurs (20% du nombre total des agriculteurs mais produisant 80% de la production agricole totale), le sentiment de frustration par rapport à la mise en place des aides directes

¹⁶⁵ VERMERSCH D. (1993), "La maldonne du nouveau soutien public à l'agriculture", *DAFE / SDEP, Etudes*, mars, pp. 337-340.

¹⁶⁶ VERMERSCH D. (1993), op. cit.

¹⁶⁷ AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), op. cit.

¹⁶⁸ ROGER C. (1993), op. cit.

compensatrices et/ou incitatives reste le même. Leurs craintes concernent non seulement les modalités de calcul des paiements (par référence historique) qui risquent de figer les positions, mais également le fait que les aides risquent d'être victimes de coupes budgétaires en raison de leur coût. Enfin, ils redoutent que les autorités communautaires qui gèrent et distribuent les aides ne le fassent « *au mieux de ses intérêts pour piloter l'agriculture et les dépenses budgétaires* » (Roger, 1993)¹⁶⁹.

De plus, la réforme de la PAC reste peu convaincante sur certains aspects. Ainsi, par rapport au Livre Vert (1984) et au projet Mac Sharry initial, les mesures initiées par la nouvelle PAC ne seraient pas toujours suffisamment incitatives notamment dans des domaines comme : l'incitation à l'extensification, l'agri-environnement et la rémunération de fonctions autres que celle de production de denrées alimentaires. Ainsi, dans le cas du gel des terres, l'objectif de contrôle de l'offre peut au contraire conduire à ralentir le processus d'incitation à l'extensification. C. Roger (1993)¹⁷⁰ insiste également sur le fait que cette mesure n'a en fait pas de lien avec l'aménagement des espaces ruraux et la protection de l'environnement. Le gel des terres n'est qu'un pis aller transitoire s'il n'associe pas simultanément des objectifs environnementaux et budgétaires en région écologiquement sensible en valorisant le rôle de préservation et d'entretien de l'espace. La mesure de gel des terres (retrait des terres arables) ne semble avoir que peu d'effets bénéfiques sur la conservation de l'environnement : en France notamment, cette mesure ne prend en compte aucune préoccupation paysagère ni même écologique (Thiébaud, 1993)¹⁷¹. Elle doit s'accompagner d'un minimum d'entretien afin de ne pas laisser la zone gelée se développer d'une manière sauvage. Ambroise et al. (1993)¹⁷² précisent que « *du point de vue de l'environnement, cette jachère annuelle n'apportera rien non plus* ». Ainsi, même si la baisse des prix peut avoir une action favorable sur la baisse de l'intensification, cette action est contrecarrée par l'obligation de gel de 15% des terres pour les gros producteurs. Ainsi, l'expérience américaine tend du reste à prouver que le gel des terres conduit à freiner la diminution de l'intensification. Ce programme non accompagné de plans de préservation des sols, représente une perte de ressources d'autant plus grande que l'on cherche à favoriser

¹⁶⁹ ROGER C. (1993), op. cit.

¹⁷⁰ ROGER C. (1993), op. cit.

¹⁷¹ THIEBAUD L. (1993), "Les Agriculteurs Producteurs de Paysage", Bulletin Technique d'Information, Numéro spécial "Economie du Paysage et Agriculture", janvier-février / mars-avril, 1993, 11-12 nouvelle série, pp. 6-13.

¹⁷² AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), op. cit.

l'extensification. Le désir de protection des paysages et de l'espace agricole à travers la jachère impliquerait que « *soit proposé aux agriculteurs qui ne voudrait pas de jachère tournante la possibilité d'utiliser les 15% de terres libérées, pour effectuer des restructurations paysagères à des fins agri-environnementales établies selon des audits réalisés par des conseillers agréés* » (Ambroise et al., 1993)¹⁷³. Les agriculteurs seraient alors rémunérés pour leur action en faveur de l'environnement et non plus pour ne pas travailler leurs terres.

Afin de conserver les bénéfices de la maîtrise de l'offre que permet le gel des terres, tout en augmentant les effets positifs sur l'environnement dans le cadre du nouveau système de soutien découplé, la Commission propose d'introduire un régime obligatoire de gel des terres à long terme (10 ans) pour les terres arables. Le remplacement du gel rotationnel par le gel environnemental à long terme en améliorera l'efficacité dans bien des régions et, par-là même, en simplifiera l'administration et le contrôle, en particulier dans le cadre du découplage. Les agriculteurs seraient tenus de mettre en jachère fixe à long terme une partie des terres arables de leur exploitation, qui serait équivalente à la surface actuellement soumise au gel obligatoire, cette mesure constituant l'une des règles de conditionnalité auxquelles les agriculteurs devront satisfaire pour prétendre à des paiements directs¹⁷⁴.

Le débat concernant les modalités de rémunération des fonctions environnementales de l'agriculture n'est pas clos. Les objectifs agri-environnementaux et les aides à l'hectare de la nouvelle PAC ne sont pas toujours compatibles et les liens les unissant restent flous et ambigus. Pour rendre les aides compensatoires efficaces et crédibles, dans la réalisation d'objectifs environnementaux, il ne faut pas que ces mesures soient reléguées au second plan, uniquement dans les mesures agri-environnementales et associées à des financements réduits. Au contraire, l'environnement doit être pris en compte dans l'ensemble de la réforme de la PAC (Ambroise et al., 1993)¹⁷⁵. Toutefois, les mesures agri-environnementales devraient trouver un nouveau cadre de mise en œuvre avec l'accord de Berlin, le Plan de développement rural national et avec les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE), décidés à l'occasion de la nouvelle loi d'orientation agricole en 1999. Ainsi, dans le bilan des

¹⁷³ AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), op. cit.

¹⁷⁴ COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES (2002), *Révision à mi-parcours de la politique agricole commune*, Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen, Bruxelles, COM (2002) 394 final.

¹⁷⁵ AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), op. cit.

différentes mesures que nous avons établi dans la section précédente, nous avons mis en avant le renforcement des MAE initiées par l'accord de Berlin de 1999 tant au niveau financier qu'au niveau des mesures elles-même. Nous avons également souligné la mise en place de l'éco-conditionnalité qui vise à sanctionner les agriculteurs ne respectant pas leurs engagements en faveur de l'environnement et pouvant aller jusqu'à la suppression des aides. Enfin, la mise en œuvre des CTE doit fortement augmenter à terme la part des crédits publics consacrée à la politique agri-environnementale et devrait permettre de franchir une nouvelle étape dans les relations qui régissent l'agriculture et l'environnement. Nous dresserons dans la deuxième partie, un premier bilan de la mise en œuvre de ces CTE.

CONCLUSION

Dans cette section, nous avons étudié les principaux motifs constitutifs de la valeur de non-usage d'un bien tel que le paysage. Leur examen a un intérêt majeur lorsqu'il s'agit d'apprécier la légitimité de l'évaluation marchande comme outil d'aide à la décision. En effet, la présence de motifs de l'ordre de l'altruisme ou du devoir moral est apparue. Mais s'ils permettent de mieux comprendre les raisons justifiant la préservation de certains éléments paysagers, leur présence complique singulièrement le processus d'évaluation monétaire. Concrètement, certains items de notre questionnaire contingent doivent servir à qualifier les consentements à payer. Cette pratique met à jour un autre type de limite. Elle implique en effet que les items soient très explicites. Or, par exemple, rien ne permet d'affirmer avec certitude que l'item renvoyant au devoir de préserver un paysage menacé est compris comme étant l'expression de la « valeur éthique ». A l'instar de R.G. Cummings et G.W. Harrison (1995)¹⁷⁶, nous pensons que chaque item doit être considéré comme un signal imparfaitement explicite des motivations à l'origine des bénéfices de non-usage.

La valeur économique totale du paysage apparaît donc comme une valeur composite dont les différentes composantes sont difficiles à évaluer monétairement. Or une des conditions d'efficience des mesures mises en œuvre en faveur du paysage, notamment en agriculture, implique que le montant des subventions reflète la valeur sociale du paysage. L'étude du problème du financement du non marchand nous a permis de conclure que la production de biens publics dans un cadre concurrentiel est sous-optimale. L'obtention d'une

¹⁷⁶ CUMMINGS R.G., HARRISON G.W. (1995), "The measurement and decomposition of nonuse values : a critical review", *Environmental and Resource Economics*, 5, pp. 225-247.

production optimale impose de nouvelles hypothèses et la réalisation de la condition B.L.S. qui permet de caractériser complètement la production optimale de bien public et les modalités de son financement. Toutefois, après examen, cette condition s'avère difficilement réalisable compte tenu des difficultés inhérentes à la révélation des préférences des agents. Le problème du passager clandestin implique qu'il soit peu probable qu'une administration dispose de toute l'information nécessaire à la production optimale du bien public.

Nous avons donc été amenés à envisager d'autres formes de financement de type privé. Mais les deux possibilités envisagées présentent également des limites. Dans le cas de l'équilibre de Lindhal, le problème du passager clandestin est également présent et conduit encore une fois à une production sous-optimale. De même dans le cas de l'équilibre avec souscription, l'équilibre obtenu est sous-optimal du fait du caractère non coopératif de la procédure. Dans les deux cas, la production de biens publics sera inférieure à celle socialement préférable et optimale. Le problème principal réside dans tous les cas de figure dans la révélation des préférences réelles des agents. Ce qui nous a conduit finalement à analyser l'intérêt du recours à un financement public par prélèvement d'un impôt et redistribution au producteur sous forme de subventions. Cette procédure apparaît la plus optimale même si la condition B.L.S. doit être quelque peu modifiée et confirme le rôle de la fiscalité et de la réglementation, notamment dans la régulation des relations agriculture-environnement.

Cette conclusion nous a permis dans un dernier point de justifier, dans un premier temps, l'existence d'un soutien à l'agriculture. Toute la difficulté est alors de déterminer la forme que ce soutien doit prendre. Les dernières réformes de la PAC tendent à favoriser un découplage des aides directes qui semble davantage susceptible de répondre aux objectifs fixés. Toutefois, là-encore, un problème subsiste et concerne la possibilité et la capacité d'évaluer correctement ce niveau de production non-marchande. Mais en contrepartie, le couplage des aides n'est pas exempt de critiques. La solution la plus satisfaisante consiste certainement dans l'adoption d'aides partiellement découplées. Enfin, dans un second temps, il est apparu des questions concernant l'efficacité du mode de soutien à l'agriculture par les aides directes. Il n'est en effet pas sur que ce système permette réellement de concilier la production agricole et la gestion de l'environnement. Les dernières réformes et mesures engagées laissent entrevoir des possibilités de changement dans la gestion du paysage, notamment avec les CTE et l'approche contractuelle que nous présenterons dans la deuxième

partie. Dans ce cadre, l'évaluation économique, en offrant de mesurer la valeur de certaines fonctionnalités du paysage, peut alors permettre d'asseoir le processus de décision sur des repères objectifs, et conduire à un partage plus efficace entre les différentes utilisations possibles.

CONCLUSION DE PARTIE

Le paysage est un bien composé à la fois d'éléments naturels et d'éléments artificiels. Ces objets disposent d'un certain nombre de propriétés dont l'interrelation se décline en de multiples fonctions (loisirs, tourisme rural, image de marque...) qui sont utiles à de nombreux usagers (agriculteurs, industriels, ménages...). Cette ressource doit être considérée comme un bien public mixte lorsque les différentes utilisations conduisent à l'altération de certaines fonctionnalités. Cette prise de conscience confirmée par la mise en œuvre de différentes réglementations, notamment au niveau de l'agriculture, fait ressortir la nécessité de coordonner les différents usages, dans la perspective d'assurer la pérennité de la qualité de la ressource.

Les grandes modalités de coordination des usages en présence d'externalités sont aujourd'hui connues. Nous avons proposé d'examiner successivement les moyens requérant l'intervention active d'une autorité publique et les solutions privative et communautaire. Chacune de ces modalités implique des coûts – relatifs au problème de comportements stratégiques, de comportements opportunistes, coûts de coordination de l'intervention publique, coûts de mise en œuvre des droits... En théorie, il est difficile d'attester de la supériorité de l'une d'entre elles sans que soit effectuée une comparaison de leur avantage net respectif. Ainsi, dans les situations pratiques où différents systèmes de coordination sont réunis, comme dans le cas de la politique française et européenne de gestion du paysage agricole, il pourrait être intéressant de déterminer la disposition la plus adaptée, en fonction d'un certain nombre de considérations (efficacité, acceptabilité sociale, caractéristiques des institutions existantes...). Mais cette analyse ne rentre pas dans le cadre de notre travail. Nous avons cherché à dresser un bilan quantitatif et qualitatif des différentes catégories d'instruments à disposition. Nous avons cherché à déterminer dans quelle mesure ces mesures pouvaient inciter les acteurs concernés (agriculteurs essentiellement) par le paysage à mettre en œuvre une gestion adaptée, garante de la préservation de la qualité de la ressource.

Nous avons également insisté sur la valeur collective et surtout patrimoniale du paysage, instituée par la loi Paysage de 1993 et confirmée par la Convention européenne sur le paysage de 2000. En effet, différentes raisons nous permettent de justifier l'intérêt de considérer le paysage comme un patrimoine à transmettre. Sur le plan opérationnel, il s'agit alors de mettre en œuvre des principes de gestion patrimoniale, reposant essentiellement sur la

négociation. Au travers de l'étude des différentes mesures appliquées au niveau français et européen, nous avons pu souligner à la fois leurs avantages, les progrès réalisés mais également leurs limites. Le dépassement de ces obstacles semble passer par la mise en œuvre d'une organisation contractuelle spécifique, les contrats territoriaux d'exploitation, susceptibles de favoriser l'harmonisation des intérêts divergents et l'instauration d'une gestion commune. Nous dresserons ainsi un premier bilan de cette mesure.

En fait, le problème majeur auquel se heurtent les différentes mesures d'aides à l'agriculture concerne les difficultés d'évaluation du paysage. Le recours à l'évaluation économique apparaît dans ce cadre intéressant. En effet, l'évaluation en apportant une information supplémentaire sur la valeur de certaines fonctionnalités d'un paysage, peut permettre d'asseoir le processus de décision sur des repères objectifs, et conduire à une gestion et un partage plus efficace entre les différentes utilisations possibles. En particulier, l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente peut conduire à réaliser des arbitrages délicats, dans la mesure où le paysage possède simultanément des valeurs d'usage et de non-usage. C'est cette dernière proposition que nous essaierons de mettre en œuvre dans la seconde partie, en nous intéressant à un contexte particulier, celui du paysage du Plateau de Millevaches en Limousin, victime du recul de l'agriculture.

DEUXIEME PARTIE :

POUR UNE PRESERVATION EFFICACE

DU PAYSAGE AGRICOLE :

le recours à l'évaluation

La partie précédente a été consacrée à la définition du paysage agricole tant du côté de l'offre que de la demande. Le paysage apparaît comme un bien à la fois produit, consommé et transmis. Le caractère simultané d'externalité, de bien public et de patrimoine a permis de mettre en évidence le caractère limité de l'intégration des aménités paysagères agricoles par le marché et par la voie réglementaire. Ces deux voies correspondent à un niveau de prise en compte sociale que P. Point (1998)¹ désigne sous le terme de seuil primaire et qui ne font pas référence au calcul de bien-être des individus. L'objectif de protection et d'entretien du paysage fixé par le décideur public est fonction de critères définis indépendamment de la fonction de bien-être des agents. Ces critères peuvent être des principes éthiques ou être désignés par une volonté de répartition différente des aides publiques, pour des raisons de stabilité sociale par exemple. Or, le paysage ne présente pas un caractère propre à avoir un impact objectivement mesurable sur les individus, comme pourrait le présenter l'émission d'une externalité négative sur la santé humaine. Nous avons montré qu'il est très difficile de déterminer le niveau optimal de production de ce type de biens.

En effet, la prise en compte de la dimension collective de la ressource dépend de la présence de mécanismes incitatifs spécifiques et, corrélativement du niveau de qualité de la procédure d'élaboration. Les principes dégagés par J. De Montgolfier et J.-M. Natali (1987)² nous ont permis de définir une gestion patrimoniale adaptée basée sur la mise en œuvre d'une véritable négociation. Dans la pratique, les mesures appliquées au niveau de l'agriculture présentent des limites mais les dernières réformes associées à la mise en place d'une approche contractuelle avec les CTE, peuvent laisser espérer une meilleure prise en compte des caractéristiques de l'objet paysage. Des techniques comme la méthode multicritère d'aide à la décision (Roy, 1985 ; Simos, 1990 ; Maystre et al., 1994)³ pourraient certainement faciliter le déroulement de la concertation et favoriser la recherche de solutions communes (Goegen, 1994)⁴. Une autre manière de déterminer des repères sur lesquels peut s'appuyer le processus

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

² DE MONTGOLFIER J., NATALI J.-M. (1987), op. cit.

³ ROY B. (1985), *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*, Economica, Collection Gestion, Paris ; SIMOS J. (1990), *Evaluer l'impact sur l'environnement*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes ; MAYSTRE L., PICTET J., SIMOS J. (1994), *Méthodes multicritères ELECTRE. Description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.

⁴ GOEGEN T. (1994), *L'analyse multicritère comme outil d'aide à la concertation dans le cadre d'un contrat de rivière*, European postgraduate programme in environmental management, septembre, non publié.

de décision consiste à se demander si les choix permettent un partage efficace entre les différentes fonctions offertes par le paysage agricole ?

De plus, la question du niveau de production optimal de ce type de biens doit être traitée en prenant en compte l'ensemble des bénéfices et des coûts qui lui sont liés. La mesure de la valeur économique totale du paysage est donc nécessaire. Mais, de la même façon que nous avons mis en évidence les problèmes d'asymétrie de l'information entre le régulateur et le producteur de paysage, l'hypothèse d'une méconnaissance des valeurs que les agents accordent aux potentialités du paysage agricole paraît peu contestable. Le recours à l'analyse coûts-avantages peut alors permettre d'éclairer les choix. En théorie, il s'agirait de définir la configuration optimale d'un schéma de planification sur la base d'une mesure monétaire des coûts et des avantages des différentes actions inhérentes à la gestion et à l'amélioration de la qualité des paysages. En situation optimale, l'écart entre les coûts et les avantages est maximal, une partie des gains nets devant permettre de compenser les diminutions de bien-être des perdants – ou au moins potentiellement, d'après le critère de KALDOR-HICKS. L'essor de l'usage de cette méthode a révélé des problèmes à résoudre de plus en plus complexes et de nombreuses critiques à l'encontre de la technique (Turner, 1979)⁵. On peut citer le problème de l'équité ou encore celui de la prise en compte du temps (taux d'actualisation). L'étude de ces limites ne fera pas l'objet de notre travail, de même que nous ne nous intéresserons pas à la question de la mesure des coûts. Nous en resterons à l'étude de la mesure des avantages.

Un certain nombre de techniques ont été développées pour apprécier monétairement les flux de bénéfices que peuvent véhiculer les différents éléments constitutifs du paysage agricole (OCDE, 1995 ; Pearce, 1989)⁶. Comme le souligne P. Point (1998)⁷, ces travaux peuvent permettre de fournir des repères « sans lesquels il faut craindre des risques d'incohérence et de gaspillage ». Dans cette perspective, il s'agit de légitimer voire de relégitimer l'attribution des aides au titre de la fonction paysagère de l'agriculture, notamment dans le cadre des CTE. Sur le principe, ce travail fait directement référence à une analyse

⁵ TURNER R. K. (1979), "Cost-benefit analysis – a critique", *Omega*, vol. 7, n°5, pp. 411-419.

⁶ OCDE (1995), *Evaluation économique des politiques et projets environnementaux, un guide pratique*, Paris ; PEARCE D.W. (1989), *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris.

⁷ POINT P. (1998), op. cit.

coûts-avantages puisque les coûts estimés par le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche⁸ pourraient être comparés aux résultats de l'évaluation des avantages. Toutefois, en raison de l'ampleur et de la complexité de la tâche, le but affiché s'écarte quelque peu des objectifs d'une analyse coûts-avantages stricto sensu puisqu'il s'agit essentiellement de justifier les montants attribués dans le cadre des CTE, en vérifiant l'écart entre les bénéfices globaux estimés et le coût des préconisations de cette mesure. L'intégration de la mesure des bénéfices de non-usage aux résultats de l'évaluation permettrait de contribuer à ce programme.

En effet, les valeurs attachées à l'existence et/ou la volonté de voir préserver des éléments du patrimoine paysager dans une perspective de transmission intra et intergénérationnelle constituent une part importante de la valeur économique totale. Essayer de tenir compte de ces arguments économiques, en plus des arguments politiques et scientifiques, pour légitimer la poursuite, voire le renforcement des mesures de préservation du paysage agricole, requiert le recours à la méthode d'évaluation contingente. En théorie, cette méthode est présentée comme un procédé permettant la mise en œuvre d'une démocratie qualitative directe (O'NEILL, 1996)⁹. Mais ses fondements et son aptitude à exprimer les bénéfices de non-usage en termes monétaires sont sujets à controverse, jusqu'à amener certains auteurs à lui préférer des approches de participation de la population aux décisions fondée sur la délibération. En mettant en évidence les principales limites de la méthode et en se basant sur un cas pratique, nous pouvons approfondir dans cette partie, la question du rôle que peut jouer la méthode d'évaluation contingente pour permettre une meilleure prise en compte de la valeur des fonctionnalités environnementales d'un paysage agricole par les différents acteurs concernés. Cette analyse est susceptible de fournir des éléments de réflexion sur les conditions de recevabilité d'une évaluation économique et sur la capacité de ses résultats à fonder un processus de décision.

Cette partie s'organise de la manière suivante. Dans le premier chapitre, nous présenterons le contexte de notre évaluation avec la définition des contrats territoriaux d'exploitation. Il s'agit de montrer en quoi le passage des MAE aux CTE constituent déjà un progrès, mais surtout comment la mise en œuvre de CTE collectifs territoriaux peut permettre

⁸ MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2001), *Le contrat territorial d'exploitation : premières analyses*, Paris.

⁹ O'NEILL J. (1996), "Contingent valuation and qualitative democracy", *Environmental Politics*, vol. 5, n°4, pp. 752-759.

une meilleure prise en compte de la dimension collective du paysage agricole. Dans cette perspective, l'appréciation de la valeur de préservation du paysage offrirait des repères supplémentaires au régulateur en charge de la mise en œuvre de ce programme. Le CTE collectif territorial définit les objectifs et les moyens d'une gestion équilibrée et a pour caractéristique d'être le résultat d'une démarche de négociation entre les acteurs concernés. Dans ce cadre, nous développerons les différentes méthodes d'évaluation monétaire de la demande, en essayant de dégager celle qui serait la plus efficace et la plus adaptée à l'estimation de la valeur du paysage agricole. Le but de ce premier point est de dégager les arguments en faveur du recours à une évaluation contingente et les écueils relatifs au contexte et au cadre méthodologique qui pourrait entraver sa mise en œuvre. Le second chapitre est consacré à la question de la recevabilité des résultats de notre évaluation contingente dans le processus de décision en vigueur. Ce dernier point permet de mettre en avant une condition pour que les conclusions de l'évaluation puissent au moins jouer ce rôle de repères : un cadre d'évaluation transparent et partagé par les différents acteurs¹⁰. Ce constat nous amène à considérer la méthode d'évaluation contingente et l'approche délibérative comme deux analyses complémentaires, proposition susceptible de garantir l'obtention de l'ensemble des valeurs qu'un agent peut attribuer à la ressource considérée.

¹⁰ Dans cet esprit, le cas relaté par Cl. HENRY (1984) à propos d'un projet d'aménagement d'une vallée en Grande-Bretagne est exemplaire : « les grandes sociétés britanniques de protection de la nature ont découvert qu'une discussion économique sérieusement menée, où les compétences et les capacités d'expression des diverses parties sont à peu près équilibrées, ne va pas nécessairement à l'encontre des intérêts qu'elles défendent ; elles ont en somme découvert que le langage des modèles microéconomiques peut être un bon langage de contestation publique, en même temps qu'un instrument d'organisation des rapports entre divers acteurs publics [...] » (pp. 195-196). HENRY Cl. (1984), "La microéconomie comme langage et enjeu de négociations", *Revue Economique*, n°1, janvier ; voir également COHEN DE LARA M., DRON D. (1997), *Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques*, La Documentation française, Paris.

Chapitre 3 : Le cadre de l'évaluation du paysage : aspects contextuels et méthodologiques

Le paysage agricole présente une dimension collective importante. En effet, si l'agriculteur est propriétaire du sol, support physique de la ressource, il peut difficilement s'approprier le point de vue paysager. Celui-ci peut être tout à la fois l'image de marque des produits agricoles, le support d'un tourisme rural... Le paysage fait donc l'objet d'un concernement collectif (Kolm, 1971)¹¹ qui nécessite le recours à une coordination des différents usages. Ce constat est conforté par la caractéristique de patrimoine de l'actif qui implique la mise en œuvre d'une négociation patrimoniale. Cet objectif a été clairement défini dans la Convention européenne du paysage signée en octobre 2000. Le paysage est présenté comme devant faire l'objet de procédures de participation de l'ensemble des acteurs concernés (élus, agriculteurs...) dans l'optique de la définition et de la mise en œuvre de politiques du paysage. Le problème réside alors dans le partage des droits de propriété entre les acteurs concernés (les agriculteurs) et la société.

Cette question de la répartition des droits de propriété entre les agriculteurs et la collectivité semble pouvoir trouver une issue dans la mise en œuvre des Contrats Territoriaux d'Exploitation. Cet instrument que nous avons choisi d'examiner, apparaît comme le pilier de la nouvelle réforme de la PAC à travers le Plan de Développement Rural et la Nouvelle Loi d'Orientation Agricole de 1999. La participation effective des agents producteurs du paysage agricole prend forme dans leur relation avec le régulateur. Ce problème rejoint celui déjà analysé de l'asymétrie informationnelle. Il s'agit alors de déterminer comment réduire les possibilités de capture de la rente informationnelle. L'apparition de ce type de comportement stratégique est concomitante de toutes formes d'action où l'on vise à concilier des intérêts divergents autour d'un objet commun. En effet, dans le cas d'une ressource *res communis*, le recours à la formule contractuelle peut être vu comme « *le moyen incitatif et réglementaire pour mettre en place les règles de responsabilité* » qui « *viennent pallier l'absence de*

¹¹ KOLM S.C. (1971), *Cours d'Economie Publique*, CNRS, Dunod, Paris.

définition claire des droits de propriété » (Boisson, Peuch, 1995, p. 25)¹². Ainsi, les CTE, en tant qu'outil de mise en œuvre de la concertation décentralisée, devraient dans l'idéal, participer à la responsabilisation des acteurs concernés par la production du paysage. L'émergence de ce type de participation va reposer sur la présence d'un certain nombre de critères, qu'une analyse des procédures individuelle et collective des CTE doit nous permettre d'identifier.

Cependant, la persistance de certains de ces conflits menace les efforts de coordination. En effet, bien que l'objectif de préservation du paysage agricole semble faire l'unanimité parmi l'ensemble des acteurs concernés, dans les faits, les moyens et le rythme pour y parvenir font l'objet de dissensions, se traduisant parfois par l'accentuation de certains conflits d'usage. Dans ce contexte, proposer une mesure de la valeur de préservation du paysage peut donner corps à des arguments souvent avancés pour justifier des efforts supplémentaires. L'évaluation économique offre la possibilité d'arbitrer de façon explicite entre les intérêts parfois contradictoires des usagers. A l'origine, les différentes mesures prises par l'Etat en faveur du paysage ont été en grande partie légitimées par l'une de ses composantes, les bénéfices de non-usage. Il est en effet indéniable qu'une forte proportion de la population concernée attache de l'intérêt à la simple existence de la ressource. Il existe pour cela différentes méthodes, s'appuyant sur la demande des consommateurs, qui peuvent nous permettre d'estimer la valeur de préservation du paysage agricole.

Dans une première section, l'étude des CTE permet de souligner la charge informationnelle du régulateur, et, plus globalement de proposer des possibilités d'amélioration de l'efficacité de l'allocation des aides en faveur du paysage. Nous présenterons également les dimensions historique, technique, institutionnelle et sociale du programme. Cette analyse a pour objectif principal d'identifier les facteurs contextuels pouvant influencer l'évaluation économique. Dans une deuxième section, nous présenterons les différentes méthodes d'évaluation à disposition, en essayant de déterminer celle la plus adaptée à l'objet paysage.

¹² BOISSON J. M., PUECH D. (1995), "Eau-ressource Eau-milieu. Une interdépendance croissante impliquant une évolution des modalités de gestion", in PUECH D., BOISSON J. M., COULOMB S., INGLES J., PILLET B., *Eau-ressource et eau-milieu : vers une gestion durable*, Les Cahiers de l'Economie Méridionale, Collection Rapports d'Etude, n°1, pp. 5-47.

Section 1 : Les Contrats Territoriaux d'Exploitation, les enjeux de la négociation décentralisée

Les mesures agri-environnementales sont nées en 1985 avec le règlement 797 de l'Union européenne, consacré à l'amélioration de l'efficacité des structures agricoles. Le thème de l'environnement y fait une apparition rapide avec l'article 19 qui traite des aides nationales aux « zones sensibles » ayant un intérêt reconnu du point de vue de l'écologie et du paysage. Cet article constitue une disposition restreinte et secondaire, dans un contexte de réduction des excédents agricoles¹³. Jusqu'en 1992, l'application de l'article 19 reste facultative. Un véritable tournant s'opère avec la première réforme de la PAC de 1992 qui instaure une nouvelle façon d'aborder les problèmes liés à l'environnement et au paysage en relation avec l'agriculture. Le poids relatif des mesures agri-environnementales va croître avec la montée des préoccupations environnementales. La mise en œuvre des mesures devient obligatoire pour les Etats membres. En venant compléter le dispositif (instruments juridiques, financiers, conseils, taxes) visant à faire prendre en compte les exigences environnementales par l'agriculture, les mesures agri-environnementales constituent un outil contractuel reposant sur le principe de la concertation locale et de l'adhésion volontaire des agriculteurs à un cahier des charges. Elles visent à inciter ces derniers à adopter des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement et à rémunérer ce service à hauteur du coût ou du manque à gagner que ces pratiques induisent.

Les MAE, par le biais de mesures telles que la prime à l'herbe, les Opérations Locales Agri-Environnementales (OLAE) et les Plans de Développement Durable (PDD) s'inscrivent dans une approche territoriale. Ces diverses actions et expériences vont ouvrir la voie aux CTE¹⁴. En effet, la nouvelle loi d'orientation agricole du 9 juillet 1999, sur laquelle s'appuie la politique de développement rural définie dans le cadre de la nouvelle réforme de la PAC de 1999 (Accord de Berlin), reconnaît la multifonctionnalité de l'agriculture. Elle a pour ambition d'orienter l'agriculture française vers un développement durable et de redéfinir la place de cette dernière dans notre société (article 1 de la loi). Pour cela, la loi dispose d'un nouvel outil : le contrat territorial d'exploitation (CTE, article L. 311-3, alinéas 1 et 2 du code

¹³ PELLEGRINI N. (1995), op. cit.

¹⁴ Les procédures OLAE et PDD sont les principaux dispositifs français d'application du Règlement (CE) n°2078/92 relatif aux mesures agri-environnementales spécifiques.

rural). Le CTE vise à encourager le développement de productions de qualité et de services proches des attentes de la société en matière d'environnement, mais qui, le marché ne pouvant pas les rétribuer, nécessitent une participation financière de la société. Il est aussi un moyen d'ancrer la politique agricole dans le territoire en incitant à la concertation entre acteurs ainsi qu'à une approche globale de l'exploitation et de son milieu¹⁵. Ainsi, avec cet outil, la nouvelle loi d'orientation agricole considère la coordination décentralisée collective comme un moyen nécessaire à la modification des comportements de ces acteurs dans un sens plus favorable à la pérennité des potentialités des paysages, via l'adhésion à des règles contractuelles. Il convient alors d'évaluer la pertinence réelle de cette forme de gestion participative. Dans cette section, nous montrerons que les résultats obtenus ne correspondent pas nécessairement aux attentes.

Dans un premier temps, nous allons montrer comment s'est opérée la transition entre les MAE et les CTE. Nous analyserons précisément le principe des CTE pour voir en quoi le dispositif constitue un instrument original de politique publique. Dans un second temps, sur la base de l'exemple du Plateau de Millevaches, nous mettrons en avant les limites des contrats individuels dans la gestion des paysages et la solution que peuvent apporter les CTE collectifs territoriaux.

I – Des mesures agri-environnementales (MAE) aux Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE)

Conçues à l'origine comme un instrument destiné à rendre compatible les pratiques agricoles et les exigences environnementales, les mesures agri-environnementales s'inscrivent désormais dans une politique de gestion équilibrée et globale de l'environnement et des paysages. Le volet environnemental de la PAC a d'ailleurs été renforcé par la réforme de 1999, en préservant le principe des contrats et de la rémunération des services rendus par les agriculteurs. Les pouvoirs publics tendent en effet à encourager le recours à cette forme de gestion participative, notamment en raison de la perte de légitimité sociale des actions unilatérales. Il s'agit également de pallier les insuffisances de l'intervention publique. La négociation décentralisée, parce qu'elle est supposée améliorer l'information des acteurs et les

¹⁵ DOMAS A. (2000), "Les contrats territoriaux d'exploitation : contraintes juridiques et difficultés de mise en place", *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°41, pp. 81-86.

responsabiliser, doit permettre de surmonter ces obstacles. Le dispositif des mesures agri-environnementales, en instituant le principe des contrats, a permis d'ouvrir la voie aux contrats territoriaux d'exploitation, qui sont un exemple de négociation décentralisée. Le recours à l'approche contractuelle peut être perçu comme une méthode d'amélioration du bien-être de la collectivité concernée.

A – Les mesures agri-environnementales : une première avancée vers la négociation décentralisée

Le contenu des mesures agri-environnementales (MAE) a été successivement décrit en 1985, 1991 et 1992 dans les règlements n°797, n°2328 et n°2078 de l'Union européenne. Leurs objectifs, adaptés ensuite par chacun des Etats membres, sont¹⁶ :

- la protection des paysages par entretien des terres abandonnées ou en déprise,
- l'extensification animale et végétale,
- la reconversion à l'agriculture biologique,
- le maintien de la biodiversité (protection des races locales menacées de disparition, retrait de terres pour la protection de la faune et de la flore),
- la gestion des terres pour l'accès du public et les loisirs,
- la formation et la sensibilisation des agriculteurs aux pratiques agricoles et forestières compatibles avec la protection de l'environnement.

Le système, incitatif vis-à-vis des agriculteurs, comporte des programmes zonés pluri-annuels (5 ans, sauf pour le retrait des terres), accompagnés de cahiers des charges définissant les pratiques agricoles à respecter. Les agriculteurs qui s'engagent signent un contrat avec l'Etat et reçoivent en contrepartie des aides financières (prime par hectare ou unité gros bétail – UGB, pouvant aller de quelques dizaines à plusieurs milliers d'euros selon la mesure). Les principes de ces mesures sont contractualisation, zonage et subsidiarité.

1 – Les leçons de l'expérience française

Nous ne reviendrons pas en détail dans cette partie sur les mesures agri-environnementales qui ont été présentées dans le chapitre 2. Mais nous allons montrer à

¹⁶ PELLEGRINI N. (1995), op. cit.

travers quelques cas concrets, comment l'élaboration et la mise en place de ces mesures ont permis de faire émerger un processus de négociation décentralisée et ont ainsi ouvert la voie aux Contrats Territoriaux d'Exploitation.

En effet, ce qui caractérise le dispositif agri-environnemental français, c'est que les cahiers des charges proposés aux agriculteurs sont élaborés soit au niveau national (c'est le cas de la prime à l'herbe et de certaines mesures régionales ayant utilisé un cahier des charges-type), soit au niveau local (c'est le cas des opérations locales où les cahiers des charges sont définis au cas par cas en fonction des problématiques environnementales) (Couvreur, 1999)¹⁷. Ces procédures nécessitent alors le recours à la concertation des différents acteurs.

a - Quelques cas concrets : les OLAE et les PDD

Les opérations locales agri-environnementales (OLAE) ont été les mesures les plus souscrites au niveau français avec 54% des montants contractualisés au 30 juin 1999, soit 325 OLAE recensées fin 1998 et 37 700 contrats signés au 30 juin 1999¹⁸. L'une des particularités des OLAE en tant qu'action publique (Candau, 1999)¹⁹ de la PAC réside dans le recours à la concertation à l'échelle locale pour définir leur contenu comme le feront, vraisemblablement les CTE. Par la concertation, la voie incitative est privilégiée au détriment de la voie réglementaire puisque les interlocuteurs de la société civile (acteurs locaux) choisissent de prendre en charge – ou non – la réalisation d'objectifs définis par les pouvoirs publics : ils débattent entre eux de l'opportunité de mettre en place une opération et ainsi d'en ajuster l'utilisation à leur convenance, ce qui laisse présager des degrés variables d'engagement dans cette action commune. Dans cette optique, ils ont à discuter ensemble et à s'entendre sur le contenu de l'éventuelle opération : formuler les problèmes agri-environnementaux à traiter sur un espace géographique défini et les solutions pour les résoudre. Cette réflexion s'appuie sur une étude réalisée en 1997-1998 (Candau, 1999)²⁰ dans le cadre du programme d'évaluation des MAE en Aquitaine commanditée par la Direction régionale de l'Agriculture et de la Forêt

¹⁷ COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M. (1999), "Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France", *Economie Rurale*, n°249, janvier-février, pp. 6-10.

¹⁸ IFEN (1999), "Premier bilan des mesures agri-environnementales européennes (1993-1998)", *Les données de l'environnement*, n°50, décembre 1999, pp.1-4.

¹⁹ CANDAU J. (1999), "Usage du concept d'espace public pour une lecture critique des processus de concertation", *Economie Rurale*, n°252, juillet-août, pp. 9-15.

²⁰ CANDAU J. (1999), op. cit.

et par la Direction régionale de l'Environnement. Les acteurs concernés devaient en Aquitaine, définir les cahiers des charges qui seront ensuite examinés par des instances politiques institutionnelles à l'échelle régionale, nationale et européennes soucieuses d'y retrouver les objectifs assignés à cette politique.

« *Débattre collectivement de questions liées au traitement de la nature* » est un des enjeux essentiels de la politique agri-environnementale (Alphandéry et Billaud, 1996)²¹.

Lors de l'évaluation de ces opérations, on trouve alors fréquemment une appréciation positive en termes de dynamique collective. C'est ainsi que le CNASEA²², organisme public chargé du suivi financier et du contrôle de ces mesures, enregistre l'identité des membres constituant les comités de pilotage des OLAE pour ensuite, au regard de leur nombre et de leur diversité, en déduire et se féliciter de l'importance de leur concertation, donc de la mobilisation collective qu'elles ont impulsée²³. A contrario, M. Barrué-Pastor (1995)²⁴ observe en Midi-Pyrénées que « la logique de système d'urgence » (p. 217) interdit souvent toute possibilité de débat et encourage l'adoption de cahiers des charges types ou l'élargissement du périmètre d'une action précédemment définie. Comment comprendre ces appréciations contradictoires des processus de concertation ?

Pour juger de la pertinence des processus de concertation, nous nous référons à trois cas concrets d'opérations locales agri-environnementales ayant vu le jour dans la Région Aquitaine (Candau, 1999)²⁵. L'opération locale du Périgord Vert Limousin dans le Nord de la Dordogne veut lutter contre la déprise agricole dans cette région d'élevage, fragile démographiquement, où la forêt continue de s'étendre. L'opération locale du Bassin versant de la Leyre, quant à elle, vise à limiter le transport de sable dans les cours d'eau et les risques de pollution de l'eau dans ce massif forestier landais où la présence de grandes cultures dégagent des points de vue (espaces ouverts). L'opération locale de la Vallée de l'Enéa en

²¹ ALPHANDÉRY P. et BILLAUD J.-P. (1996), "Cultiver la nature", *Études Rurales*, n°141-142.

²² Centre national d'aménagement des structures des exploitations agricoles.

²³ Ainsi, leur bilan comptabilise 250 comités de pilotage d'OLAE sur l'ensemble de la France qui rassembleraient 4000 personnes. Les enquêtes menées auprès de 30 d'entre eux révèlent la répartition suivante : administration (25 %), techniciens (25 %), professionnels agricoles (19 %), élus locaux (13 %), associations de protection de la nature (11 %), divers (6 %) (CNASEA, 1997).

²⁴ BARRUE-PASTOR M. (1995), "Recomposition des procédures et émergence de politiques agri-environnementales", in ALPHANDÉRY P. et al. (eds.), *Agriculture, protection de l'environnement et recomposition des systèmes ruraux : les enjeux de l'article 19*, Rapport final PIREN-CNRS, pp. 195-220.

²⁵ CANDAU J. (1999), op. cit.

Dordogne a pour objectif d'inciter l'entretien des zones en voie d'abandon et de limiter les impacts néfastes des zones agricoles intensives dans ce bassin versant. Bien qu'ayant été préparés durant la même période (au lancement de ce dispositif à partir de juillet 1993) et dans une même région, ces trois cas se distinguent pourtant nettement au regard de la nature de l'action collective. La première de ces opérations locales « Lutte contre la déprise agricole en Périgord Vert Limousin » a été construite selon une procédure de concertation n'ayant cependant pas initié de débats même au sein du CRDA (Comité Régional de développement agricole), du moins dans sa phase de préparation. En effet, le contenu de l'action a été défini à l'échelle d'intervention (bien que par des acteurs peu divers), et l'arrêté préfectoral autorisant son exécution prévoit que le comité de pilotage chargé de sa gestion rassemble les responsables agricoles mais aussi un représentant du directeur régional de l'Environnement, deux représentants du Parc Naturel Régional, un représentant d'une association de protection de la nature et deux conseillers généraux. En revanche, la deuxième OLAE présentée a été l'occasion d'une prise de parole inédite où représentants agricoles et sylvicoles, représentants du Syndicat intercommunal du Bassin d'Arcachon et du Parc Régional notamment ont pu, pour la première fois, discuter ensemble du transport de sable et de la qualité de l'eau de la Leyre. Ces problèmes n'avaient encore jamais été pris en compte en termes d'intervention publique. La concertation impulsée pour préparer l'OLAE est organisée dans le cadre du comité de pilotage de l'opération. Enfin, l'élaboration de l'OLAE dans le Salardais a été l'occasion d'une collaboration étroite entre les élus locaux, les professionnels agricoles et les professionnels du tourisme. Cette prise de parole ouvrit donc un nouvel espace public de débats à l'échelle locale où les préoccupations environnementales furent discutées. L'opération locale en a tiré bénéfice, tout en le consolidant.

En conclusion, la nature du processus participatif dépend fortement du contexte local. On se rend compte ainsi que la concertation préconisée par les pouvoirs publics dans la procédure OLAE reste avant tout une *concertation inter-institutionnelle* ; les agriculteurs présents aux réunions ont tous un statut social reconnu. Bien que la procédure OLAE permette de modifier les critères d'excellence en agriculture, elle ne vise pas à faire participer les usagers ordinaires, sauf par la volonté des organisations professionnelles agricoles. Elle se prive ainsi des connaissances pratiques de ces acteurs et prend le risque d'élaborer des cahiers des charges inapplicables. Ainsi dans le cadre de l'OLAE Périgord Vert-Limousin, la préparation du contenu de la mesure n'a pas initié de débats entre les acteurs locaux à l'échelle de la région, puisque le cahier des charges fut élaboré par les techniciens des

institutions habituées à travailler ensemble pour les actions de développement agricole (la DDA, l'ADASEA, la chambre d'Agriculture). Aucune association de protection de la nature n'a participé à l'élaboration de l'OLAE, le seul interlocuteur ayant quelque peu collaboré fut l'animateur du futur Parc Naturel Régional qui venait de prendre ses fonctions. Sa contribution s'est limitée à justifier l'opération locale auprès des institutions européennes qui sont restées indécises quant à son intérêt concernant la protection des ressources naturelles (juin 1994). En conséquence, le contenu de l'opération ne fit l'objet d'aucun débat même au sein du CRDA (Comité régional de développement agricole), du moins dans sa phase de préparation. Les mesures initiées sont alors apparues en opposition avec la réalité du terrain. Ainsi, on peut dire que l'opération locale « lutte contre la déprise agricole en Périgord Vert-Limousin » a été construite selon une procédure de concertation n'ayant pas initié de débats.

Malgré tout, les OLAE ont constitué l'un des premiers espaces de confrontation entre acteurs traditionnels du développement agricole et protecteurs de la nature. Des comités de pilotage des opérations ont été constitués, parfois complétés par des comités techniques, qui ont réuni les administrations (préfecture, agriculture, environnement), les collectivités territoriales, les organisations professionnelles agricoles, les organismes de développement et les associations de protection de la nature. Cet ensemble définit ce que Marc Mormont (2001)²⁶ appelle un « dispositif » au sein duquel des « arrangements institutionnels mettent en relation des représentations, des normes, des pratiques et des acteurs ». En effet, les OLAE ont deux caractéristiques. La première est que le territoire (et non l'exploitation) est l'objet du contrat. Les agriculteurs qui s'engagent ont donc de multiples partenaires impliqués. Cette démarche a l'avantage de prendre en compte différents points de vue et de donner naissance à des opérations concertées. Elle a l'inconvénient de réduire la capacité de décision et la liberté de gestion de l'agriculteur (Pellegrini, 1995)²⁷. La seconde est que les programmes locaux touchent plus particulièrement les zones où l'agriculture est en difficulté, en encourageant le maintien de pratiques traditionnelles. Mais l'institution de primes différentes selon la zone concernée peut créer des distorsions de concurrence ; les programmes locaux sont donc adaptés à certains types de situations, mais il fallait que les MAE prennent une autre forme pour résoudre ce nouveau problème.

²⁶ STEYAERT P. (2001), "Associer objectifs environnementaux et pratiques agricoles, Les mesures agri-environnementales à l'épreuve du terrain", *Fasçade*, INRA – Systèmes Agraires et Développement (SAD), n°9, janvier/mars, pp.1-4.

²⁷ PELLEGRINI N. (1995), op. cit.

Pour compléter le dispositif agri-environnemental, la France a créé les Plans de Développement Durable. Dans ce cas, l'exploitation est l'objet du contrat, en liaison avec les enjeux territoriaux dans lequel elle est située. L'appel d'offre s'est adressé (Ambroise et al., 1998)²⁸ à des agriculteurs qui souhaitaient s'engager dans une démarche nouvelle ou qui avaient déjà entamé une réflexion sur l'évolution de l'agriculture. Pour des raisons d'efficacité, des groupes ont été constitués et, pour chacun, un animateur a été chargé de suivre l'ensemble des travaux, en liaison avec la cellule nationale d'animation. Tant au niveau national et local, des représentants de l'environnement et du développement territorial ont été associés dès le départ de l'opération. En particulier le comité technique regroupe ces représentants et émet un avis sur le projet des agriculteurs avant qu'il soit soumis à l'examen de la commission départementale d'orientation de l'agriculture (CDOA). Il n'y a pas de cahier des charges national, seulement des orientations. Pour chaque petite région concernée, les agriculteurs ont analysé, en liaison avec leurs partenaires, les problématiques territoriales afin de positionner leurs projets par rapport aux enjeux ainsi définis en termes socio-économiques, agricoles et environnementaux. Cette phase a été particulièrement importante par les enseignements qu'elle a mis à jour, mais aussi pour établir un dialogue entre les agriculteurs et les divers acteurs locaux concernés par le développement local. La réflexion sur les PDD a conduit à essayer de mieux définir le terme « agriculture durable » par comparaison avec d'autres termes employés comme « agriculture intégrée », « agriculture raisonnée » ou encore « agriculture biologique ». Les Plans de Développement Durable ont fait prendre conscience que pour avoir une agriculture durable, il faut croiser la réflexion agri-environnementale avec une approche de développement local. L'apport de la notion d'agriculture durable est de considérer le niveau social comme troisième axe à prendre en compte simultanément avec la production et l'écologie. Les PDD ont montré qu'ils constituaient un début de réponse aux nouvelles données économiques et sociales et un moyen pour les agriculteurs, leurs techniques et leurs partenaires de se mobiliser autour de projets qui se veulent novateurs.

En dehors des opérations locales et des PDD, la mobilisation des acteurs a également pris la forme de sessions de formation. 800 sessions ont été organisées entre 1993 et 1997 regroupant plus de 8700 stagiaires. Les principaux thèmes de formations ont été la protection

²⁸ AMBROISE R., BARNAUD M., MANCHON O. et VEDEL G. (1998), op. cit.

des eaux (414 sessions) et la conversion à l'agriculture biologique (130 sessions) (Couvreur, 1999)²⁹.

b – Un bilan général

L'objectif des MAE était bien, en premier lieu, de promouvoir une agriculture respectueuse de l'environnement. De ce point de vue, elles peuvent se répartir en deux catégories : celles qui tendent à pallier les conséquences négatives de l'intensification agricole, et celles qui tendent à favoriser et soutenir les pratiques agricoles productives d'aménités rurales. Il apparaît assez clairement que les premières – outre le problème de légitimation qu'elles soulèvent au regard de la règle « pollueur-payeur » - n'ont eu que des impacts très limités. Les mesures destinées à maintenir des pratiques peu intensives ou à limiter la déprise agricole ont eu des effets positifs. Mais, on remarque que, pour l'essentiel, ces mesures permettent un maintien des pratiques, plutôt qu'un véritable développement des aménités rurales.

Du point de vue de la dimension spatiale et institutionnelle, on peut constater que la France a assez bien réussi sa « territorialisation » des mesures, et spécialement celles des opérations locales. Elles ont permis une implication forte des collectivités locales, mais également celle des autres acteurs sociaux en milieu rural. En revanche, leur dimension très réduite, la précision nécessaire de la définition des cahiers des charges, les coûts d'administration en font des opérations très onéreuses, par comparaison avec les fonds qu'elles peuvent faire transiter (a contrario, c'est ce qui explique le succès de mesure type « prime à l'herbe », dont les coûts de mise en place et de gestion sont beaucoup plus limités). De plus, les cahiers des charges définis nationalement sont parfois inapplicables car ils ne tiennent pas compte des particularités locales. De même, certains cahiers des charges établis localement ne sont pas adaptés aux contraintes de terrain (nombre minimum d'animaux requis trop élevé...). Les dossiers sont souvent très compliqués à constituer, ce qui décourage nombre d'agriculteurs, d'où l'importance du relais administratif et institutionnel pour les aider dans leurs démarches. Enfin, la politique de formation et de sensibilisation des agriculteurs reste insuffisante.

²⁹ COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M. (1999), op. cit.

Un problème plus sérieux encore apparaît avec la prise en compte de la dimension temporelle : le temps nécessaire pour obtenir un effet marqué sur l'environnement d'une MAE (plusieurs années, voire plusieurs décennies) sont sans rapport avec l'annualité budgétaire ou même la durée prévue des contrats proposés. Cinq ans après le lancement d'une opération, la prime cesse d'être versée. Que se passera-t-il alors dans le cas de la cessation du paiement associé à des mesures relatives à l'entretien des paysages ? Si l'ensemble des collectivités ne prend pas le relais de l'Europe, la situation risque fort de revenir à celle d'avant les MAE. On peut toutefois supposer que la période de cinq ans peut être suffisante pour inciter les agriculteurs à ne pas abandonner ces pratiques. La pérennisation de ces mesures est probable, mais elle n'est cependant pas acquise.

Enfin, le dernier point de ce bilan concerne l'évaluation des mesures agri-environnementales. Dans le registre écologique et dans une certaine mesure géographique, l'évaluation est très réservée : les effets des mesures sont difficiles à établir clairement sur un aussi court laps de temps. Nous avons plutôt souligné, en positif, ce qui a pu être ainsi évité par ces mesures. Surtout, nous avons pu constater la nécessité et la difficulté d'établir des indicateurs significatifs. Toutefois, il est possible de parler d'effets positifs dans la lutte contre l'avancée des ligneux et la fermeture des paysages ainsi que le maintien des surfaces en prairies. De même, les associations de protection de la nature ou bien encore les gestionnaires des parcs naturels régionaux ont exprimé leur satisfaction pour certaines mesures bien spécifiques et, surtout, leur intérêt pour les procédures ainsi créées, bien plus que pour les résultats. Dans le registre économique, le jugement est également réservé. L'essentiel des aménités ainsi produites a la nature de biens collectifs ou d'effets externes, dont les évaluations sont très difficiles autrement que par une autorité tutélaire. Nous ne disposons pas dans ce domaine non plus, du moins pour le moment, d'indicateurs satisfaisants. En ce qui concerne l'efficacité des procédures d'incitations et, en particulier, celle des contrats, il existe d'importantes asymétries d'information, qui soulèvent le problème de la définition des obligations respectives et le statut de ce droit contractuel qui s'oppose sur un certain nombre de points au droit rural traditionnel. On peut également rappeler que les attitudes des opinions publiques peuvent varier selon qu'il s'agit de mesures concernant la réduction des effets externes négatifs ou, au contraire, d'incitation à la production d'aménités.

En dépit de ces problèmes, le premier bilan est plutôt positif. Ces mesures ont permis aux différents partenaires qui gèrent l'espace rural (collectivités, organismes de la profession

agricole, associations de protection de la nature, agriculteurs...) d'établir le dialogue. Ces mesures constituent, d'autre part, un outil de remobilisation des agriculteurs et de revalorisation de leur statut. Elles ont suscité une sensibilisation des agriculteurs à la gestion des milieux naturels et fait apparaître une nouvelle conception des territorialités. La dimension pédagogique et qualitative de ces mesures s'avère donc non négligeable.

2 – Les caractéristiques principales des contrats agri-environnementaux

a – Un caractère novateur relatif

Ces contrats agri-environnementaux sont l'expression de deux volontés à propos d'un projet. Ils posent comme premier principe l'engagement des deux contractants. Leur respect constitue une manifestation de citoyenneté (Thannberger-Gaillarde, 1999)³⁰. Et leur contrôle est ce qui donne sens au contrat, et en constitue la juste contrepartie. Ils ont donc un caractère incitatif fort : ils justifient le paiement de la prestation et sont la marque de l'engagement des éleveurs et de leurs partenaires. Toutefois, la faible formalisation des modalités de vérification (absence ou difficultés de conception d'outils de mesures, d'indicateurs...) de l'action des agriculteurs conduit alors à renforcer le sentiment pour une partie des éleveurs que le contrat masque une subvention supplémentaire au revenu. Le contrôle apparaît difficile à mettre en œuvre en pratique de même que les sanctions associées. Cette caractéristique, à laquelle s'ajoute une spécificité, la réunion des acteurs privés et publics autour d'un projet d'action collective, donnent à ce dispositif une certaine souplesse. Malgré leur valeur juridique incertaine, le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche encourage le recours à cette forme « d'activités publiques conventionnelles » (APC)³¹. Plusieurs critères restreignent leur originalité.

³⁰ THANNBERGER-GAILLARDE E. (1999), "Contrat agri-environnemental : un outil pour quelles coordinations ? ", *Economie Rurale*, n°249, janvier-février, pp. 34-40.

³¹ P. LASCOUMES et J. VALLUY (1996) proposent de regrouper les instruments de politique publique de type charte, convention, contrat... sous le qualificatif « d'activités publiques conventionnelles » : il s'agit de « l'ensemble des négociations se concluant par un accord entre des autorités publiques et des personnes privées, sur le contenu d'actes finalisés à réaliser par l'une ou l'autre des parties engagées » (p. 559). Cette définition générale englobe « les accords formels publiés », les « accords informels publiés » (ex : l'accord volontaire sur le recyclage des emballages de vente en France) et les « accords informels non publiés » (ex : l'accord volontaire sur la consultation). LASCOUMES P., VALLUY J. (1996), "Les activités publiques conventionnelles (APC) : un nouvel instrument de politique publique ? ", *Sociologie du Travail*, n°4, pp. 551-573.

Un premier élément limite l'aspect novateur de ces APC : elles ne sont pas indépendantes des autres instruments plus traditionnels. La forme de cette dépendance repose sur la nature du lien entre les différents instruments d'action (Lascoumes et Valluy, 1996, pp 564-565)³² publique : « *Soit l'APC intervient en deuxième ligne pour assurer ou renforcer la mise en œuvre de dispositions légales préalables (cas des programmes de branches). Soit elle se matérialise sous la menace du recours à une réglementation ou une taxation [...]. L'APC apparaît donc moins comme la branche autonome d'une alternative que comme un complément indissociable des instruments « classiques » sur lesquels repose l'essentiel de l'autorité étatique .».*

Les contrats agri-environnementaux ne forment pas un moyen de coordination alternatif. Leur essor procède en partie de l'échec de l'action unilatérale³³. En effet, le dispositif doit permettre d'améliorer la mise en œuvre des mesures réglementaires – normes en matière de gestion de la qualité des paysages – en associant des dispositions curatives (restauration) et des dispositions préventives (préservation de certains éléments paysagers par une gestion adéquate). La viabilité de ce type de programme repose sur la réunion de différents financements publics.

Une seconde raison est avancée par P. Lascoumes et J. Valluy (1996)³⁴ pour expliquer le caractère novateur relatif des APC. En effet, ils montrent que leur apparition apparaît davantage comme le résultat d'une « mise en visibilité » que comme le signe d'un renouveau des modalités d'intervention des pouvoirs publics. Plusieurs explications peuvent être proposées. Premièrement, la multiplication des associations de protection de l'environnement légitime le recours accru aux APC. Les contrats agri-environnementaux font l'objet d'une médiatisation considérable et représentent pour l'Etat et pour les agriculteurs le moyen d'afficher une mobilisation sur ces enjeux de la société. Deuxièmement, les orientations de la recherche en sciences sociales ont permis de mieux comprendre les dynamiques d'action de l'Etat. Enfin, le constat du déficit de bien-fondé des actions unilatérales constitue un élément explicatif déterminant (Gosseries et Orban de Xivry, 1997, p 72)³⁵ : « *la quantité et la technicité croissantes de la législation en rendent le contrôle démocratique de plus en plus*

³² LASCOUMES P., VALLUY J. (1996), op. cit.

³³ Cet échec résulte d'un manque de moyens et parfois de l'absence de volonté politique.

³⁴ LASCOUMES P., VALLUY J. (1996), op. cit.

³⁵ GOSSERIES A., ORBAN de XIVRY E. (1997), "Les contrats de rivière", Aménagement-Environnement, n°spécial sur les "Phénomènes consensuels dans le droit de l'urbanisme et de l'environnement", pp. 64-73.

problématique et résultent ainsi d'une perte de légitimité. [...] Des réformes procédurales sont donc requises pour remédier à ces déficits d'information et de légitimité. » La participation accrue des différents acteurs concernés initiée lors de la mise en œuvre des MAE devrait permettre de remédier à ces déficits.

b – Un outil d'amélioration du bien-être collectif

Au demeurant ces mesures s'avèrent administrativement très onéreuses et complexes à mettre en œuvre. La durée d'élaboration peut également s'étendre sur plusieurs années, notamment pour les PDD avec la nécessité d'un diagnostic territorial. En considérant la période de mise en œuvre, ces programmes doivent se dérouler sur une période de cinq ans, on peut considérer que les acteurs vont s'entendre sur un contrat de type incomplet où toutes les éventualités pouvant apparaître lors de la phase de mise en œuvre ne peuvent pas être prises en compte. Il semble en effet trop coûteux, voire irréalisable, de spécifier un contrat complet (Hart et Moore, 1988)³⁶.

La mise en œuvre d'une démarche contractuelle conduit au regroupement de l'ensemble des acteurs concernés au sein d'une même structure organisationnelle. La participation à cette action collective doit permettre l'adoption de comportements plus coopératifs, garants d'une amélioration du bien-être de la société. Cette conclusion suppose qu'un certain nombre de mécanismes incitatifs obligent les co-contractants à honorer leurs engagements (Brousseau, 1993)³⁷.

Le premier bilan montre que les MAE apparaissent comme des instruments originaux, même si elles restent largement indissociables des modalités d'internalisation plus traditionnelles. Ces procédures représentent une illustration de l'évolution de la politique agricole et de la politique du paysage en général marquée par le passage « *d'un mode d'action publique vertical descendant, hiérarchique et centralisé, fortement structuré par l'organisation de l'Etat de ses administrations, à des systèmes de décision et d'action plus*

³⁶ HART O., MOORE J. (1988), "Incomplete contracts and renegotiation", *Econometrica*, vol. 56, n°4, pp. 755-785.

³⁷ BROUSSEAU E. (1993), "Les théories des contrats : une revue", *Revue d'Economie Politique*, 103 (1), janvier-février, pp. 2-82.

éclatés, horizontaux, polycentriques, fonctionnant sur la base d'une « négociation élargie » entre de multiples acteurs » (Salles et Zelem, 1998)³⁸.

Si cette nouvelle orientation politique peut être considérée comme une transition vers de nouveaux rapports entre la société et l'agriculture, plusieurs questions devront être posées. D'une part, vient celle de l'éco-conditionnalité (contrôle et sanctions) et sa définition commune et claire. D'autre part se pose la question de l'insertion de ces mesures dans un cadre de politique commune. D'une manière plus générale, l'expérience des MAE montre la nécessité et l'intérêt de nouveaux partenaires avec les autres acteurs du monde rural et de la société. A cet égard, les mesures agri-environnementales revêtent un aspect expérimental : elles ont été un laboratoire, permettant d'expérimenter à la fois les dimensions écologiques et la légitimité sociale de telles mesures. La production de biens publics, le respect de contraintes collectives, clairement identifiées et modulées en fonction de l'emploi, devront être légitimement rémunérés. Dès 1999, à l'occasion de l'application de la loi d'orientation agricole, les MAE ont pu trouver un nouveau cadre de mise en œuvre avec le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE). Cette nouvelle mesure doit fortement augmenter à terme la part des crédits publics consacrés à la politique agri-environnementale et devrait permettre de franchir une nouvelle étape dans les relations qui régissent l'agriculture et l'environnement.

B – Les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) : de réels progrès

L'approche territoriale, associée à une mobilisation des acteurs au niveau local a déjà fortement marqué les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France jusqu'à présent. Elle pourrait être renforcée à l'occasion du Contrat Territorial d'Exploitation, confirmant la pertinence de laisser aux territoires le soin de décliner développement économique, protection de l'environnement, promotion du patrimoine local, de façon cohérente et complémentaire. Avec la réunion des dimensions « développement économique » et « protection de l'environnement », la loi d'orientation agricole de 1999 permet de définir le principe de « gestion équilibrée » de la ressource paysage. Le principe de gestion globale implique de définir une gestion à la fois trans-sectorielle et trans-territoriale.

³⁸ SALLES D., ZELEM M.C. (1998), "La négociation des contrats de rivière", P.O.U.R., Edition du G.R.E.P., pp. 29-38.

1 – Les principes

Le contrat territorial d'exploitation constitue le dispositif central de la loi d'orientation agricole n° 99-574 du 9 juillet 1999. Il est l'instrument principal de la nouvelle politique agricole qui prend en compte les fonctions économique, environnementale et sociale de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire en vue d'un développement durable. Sa mise en œuvre a été définie par le décret n°99-874 du 13 octobre 1999, paru au Journal Officiel du 15 octobre 1999. L'arrêté du 8 novembre 1999, relatif aux aides accordées aux titulaires de contrats territoriaux d'exploitation (FFCTE), ainsi que la circulaire DEPSE/SDEA/C99-7030 du 17 novembre 1999 complètent la base réglementaire nationale des CTE. Ce nouveau dispositif s'intègre dans le cadre du Règlement (CE) n°1257/1999 du Conseil du 17 mai 1999 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'Orientation et de Garantie Agricole (FEOGA), autrement appelé Règlement de Développement Rural (RDR). Chacune des actions prévues dans le CTE fait l'objet d'une programmation au titre du RDR, ce qui permet de mobiliser le FEOGA à hauteur de 50 % des dépenses totales dans le cas général.

Ces contrats instituent une nouvelle relation contractuelle entre l'Etat et l'agriculteur afin d'inciter celui-ci à inscrire, sur cinq ans, son exploitation dans un projet global cohérent intégrant une dimension socio-économique et une dimension environnementale et territoriale ; l'Etat s'engage pour sa part à soutenir financièrement cette démarche pendant le même temps. Les CTE doivent :

- répondre aux attentes de la société concernant la sécurité et la qualité alimentaire, le respect de l'environnement et la gestion des ressources naturelles, l'entretien des paysages et l'occupation du territoire. Le CTE constitue alors un outil de réorientation de l'agriculture française vers une agriculture durable et multifonctionnelle :

« [...] La multifonctionnalité de l'agriculture correspond à la réalité d'une activité agricole bien conduite, qui contribue en même temps à la production agricole, mais aussi à la protection et au renouvellement des ressources naturelles, à l'équilibre du territoire et à l'emploi.

C'est une vision de l'agriculture dans laquelle environnement, bien-être des animaux, qualité et identification des produits ne sont plus des contraintes pesant sur l'activité agricole, mais des atouts permettant de valoriser cette production agricole sur le marché

national, communautaire et mondial... » (Présentation de la loi d'orientation agricole au Sénat, le 19 janvier 1999)³⁹.

- redistribuer et légitimer les soutiens à l'agriculture par la nécessaire rémunération des externalités positives et l'encouragement à la réduction des externalités négatives produites par l'activité agricole, le CTE est alors conçu comme un outil de réorientation des soutiens publics, dans un souci de plus grande transparence, d'efficacité et d'équité :

« La réponse à ces attentes nécessite d'encourager la mise en œuvre par les agriculteurs de systèmes de production rendant des services à la société qui ne peuvent être totalement rémunérés par le seul marché et qui nécessitent une participation financière de la collectivité en contrepartie des engagements pris » (Extrait de la circulaire du 17 novembre 1999)⁴⁰.

De plus, les aides, tout en étant accordées à l'exploitation, devront servir les intérêts de la collectivité : *« L'obligation pour le contrat individuel de devoir s'inscrire dans un contrat collectif revêt une importance certaine si par ce moyen s'instaure de la **concertation**, s'exprime une **volonté collective** et se construit au plan local un **schéma d'intérêt général**, qui donnera au CTE individuel une **légitimité plus grande** »*.

- contribuer au développement rural : le CTE est en effet inscrit au Plan de Développement Rural National (PDRN) français.

Le CTE est un contrat individuel, volontaire, signé entre l'exploitant et l'Etat, d'une durée de 5 ans. Il engage l'exploitation agricole dans sa globalité vers une approche multifonctionnelle et s'inscrit dans une démarche collective, à l'échelle du territoire. En contrepartie de ce contrat, la société rémunère les services rendus par l'agriculture. Le CTE se décompose en deux parties obligatoires⁴¹ :

- une partie socio-économique s'inscrit dans un cadre de diversification de l'activité agricole, de création de valeur ajoutée avec la valorisation qualitative des produits (engagement dans des démarches qualité, productions certifiées...), de maintien et de création d'emplois.

³⁹ Loi n°99-574, du 9 juillet 1999 d'orientation agricole (LOA).

⁴⁰ Circulaire DEPSE/SDEA/C99-7030 du 17 novembre 1999, concernant la mise en œuvre des contrats territoriaux d'exploitation.

⁴¹ Pour plus de détails voir le tableau en annexe.

- les objectifs environnementaux et territoriaux engagent une meilleure gestion du territoire à travers l'amélioration de la gestion qualitative et quantitative de l'eau ; la préservation de la qualité des sols et la lutte contre l'érosion ; la valorisation des surfaces en herbe, le maintien de la biodiversité et des zones humides ; la gestion des paysages et la protection du patrimoine culturel et naturel ; la prévention des risques naturels et des incendies de forêt.

Le Contrat Territorial d'Exploitation est décliné en contrats types et mesures types décrites dans les cahiers des charges. Les contrats types (ensemble de mesures types) doivent répondre à des problématiques départementales ou locales ciblées. Ils sont définis par la Commission Départementale d'Orientation Agricole (CDOA) qui associe administrations, élus, professionnels, syndicats, agriculteurs et depuis peu, associations de protection de la nature, associations de consommateurs, artisans-commerçants, représentants des collectivités locales... L'élaboration des contrats types s'appuie sur un diagnostic territorial qui répertorie les enjeux et les objectifs d'ordre socio-économique et environnemental et territorial du département. Les mesures types (obligatoires ou facultatives) regroupent un certain nombre d'actions. Elles s'appliquent au niveau départemental, à l'échelon du « territoire » ou dans le cadre d'une filière. Elles doivent être éligibles au titre du RDR.

Un dispositif de suivi, d'évaluation et de contrôle des CTE est instauré. Pour vérifier le respect des engagements sur la durée et en garantir l'adéquation avec les dispositions de ce règlement, des contrôles porteront sur l'ensemble de l'exploitation et sur la totalité des engagements souscrits. Réalisés par la DDAF, chaque année, sur des éléments du dossier, ils vérifient le respect des engagements agro-environnementaux de l'agriculteur ainsi que la régularité de sa situation au regard des cotisations sociales. Réalisés sur le terrain par le CNASEA, chaque année, sur au moins 5% des contrats, ils portent sur la totalité des engagements, des obligations du bénéficiaire et des surfaces contractualisées. Le non-respect des engagements peut entraîner des pénalités pour l'exploitant, et un refus d'apurement des comptes par l'Union européenne pour l'Etat (Guide pratique du Contrat Territorial d'Exploitation, 2000)⁴².

⁴² MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2000), *Guide pratique du contrat territorial d'exploitation*.

2 – Un instrument territorialisé, objet d'une concertation locale

La procédure des CTE insiste particulièrement sur la dimension territoriale de la politique pour deux raisons :

- renforcer la concertation et la coordination des acteurs locaux autour de problématiques spécifiques et de projets et ainsi impulser des dynamiques collectives plus efficaces,

- éviter le « saupoudrage » des soutiens publics.

« La notion de « territoire » renvoie tout à la fois à l'histoire, à la géographie, mais aussi à l'imaginaire, à l'économie, à la vie culturelle, au développement local ». Ce type de contrat porte une attention particulière à la prise en compte du territoire dans le dispositif : la circulaire du 17 novembre 1999 insiste sur le concept de « territoire » mais aussi sur celui de « projets collectifs » et la cohésion très forte qui existe entre les deux : « Il [Le CTE] doit ancrer la politique agricole dans le territoire et s'appuyer sur des dynamiques territoriales et collectives, allant, autant que possible, au-delà du seul secteur agricole. Il doit être un des outils d'une stratégie d'alliance entre les agriculteurs et les autres ruraux, entre les agriculteurs et la société ».

Ainsi, même si le CTE n'est engagé qu'au niveau de l'exploitation agricole, il doit impliquer de façon concertée tous les acteurs ruraux et s'articuler avec les démarches territoriales déjà mises en place : communautés de communes, pays, zones Objectif 2, sites Natura 2000... Le dispositif CTE fait appel à une concertation locale la plus large possible compte tenu des « champs ouverts » par la multifonctionnalité, de ses objectifs pour l'agriculteur et de son ancrage territorial. Il s'agit alors de créer les conditions d'un débat local impliquant le plus grand nombre d'acteurs, afin d'identifier les enjeux, de s'accorder sur des priorités, de se fixer des objectifs communs et de faire émerger des projets.

Cette mesure doit ouvrir le dialogue entre acteurs agricoles et acteurs non-agricoles. A ce titre, la LOA a élargi le CDOA aux associations civiles telles que consommateurs, environnementalistes, chasseurs, pêcheurs...(article 8, LOA du 9 juillet 1999). Il s'agit en effet, à travers des engagements individuels, de faire converger, dans une réflexion collective, des intérêts différents vers des objectifs communs pour imaginer ensemble des réponses aux enjeux de leur territoire, tout en confortant leurs exploitations agricoles.

Cette articulation fine entre territoire et projet est également reprise dans la définition qu'accorde la LOADT (Loi d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement Durable du territoire) au « territoire » dans le cadre des « pays » : « *un pays est un territoire de projet caractérisé par une cohésion géographique, culturelle ou sociale* ». C'est d'ailleurs par cet objectif de territorialisation qu'une articulation entre la LOA et la LOADT est vivement souhaitée : « *Par ailleurs, la mise en œuvre des CTE doit être l'occasion d'établir un partenariat avec les collectivités locales et les structures de coopération intercommunales, notamment avec les pays* » (extrait de la circulaire du 17 novembre 1999).

Cette dimension du CTE est essentielle pour la prise en compte du paysage. A partir du moment où la problématique se décentre d'une logique interne à l'agriculture pour s'ouvrir à d'autres questions émerge alors la question majeure, celle du projet de la collectivité. Ainsi, initier un programme basé sur le paysage (Véron, 1996)⁴³ conduit à rassembler les multiples interlocuteurs concernés par l'espace en question. De toute évidence, le paysage de l'exploitant agricole n'est pas le même que celui du villageois, de l'hôtelier, du résident secondaire, du touriste, du chasseur ou de l'écologiste... Le paysage voulu par la majorité des habitants, voire par la société, diffère souvent de celui souhaité par l'agriculteur. Et aucun acteur qu'il soit local ou extérieur à la région n'a seul, légitimité pour définir ce projet. Dès qu'ils évoquent la notion de paysage, les acteurs se doivent donc de conduire une négociation complexe réunissant le « commanditaire », souvent bailleur de fonds, et les agriculteurs chargés de l'application, sans oublier les multiples partenaires concernés à d'autres titres (collectivités, propriétaires, touristes et résidents, utilisateurs, chasseurs...). Le CTE semble répondre à l'ensemble de ces contraintes. Mais le contrat individuel reste limité au niveau de l'exploitation, ce qui peut paraître restrictif en terme de paysage. En effet, le « territoire » du paysage dépasse souvent le cadre de l'exploitation. La prise en compte des spécificités territoriales n'apparaît pas suffisante. Les contrats collectifs sont alors préférés : « *Pour la période de lancement des CTE, les projets retenus devront être exemplaires et émaner prioritairement des dynamiques collectives [...]* ». Ces contrats collectifs permettent de globaliser et de coordonner l'action réalisée sur le territoire : les acteurs locaux se concertent sur les enjeux du territoire et les objectifs communs à atteindre.

⁴³ VERON F. (1996), "Le paysage dans les mesures agri-environnementales", Montagnes Méditerranéennes (34), pp. 49-54.

3 – Bilan de l'avancement du dispositif des CTE

Après une longue phase de construction du dispositif dans chaque département, puis de mise en conformité avec les règles du cofinancement communautaire, le CTE a connu un véritable essor à partir du printemps 2001. Depuis, le rythme d'adhésion des agriculteurs se situe aux environs de 2000 nouveaux dossiers par mois. Il devrait se poursuivre sa progression dans les prochains mois.

Au 31 décembre 2001, 18 733 agriculteurs avaient signé un CTE dont 15 003 au cours de l'année 2001 et 23 335 avaient reçu un avis favorable en commission départementale d'orientation de l'agriculture (CDOA), dont 17 767 au cours de l'année 2001. A la même date, on constate que dans 27 départements, plus de 250 contrats ont été signés, ce qui représente 55 % du nombre total des CTE signés. 18 % des contrats CTE sont situés dans la zone de montagne. Les différents départements qui amènent la plus forte contribution de CTE à la zone de montagne sont les suivants : Loire (13 %), Aveyron (12 %), Haute-Loire (8 %), Isère (7 %), Tarn (6 %).

D'une façon schématique, le Sud-Ouest de la France et la périphérie du Massif-Central ont connu une mise en œuvre plus rapide du dispositif. Les écarts départementaux tiennent au fait que la mise en place a été fortement déconcentrée. Chaque département a défini ses priorités, élaboré le contenu de ces contrats-types à l'issue d'une concertation avec les organisations départementales concernées. L'impact actuel des CTE repose en partie sur la façon dont les acteurs départementaux se sont mobilisés. Dans 12 départements, les CTE acceptés représentent plus de 10 % des exploitations à temps complet, ce qui témoigne du succès croissant du dispositif. La Bretagne est une des régions où l'impact est actuellement parmi les plus faibles.

Le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche et le CNASEA ont publié à la fin de l'année 2001 les premières analyses qualitatives sur les CTE. Les principaux résultats sont les suivants :

- les exploitations ayant contractualisé un CTE couvrent, à ce jour, une surface agricole utilisée (SAU) totale de 1 066 000 ha (soit 1/30 de la SAU française) soumise « au

respect des bonnes pratiques agricoles ». Et les parcelles engagées dans un cahier des charges environnemental représentent 62 % de cette surface soit 660 000 ha.

- Chaque contrat a une durée de 5 ans et au cours de cette période, le montant moyen versé par exploitant ou associé bénéficiaire participant aux travaux est de 26 678,58 euros (175 000 F). Cette moyenne est calculée sans prendre en compte les contrats de conversion à l'agriculture biologique (CAB).

- Le montant des aides annuelles agro-environnementales représentent 72 % du montant moyen d'un CTE. Chaque contrat est composé d'un volet socio-économique et d'un volet environnemental et territorial. Il est cofinancé à 50 % par l'Union européenne, au titre du règlement de développement rural (2^{ème} pilier de la Politique Agricole Commune) pour chacun des deux volets. Les aides attribuées dont le montant moyen s'élève à 38 112,25 euros (250 000 F) par contrat sont de deux types :

- les aides aux investissements et dépenses s'élèvent à 10 534,23 euros (69 100 F) en moyenne par contrat et se décomposent de la façon suivante : 7 622,45 euros (50 000 F) au titre du volet économique et 2 911,78 euros (19 100 F) au titre du volet environnemental et territorial. Ces aides sont plafonnées à 15 245 euros (100 000 F). Le taux de subvention des investissements est compris entre 30 et 55 %.

- les aides annuelles s'élèvent en moyenne à 5 533,9 euros (36 300 F) par an et par contrat. Elles sont versées pendant les cinq années du contrat en contrepartie du respect des cahiers des charges agro-environnementaux. Ces aides calculées en fonction du nombre d'hectares contractualisés influent donc fortement sur le montant total d'un contrat.

- 46 % du total des aides aux investissements vont à l'amélioration de la qualité et des performances environnementales des exploitations.

- 55 % des contrats contribuent à la reconquête de la qualité de l'eau, et une proportion complémentaire des contrats contient au moins une action où ce même enjeu est combiné avec un autre. L'enjeu « maintien de la biodiversité » est presque toujours combiné à l'enjeu « protection des paysages ». Les cahiers des charges agro-environnementaux se répartissent suivant 4 enjeux principaux : qualité de l'eau, protection des sols, préservation des paysages et maintien de la biodiversité. Ces enjeux ont par ailleurs une distribution géographique

différenciée : la reconquête de la qualité de l'eau étant logiquement située sur les zones vulnérables, la protection des paysages et le maintien de la biodiversité dans les zones de montagne. 13 % des contrats concernent la conversion à l'agriculture biologique. La distribution des CTE CAB se situe en périphérie de l'hexagone sur un « V » partant du Cotentin descendant aux Pyrénées et remontant jusqu'à l'Alsace.

- Enfin, en termes d'emploi, on considère qu'un emploi est créé pour 15 CTE signés. Plus de la moitié des contrats sont souscrits par des éleveurs. L'exploitation type ayant contractualisé un CTE est une exploitation d'élevage de 72 ha. C'est une entreprise individuelle conduite par un homme de 39 ans, qui s'est installé en agriculture il y a environ 15 ans. Toutefois près de 30 % des bénéficiaires de CTE étaient installés depuis plus de 20 ans au moment de la signature de leur contrat. Globalement, on constate que les différents systèmes de production sont représentés dans une proportion très proche de leur poids respectif au sein de l'agriculture nationale. La surface moyenne des exploitations ayant signé un CTE est plus élevée (72 ha) que la surface moyenne des exploitations françaises (42 ha).

Le pilotage du dispositif CTE en 2002 visait à :

- proposer aux bénéficiaires de la PMSEE (prime au maintien de l'élevage extensif ou prime à l'herbe, plus de 70 000 à la fin 2001), dont le contrat arrivera à échéance en 2003, un CTE dont le contenu peut s'inspirer du cadre national « élevage herbager » proposé par le Ministère en février 2001. Une recommandation du conseil supérieur d'orientation du 16 juin 1999 indique en effet que le CTE doit prendre le relais de la PMSEE à partir de 2003.

- optimiser les circuits de gestion des données et simplifier les procédures, ce qui constitue une priorité d'autant plus urgente que le rythme d'adhésion des agriculteurs (2000 nouveaux dossiers par mois) progresse régulièrement.

- enfin, développer les initiatives territoriales, sous formes de projets collectifs CTE amplifiant l'impact du contrat, tant du point de vue économique qu'environnemental. Ces projets, au nombre de 430 à la fin 2001, bien que facultatifs, sont en progression régulière.

En effet, le bilan des CTE est positif pour de nombreuses raisons : les mesures initiées au niveau du paysage ; la négociation mise en œuvre qui doit faciliter la gestion d'un bien en commun et enfin par le succès croissant du dispositif. Toutefois, nous avons souligné les limites des CTE individuels, réduits au niveau de l'exploitation, quant à la prise en compte du paysage. Aussi, le développement de la mise en œuvre de CTE collectifs territoriaux peut être

encore plus favorable à la prise en compte du paysage. Les porteurs de projets collectifs ne sont plus limités aux agriculteurs ; projets qui doivent être issus d'une négociation des acteurs d'un territoire sur les enjeux de celui-ci et l'expression d'objectifs communs traduits en mesures types, combinaison d'actions unitaires. Dans ce cadre, les participants – collectivités locales, usagers ou encore associations et agriculteurs – vont se regrouper pour définir, sur une base collective, le contrat regroupant plusieurs exploitants. La phase d'élaboration doit se traduire par la recherche d'une issue mutuellement acceptable, et dans l'idéal, par l'harmonisation des intérêts divergents. En pratique, la réalisation de cet objectif va dépendre de la réunion d'un certain nombre de facteurs, que le paragraphe suivant se propose d'identifier et d'analyser. Nous montrerons également en quoi l'approche contractuelle et les CTE collectifs sont favorables à cette négociation décentralisée et par la même à la prise en compte de la dimension collective de l'objet paysage.

II – Des CTE individuels aux CTE collectifs territoriaux : pour une meilleure prise en compte du caractère collectif du paysage

Il convient désormais de voir comment et sous quelles conditions, ce type d'approche contractuelle peut favoriser la conciliation des usages et la préservation des fonctionnalités d'un paysage. L'un des enjeux majeurs est de faire évoluer la nature des interactions entre les acteurs concernés par le dispositif. Cela passe par une responsabilisation collective à propos des problèmes de qualité du paysage considéré. En théorie, les participants s'engagent à respecter des règles contractuelles qu'ils ont eux-mêmes concouru à définir. Il s'agit, par la concertation décentralisée, d'harmoniser des intérêts initialement divergents. A partir de l'examen de CTE collectifs territoriaux, nous montrons que la réalisation de ces effets potentiels va dépendre de plusieurs facteurs, et de leurs interrelations Certains de ces facteurs sont inhérents au processus d'élaboration, d'autres au contexte dans lequel s'inscrit la démarche.

Dans un premier temps, nous complétons l'analyse théorique de la négociation entamée dans le deuxième chapitre par des développements de caractère plus empirique⁴⁴. Nous montrerons ainsi en quoi l'approche contractuelle initiée par les CTE peut favoriser le

⁴⁴ Ils sont en effet issus d'approches appliquées et tentent de constituer un ensemble de repères utiles à la mise en œuvre.

recours à la négociation. Puis, dans un second temps, nous analysons le processus d'élaboration des CTE collectifs. Et au-delà de cette phase d'élaboration, nous cherchons à identifier les éléments susceptibles d'assurer la pérennité des comportements de coopération, garant d'une amélioration du bien-être de la collectivité concernée.

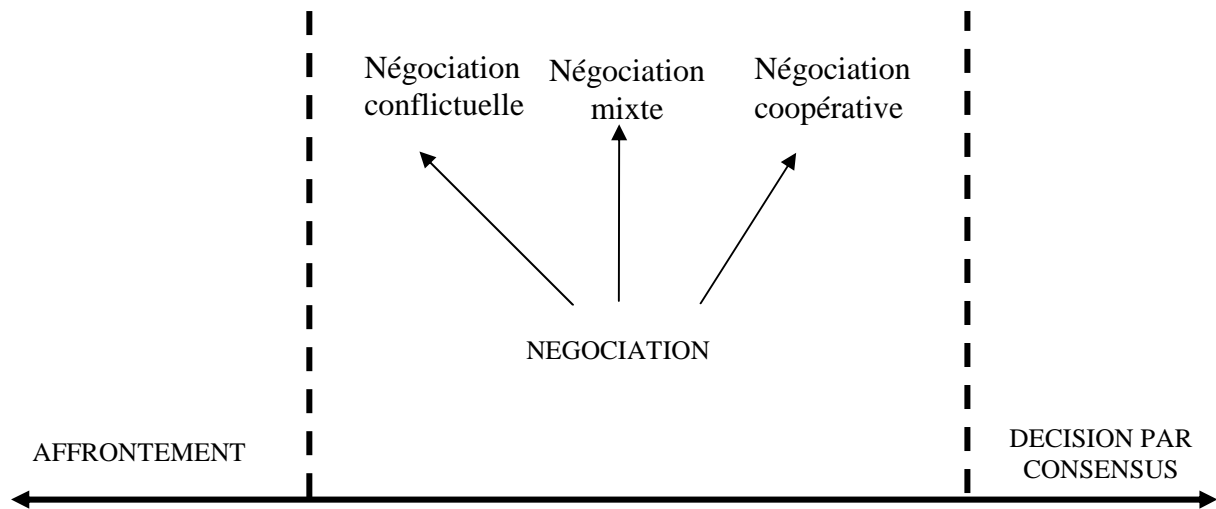
A – Les CTE collectifs : une responsabilisation progressive

1 – Un rappel sur la négociation décentralisée

Dans le deuxième chapitre, nous avons présenté les apports théoriques essentiels apportant des solutions au problème de l'indétermination. Leur caractère toutefois partiel et leur forme stylisée, les rendent assez éloignées des critères définissant les situations concrètes de négociation. La définition donnée par C. Dupont (1992, pp. 196-197)⁴⁵ de la négociation permet de la considérer sous un plan plus pragmatique. Loin de s'opposer aux enseignements de la théorie économique orthodoxe, cette définition permet de mobiliser des contributions théoriques plus adaptées à la compréhension de certains mécanismes de négociation : la négociation est « *l'option privilégiant la décision conjointe plutôt que l'action unilatérale. Elle s'appuie pour ce faire sur un processus ouvert, communicatif et finalisé qui exclut des procédures formelles et fermées comme le vote et se différencie aussi bien du consensus (ou pure résolution des problèmes) ou de l'expertise que des mécanismes d'intervention de tiers ou du marché. Le processus est finalisé parce qu'il fait se rencontrer deux (ou plusieurs) intentions et volontés réciproques de parvenir à un accord. Ceci d'ailleurs sans pour autant d'être assuré d'avance du résultat [...]. Il s'agit de trouver conjointement une issue mutuellement acceptable, ce qui nécessairement – et nous voilà au cœur même de conception moderne de la négociation – entraînera l'imbrication souvent complexe d'éléments coopératifs (« intégratifs ») et conflictuels (« distributifs »). Ces processus se développent dans des jeux plus ou moins asymétriques d'influence et de pouvoirs ; mais ils s'arrêtent là où seuls jouent les rapports de force, seuil qui le sépare de l'affrontement. [...], la négociation est à mi-chemin entre vaincre et convaincre. »*

⁴⁵ DUPONT C. (1992), "Fondements théoriques de la négociation : dimension et perspective", in RUEGG J., METTAN N., VODOZ L. (dir.), *La négociation : son rôle, sa place dans l'aménagement du territoire et la protection de l'environnement*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, pp. 193-209.

La négociation se range donc sur un continuum partant du conflit pour arriver à un mode de décision consensus⁴⁶ (graphique 9).



Source : Vodoz L. (1992)⁴⁷.

Figure 1 : La négociation : entre affrontement et consensus

De cette définition ressort l'enjeu fondamental de toute négociation, à savoir le rapprochement d'intérêts divergents voire contraires dans un souci de conciliation et de maximisation du profit individuel. Le rapprochement entre les principes « intégratifs » et les principes « coopératifs » nous permet de montrer que cette définition fait clairement référence à l'analyse de R. E. Walton et R. B. McKersie (1965)⁴⁸ qui décrit la négociation non plus seulement comme une procédure aboutissant au choix d'une solution mutuellement acceptable, mais également comme un mécanisme de découverte de cette solution.

L'un des apports majeurs de ces deux auteurs réside dans l'analyse des effets potentiels de la présence d'incertitude radicale sur la négociation. En effet, ce contexte informationnel peut stimuler la mise en œuvre d'un apprentissage collectif, et ainsi mener à la construction d'issues originales et plus satisfaisantes pour l'ensemble des acteurs concernés. Les critères nécessaires à la réalisation de cette forme de coopération sont les suivants : la convergence des intentions des participants ; la réduction de l'asymétrie informationnelle par

⁴⁶ La décision par consensus se définit par une situation où les protagonistes mettent entre parenthèses leurs intérêts et unissent leurs efforts dans l'objectif spécifique d'obtenir la meilleure solution.

⁴⁷ VODOZ L. (1992), «Enjeux et limites du recours à la négociation», in RUEGG J., METTAN N., VODOZ L. (dir.), op. cit.

⁴⁸ WALTON R.E. et McKERSIE R.B. (1965), *A behavioral theory of labor negotiations : an analysis of a social interaction system*, McGraw-Hill.

le recours à des moyens de communication efficaces et par le décodage des informations ; la présence d'un certain degré de confiance dès le début du processus.

Ainsi, dans le cas d'un paysage défini comme un bien commun et une externalité positive, se posent des réflexions en terme d'intérêt personnel et d'ordre moral. Ce constat nous amène à l'idée que la confrontation entre les agents concernés par le paysage peut conduire à un domaine de choix plus large et assurer ainsi une meilleure acceptabilité de l'issue du processus décisionnel⁴⁹. La réalisation de cet effet procédural (Van Den Hove, 2000)⁵⁰ va toutefois résulter de l'intensité de ces conflits. La question est alors de déterminer les critères permettant de dépasser ces conflits.

La mise en œuvre de certains principes de négociation peut inciter à l'adoption de comportements plus coopératifs. Ainsi, R. Fisher et W. Ury dans leur ouvrage de 1981⁵¹ devenu une référence dans le domaine de l'usage de la négociation, déterminent un ensemble de critères pratiques, combinaison d'éléments descriptifs et prescriptifs, sur la manière de « bien négocier ». Quatre grandes règles ont été avancées, concernant successivement les acteurs (i), les intérêts (ii), les solutions (iii) et les critères objectifs (iv) :

(i) « *Traiter séparément les questions de personnes des problèmes de fond* » : ce critère concerne les rapports interindividuels et permet d'empêcher que de mauvaises relations ne gênent le processus de négociation. Dans ce but, il faut que :

- chaque acteur saisisse les perceptions des autres protagonistes concernant la ressource, objet de la négociation et la manière dont elle est gérée. Il devra également prévenir tout procès d'intention⁵²,

- les réactions affectives soient tolérées,

- lors de la discussion, les informations transférées doivent être compréhensibles, encodées et décodées par une écoute attentive et faire l'objet d'une rétroaction destinée à certifier qu'elles ont été comprises.

⁴⁹ Cet aspect sera de nouveau abordé lorsque nous évoquerons la question de l'opportunité de recourir à une démarche participative, les jurys de citoyens, pour informer le processus décisionnel (dernier chapitre).

⁵⁰ VAN DEN HOVE S. (2000), "Approche participative pour la gouvernance en matière de développement durable", *Cahiers du C3ED*.

⁵¹ FISHER R., URY W. (1981), *Getting to yes : negotiating agreement without giving in*, Boston, Houghton Mifflin.

⁵² Il est par exemple nécessaire que soient dépassés certains problèmes relationnels antérieurs (entre agriculteurs et associations de protection de l'environnement par exemple).

(ii) « *Se concentrer sur les intérêts en jeu et non sur les positions* » : lors d'une négociation portant sur des problèmes de dégradation d'un paysage, un agriculteur peut rester sur ses positions et refuser de changer ses pratiques, alors que le représentant d'une commune située à proximité peut refuser d'engager lui-même les mesures nécessaires. Une telle situation entraîne la nécessité d'identifier les intérêts respectifs en jeu de façon à ce que les parties en présence comprennent les raisons des positions défendues ou du refus d'accepter certaines solutions. La reconnaissance du bien-fondé des intérêts de chaque partie est primordiale pour que les participants trouvent une issue satisfaisante.

(iii) « *Etudier des solutions susceptibles d'apporter un avantage mutuel* » : à ce stade de la négociation, il faut éviter que la solution considérée comme « évidente » ne soit choisie de manière hâtive et que l'on se retrouve dans une logique de négociation où la dimension « distributive » domine. Pour ce faire, R. Fisher et W. Ury (1981)⁵³ proposent de distinguer « l'activité créative » et « l'activité critique ». La première correspond à l'inventaire du plus grand nombre de solutions, comportant ou non des faiblesses. La deuxième phase permet de sélectionner les solutions les plus prometteuses, puis de les approfondir. On choisit alors les meilleures au regard de tous les protagonistes.

(iv) « *Obtenir une adhésion réciproque au principe que les divergences doivent être réglées sur la base de critères objectifs* » : en présence d'une divergence sur l'issue, les participants doivent faire abstraction de leurs conflits et s'en remettre à des critères « exogènes » qui permettront de décider. Ce critère peut être une référence morale, mais également légale ou encore le recours à l'avis d'un expert extérieur. L'adhésion à des critères objectifs présume qu'une « sous-négociation » ait eu lieu. Or pour la réaliser, « *il faudra bien supposer acceptées la plupart des règles de la négociation [intégrative], et notamment la confiance, la bonne foi, la reconnaissance d'intérêt commun, et la priorité donnée aux solutions créatives* »⁵⁴.

De manière générale, cette analyse prescriptive ne s'adapte pas à toutes les situations. Il s'agit alors davantage d'inciter les parties en présence à se référer, éventuellement après des ajustements appropriés à la situation, à ces règles « déontologiques ». Cette approche, en mettant l'accent sur la force coopérative de la négociation, vient parfaire les développements

⁵³ FISHER R., URY W. (1981), op. cit.

⁵⁴ DUPONT C. (1994), *La négociation*, Dalloz, p. 134.

théoriques plus formalisés étudiés dans le chapitre précédent. Le paragraphe suivant se propose de préciser la nature des procédures d'élaboration des CTE collectifs.

2 – Le processus d'élaboration des CTE collectifs

Si le CTE est toujours souscrit individuellement par chaque agriculteur, il peut faire l'objet d'une démarche collective : on parle alors de projet collectif CTE. Dans ce cadre, les agriculteurs sont invités à se regrouper pour engager une réflexion préalable sur leur territoire ou au sein de leur filière de production pour préparer un contrat-type qui sera ensuite proposé aux agriculteurs concernés. Les porteurs de projets collectifs peuvent être très divers : chambre d'agriculture, ADASEA, associations de développement rural, coopératives, groupements d'agriculteurs, collectivités locales, structures de coopération intercommunale, pays, parcs nationaux, naturels régionaux, établissements d'enseignement agricole... Ensuite, il s'agit d'initier une démarche de projet, de la dynamiser et de l'accompagner en y associant les autres acteurs/partenaires du territoire. Les porteurs de projets collectifs coordonnent l'ensemble de la démarche : ils initient, élaborent et organisent le projet collectif puis accompagnent la mise en œuvre des CTE individuels. Ils peuvent, si besoin, s'attacher les services d'autres partenaires. Des crédits d'animation peuvent leur être attribués pour faciliter la préparation du projet (le diagnostic territorial, l'animation des groupes de travail, la préparation du contrat-type CTE, la mise en œuvre et le suivi du projet collectif...). Une priorité est donnée aux initiatives soutenues, financièrement ou non, par les collectivités territoriales.

Les différentes étapes d'élaboration d'un projet collectif CTE sur un territoire sont les suivantes (les démarches peuvent varier d'un département à l'autre mais on retrouve généralement les trois étapes suivantes) :

- *Elaboration d'une déclaration d'intention* : il s'agit d'un document administratif qui identifie les grandes lignes du projet : description des enjeux du territoire, nombre d'agriculteurs susceptibles de s'associer dans la démarche, budget prévisionnel... Cette déclaration est déposée à la DDAF puis soumise pour avis à la Commission Départementale d'Orientation de l'Agriculture (CDOA).

- *Elaboration d'un contrat-type* : le porteur de projet élabore alors, après concertation avec les partenaires, un contrat-type constitué de deux volets (économique et

environnemental), regroupant des mesures obligatoires ou optionnelles, répondant aux objectifs fixés. Ce contrat-type fait l'objet d'un arrêté préfectoral, après avis de la CDOA.

- *Accompagnement des contrats individuels* : le porteur de projet collectif agréé prend en charge l'organisation et la conduite de l'élaboration des CTE induits par son projet : il peut organiser des réunions d'information sur les CTE et sur la démarche collective, accompagner les agriculteurs dans la formulation de leur projet, faire le point avec l'exploitant sur son CTE au cours de l'engagement...

Dans la logique qui a présidé à la création des CTE, il s'agit, pour les responsables de projets collectifs, de faire émerger des programmes qui, tout en confortant les dimensions économique et relative à l'emploi des exploitations, renforcent les services de nature sociale et environnementale rendus au territoire. Pour y parvenir, il faut qu'un dialogue s'instaure entre les agriculteurs et les autres acteurs locaux afin qu'ils définissent ensemble des objectifs et établissent les modalités permettant de les atteindre.

Au préalable, cela nécessite un important travail d'information et de sensibilisation pour motiver les différents acteurs à s'impliquer dans la démarche. Auprès des agriculteurs, ce travail portera en particulier sur les possibilités concrètes offertes par le CTE, sur la nature des projets qu'ils pourront développer, sur les modalités pratiques de leur mise en œuvre... Pour cela, les porteurs de projets peuvent s'appuyer sur les structures professionnelles ou de développement local comme sur les centres de formation de l'enseignement agricole. Auprès des partenaires et des autres acteurs du territoire, l'information insistera sur les différents types de services dont l'émergence sera favorisée par le CTE, sur les partenariats susceptibles d'être mis en place tout au long de la démarche, sur les échanges et participations possibles en termes de compétences, d'expertises, de financements...

Dans de nombreux territoires, il existe déjà des dynamiques locales et des projets autour de l'emploi, de la qualité de vie, de la qualité des produits, de l'environnement... Des élus, des associations locales et des structures socio-économiques mais aussi des agriculteurs travaillent sans doute déjà à ces questions, tout en cherchant davantage de cohérence et d'efficacité à leurs actions. Les porteurs de projets collectifs devront recenser ces initiatives et les idées encore en gestation pour renforcer la concertation et la coordination locale et in fine, les objectifs des CTE. A l'issue de cette phase de repérage des actions en cours ou en devenir, les responsables aideront les groupes d'agriculteurs à déterminer comment décliner ces enjeux

ruraux en enjeux agricoles. Ainsi, des projets collectifs CTE peuvent venir renforcer les propres programmes d'actions mis en place par les collectivités. Par exemple, pour faire face à des problèmes de friches, d'embroussaillage, d'entretien des berges ou de murets, les collectivités locales peuvent faire appel à des prestataires de services (entreprise privée, groupement d'employeurs...). La mise en place d'un projet collectif CTE permet d'intervenir sur les espaces des exploitations agricoles (ayant souscrit un CTE), la collectivité prend en charge des espaces situés en dehors des exploitations. Et dans de nombreux autres domaines, les exemples montrent tout l'intérêt de favoriser les synergies entre les projets collectifs CTE et les autres projets de territoires (parcs naturels régionaux, pays, programme d'action Leader... ou plus simplement un projet intercommunal).

Dans de nombreuses situations, on observe déjà une volonté plus ou moins partagée de réorientation, de diversification de la production agricole, voire de création de nouvelles activités ou de services. Ainsi, pour certaines productions, la nécessité de s'adapter au marché suppose que l'agriculteur soit à l'écoute du consommateur, de plus en plus demandeur de produits de qualité, pour apporter des réponses diverses et adaptées en termes d'identification de sa production par des signes de qualité, de commercialisation en circuits courts, de démarche de filière... Ces réflexions peuvent permettre d'enclencher une dynamique collective, de cristalliser le groupe autour d'un centre d'intérêt commun car un projet collectif peut partir d'un besoin latent, même mal identifié. Pour le porteur de projet collectif, il s'agit de mettre en œuvre des moyens d'animation de groupe pour susciter l'envie de travailler et de « produire ensemble ».

Dès lors, il s'agira pour le groupe de s'ouvrir le plus possible et de s'entourer de compétences. En effet, prendre en compte la demande sociale passe par un processus de débat et de dialogue avec les principaux acteurs du territoire. En particulier une concertation s'impose avec les acteurs moteurs de dynamiques locales sur lesquelles le projet CTE veut s'appuyer. La mise en place d'un comité local réunissant agriculteurs et autres acteurs et usagers du territoire est une option permettant de créer les conditions de concertation.

Accompagner la mise en œuvre des CTE suppose également de s'entourer d'une palette variée de compétences permettant de répondre à la diversité des problématiques liées à une triple approche économique, sociale et environnementale, caractéristique de la multifonctionnalité de l'agriculture. Les partenaires économiques, les partenaires techniques

et scientifiques, issus de la recherche, du développement et de la formation pourront apporter leur contribution tout au long de la démarche à travers leurs expertises, leurs savoirs et savoir-faire. Sur certains aspects, quelques associations locales ont également une connaissance très pointue du territoire et développent une réelle expertise dont il serait regrettable de se priver.

Ainsi, dans le Pays d'Ensérune dans l'Hérault, forts des expériences collectives vécues à travers le déroulement d'une opération locale agri-environnementale depuis 1998 et la mise en œuvre de la préfiguration des CTE, les vigneronns ont souhaité élargir la réflexion à tous les acteurs locaux du territoire. La coopérative a considéré que l'outil le plus adapté à cette démarche était un comité de pilotage comprenant les acteurs locaux et les différentes administrations motivées par ce projet. Les différents acteurs de la société civile (agriculteurs, associations environnementalistes, groupements de producteurs, coopérative vigneronns du Pays d'Ensérune...) associés aux représentants des différentes administrations ont donc constitué un comité de pilotage. Celui-ci s'est réuni pour la première fois le 6 janvier 1999 sur l'initiative du président des vigneronns, sous la présidence du directeur de la DDAF de l'Hérault. Ce comité de pilotage a permis :

- de mettre en communs les points de vue et les objectifs de tous les acteurs du Pays d'Ensérune afin de définir les enjeux pour le territoire,
- de faire l'état des différents travaux déjà menés sur le territoire qui ont servi de base au diagnostic territorial et d'identifier les travaux complémentaires nécessaires à la mise en œuvre de ce projet,
- d'arrêter des principes de base qui guideront la mise en place des mesures,
- de prendre l'engagement d'être le porteur du CTE collectif Pays d'Ensérune et donc d'en assurer l'animation et le suivi durant la période de cinq ans.

Six réunions des trois groupes de travail constitués autour des principaux enjeux du territoire et trois réunions de l'ensemble des participants aux groupes de travail ont permis, sur la base d'un diagnostic général et des compétences de chacun, de déterminer les orientations générales formant le projet global CTE Pays d'Ensérune. Les projets individuels d'exploitation seront construits en fonction de ces éléments, deux mesures sont cependant obligatoires afin d'assurer la cohérence du projet individuel avec le projet collectif, la mesure « entretien des abords de parcelles » et la mesure « traçabilité ».

Dans une approche déconcentrée et territorialisée, le CTE peut être, pour les élus locaux, une des clefs de la contribution de l'agriculture à l'aménagement du territoire. Comme les CTE poursuivent des objectifs de développement individuel qui répondent aux enjeux et aux finalités du territoire, les collectivités et institutions territoriales, mais également d'autres partenaires, les agences de l'eau, l'Office national de la chasse par exemple, peuvent être intéressés et participer en partie à leur financement. Le porteur de projet doit savoir les mobiliser et les impliquer le plus tôt possible. La mise en place d'un comité local de concertation permet d'intégrer les demandes des collectivités territoriales et facilite leur éventuelle participation économique.

Ainsi, une procédure de CTE collectif cherche à réunir un ensemble d'acteurs, certains produisant des externalités positives, ne disposant pas des mêmes connaissances à propos du paysage concerné, des mêmes valeurs et des mêmes intérêts. Leur participation, sous la forme d'échanges et de confrontations, peut favoriser l'internalisation des externalité et le dépassement de l'ensemble des divergences

B - L'approche contractuelle : une conciliation des usages agricoles et de la préservation des paysages

1 – Un processus multiforme

Le diagnostic de territoire révèle la nature des dysfonctionnements à l'origine des mesures mises en œuvre dans le cadre des CTE collectifs territoriaux. Mais quelle que soit la nature des problèmes rencontrés, la structure des dossiers reste en général identique. On retrouve notamment les objectifs de gestion définis dans le cadre du Règlement de Développement rural (RDR) et du Plan de Développement Rural National (PDRN). Néanmoins, malgré la ressemblance apparente des contrats-types, les CTE ne découlent pas tous de la même procédure d'élaboration.

L'identification de questions spécifiques aboutit à l'élaboration d'un diagnostic sur les problèmes du paysage considéré et la définition d'un ensemble d'objectifs d'aménagement. Cette étape réalisée, il sera alors possible d'organiser au niveau local, des débats centrés sur la recherche d'actions pertinentes susceptibles d'apporter des réponses cohérentes aux objectifs

fixés. Cette seconde phase s'accompagne de la manifestation de plusieurs types de conflits, dont l'intensité va différer selon les situations.

Les premiers conflits qui vont apparaître sont d'ordre cognitif (Duane, 1997)⁵⁵. Ils découlent du fait que les agents concernés n'ont pas la même perception ni la même compréhension de certains phénomènes. Les caractéristiques de leur terrain d'action habituel constituent un facteur explicatif des divergences dans l'estimation des problèmes. Celles-ci peuvent être également expliquées par l'existence de différentes formes de connaissances : par exemple, l'administration donnera une appréciation technique de la qualité du paysage alors que l'agriculteur mobilisera ses connaissances issues de son expérience de terrain. La gestion de ce type de conflits est une étape essentielle à celle concernant la construction collective des solutions. R. Fisher et W. Ury (1981)⁵⁶ ont présenté des règles adaptées aux situations concrètes de décision et qui peuvent favoriser l'émergence d'une conception et d'une légitimation collectives des problèmes à résoudre. Elles semblent également capables de réduire les autres formes de conflits.

Ces derniers peuvent également apparaître sous la forme de conflits de valeur – doit-on ou non mettre en place telle ou telle action d'aménagement ? – et par des conflits d'intérêts. Par exemple, certaines opérations de préservation et d'entretien du paysage, bien que considérées comme nécessaires à l'amélioration de la qualité du paysage envisagé par l'ensemble des acteurs, peuvent conduire à une répartition inégale des coûts et des bénéfices, ces derniers profitant davantage aux usagers. Le problème de l'horizon temporel constitue un autre facteur d'explication de la divergence entre les intérêts des différents acteurs. L'application d'une procédure de CTE collectif territorial nécessite une période de temps relativement longue – la durée d'élaboration (diagnostic, définition des mesures-types...) peut être de plusieurs mois et la mise en œuvre s'inscrit dans une programmation budgétaire sur cinq ans. Se pose alors le problème de l'implication durable des acteurs, dont l'une des particularités est de ne pas posséder les mêmes horizons temporels. Ainsi, par exemple, les associations de protection de l'environnement vont s'adapter à une logique d'action s'inscrivant dans le long terme. En revanche, les élus de certaines collectivités locales vont disposer d'une période de temps plus courte, les amenant à favoriser des opérations plus en

⁵⁵ DUANE T.P. (1997), "Community participation in ecosystem management", *Ecology Law Quarterly*, vol. 24, pp. 771-797.

⁵⁶ FISHER R., URY W. (1981), op. cit.

rapport avec les bénéficiaires électoraux escomptés. Ce résultat peut être à l'origine de paralysies lors de l'élaboration d'une procédure de CTE collectif.

L'un des objectifs de l'approche concertée et décentralisée est de réduire ces différentes formes de conflits, en favorisant l'adoption de comportements plus consensuels. Il n'en reste pas moins que cet enjeu demeure partiel. Des conflits d'intérêt entre certains agents vont persister, aboutissant à des situations de blocage⁵⁷. De même, la permanence d'asymétries dans les rapports de force et d'asymétries de l'information (pouvant créer des comportements opportunistes) va peser sur l'évolution du processus d'élaboration. La procédure associe des acteurs très différents : des agriculteurs, des collectivités, des chasseurs, des professionnels du tourisme, des associations de protection de la nature... Le poids de leurs arguments respectifs n'est pas équivalent.

Deux situations opposées peuvent apparaître. D'une part, toutes les procédures d'élaboration des CTE collectifs ne vont pas nécessairement conduire à l'apparition d'un véritable dialogue ; la confrontation des valeurs, des objectifs ou encore des intérêts va être restreinte. Dans ces conditions, le contrat ne permet pas d'arriver à une mobilisation collective autour de la gestion d'un paysage et constitue un simple cadre structurant opportun, un instrument d'accélération de mise en concordance de certains acteurs qui, « *à un moment donné, rencontre les préoccupations de certains acteurs* » et aboutit à « *la juxtaposition de solutions spécifiques adaptées à divers problèmes sectoriels identifiés sur le territoire* » (Salles et Zelem, 1998, p. 32)⁵⁸.

D'autre part, certains contrats vont se définir par des processus actifs de recherche collective de solutions. Ainsi, l'inscription de la procédure des CTE dans le cadre plus global du PDRN peut favoriser l'entente des acteurs publics et privés et l'adoption de comportements plus coopératifs lors de la conception des contrats : il peut s'agir de préserver, de restaurer et de valoriser le patrimoine paysager des communes, afin de renforcer l'attractivité du territoire ou encore de mettre en place un projet de valorisation touristique. Le paysage est perçu comme un vecteur de développement local. Ce constat rejoint la position de

⁵⁷ La situation où l'affrontement conduit à la reddition de l'acteur le plus faible nous semble peu probable à l'occasion d'un CTE collectif, l'adhésion à la procédure étant de nature volontaire.

⁵⁸ SALLES D., ZELEM M.C. (1998), op. cit.

D. Salles et M. C. Zelem (1998)⁵⁹ qui montrent que l'élargissement de la problématique aux questions d'aménagement du territoire a pour conséquence d'être plus mobilisateur et de favoriser la réalisation d'un accord commun sur les priorités en matière de gestion du paysage. Ce résultat permet de souligner le rôle central des collectivités territoriales dans le dispositif des CTE collectifs : on peut en effet constater que leur participation se traduit généralement par une implication active (souvent sous la forme de structures intercommunales).

La procédure d'élaboration de CTE collectifs territoriaux représente une étape dans l'établissement d'une responsabilisation de l'ensemble des acteurs concernés par le problème d'un paysage donné. Néanmoins, l'évolution de la nature des relations entre ces différents protagonistes va résulter du respect des règles collectivement établies. Dans la mesure où ce dispositif s'avère être un contrat de type incomplet, il convient de déterminer les mécanismes qui vont permettre la réalisation de cet objectif.

2 – Les conditions favorables à l'engagement des acteurs

De la phase d'élaboration que nous avons décrite, découle la rédaction d'un acte formulé publié (Lascoumes et Valluy, 1996)⁶⁰ : le contrat-type. Regroupant toutes les mesures-types, combinant elles même toutes les actions et leur cahier des charges, il formalise le projet élaboré collectivement au plan local. Présenté à la CDOA, il fera l'objet d'un examen visant à vérifier sa cohérence interne, son adéquation avec les priorités départementales, sa pertinence territoriale et son cadrage avec les orientations nationales et la réglementation communautaire relative au PDR et aux programmes régionaux relevant de l'objectif 2. Il est agréé par le Préfet. L'exhaustivité n'est généralement pas recherchée. De même, le contrat type peut être évolutif. Les porteurs de projets, force de proposition, pourront suggérer la modification de son contenu, chaque année, par l'adaptation des mesures types qui le composent en fonction des priorités définies au plan local, de l'évaluation ainsi que des moyens alloués aux CTE. Lors de la phase de mise en œuvre, il est attendu que les agriculteurs respectent les termes de l'accord. Nous ne disposons pas à l'heure actuelle d'un recul suffisant et de données spécifiques sur l'évaluation des CTE collectifs territoriaux. Toutefois, on peut raisonnablement penser que les actions réalisées peuvent diverger des

⁵⁹ SALLES D., ZELEM M.C. (1998), op. cit.

⁶⁰ LASCOUMES P., VALLUY J. (1996), op. cit.

actions programmées dans le contrat initial, en raison de défection d'agriculteurs, d'avenants, de nouvelles actions...

Sans réellement pouvoir évaluer leur efficacité respective, plusieurs mécanismes peuvent venir à notre avis influencer sur le comportement des différents acteurs concernés⁶¹ :

- *La qualité de l'animation* : destiné à déterminer les améliorations à apporter aux processus, à déceler les problèmes d'harmonisation éventuels, à favoriser les débats et à poursuivre le dialogue entre les différents acteurs, le comité régional de suivi et d'évaluation ne se réunira qu'une fois par an (fréquence des réunions trop faible). L'efficacité du système comme sa légitimité impliquent qu'il existe un contrôle vigilant des accords prévus par le contrat, l'objet de ce contrôle étant de vérifier si l'intérêt collectif auquel s'accroche le contrat – c'est-à-dire la multifonctionnalité de l'agriculture – a été pris en compte par les clauses du contrat et mis en œuvre par l'agriculteur au cours de l'exécution de cet acte. A cet effet, la loi et les règlements définissent de façon précise le pouvoir de contrôle de l'administration, ainsi que les sanctions encourues par l'agriculteur lorsque ce dernier ne respecte pas ses engagements. La mise en œuvre de ces contrôles administratifs et sur sites soulève d'importantes difficultés. Ces vérifications ne sauraient cependant suffire à elles seules pour assurer le contrôle démocratique des CTE. En organisant la mise en œuvre sous la forme d'apports techniques, d'informations sur l'avancée des travaux sous la forme de réunions ou de journaux..., l'animateur, en tant que tiers extérieur, est censé maintenir la mobilisation des différents maîtres d'ouvrage impliqués dans la procédure ;

- *La qualité de la procédure d'élaboration* : un processus faiblement participatif semble davantage susceptible de mener à des situations de blocage, la croyance étant que l'acceptabilité du résultat d'un processus décisionnel est fortement liée à la légitimité que les différents acteurs attribuent au processus lui-même (Van Den Hove, 2000)⁶². De plus, et conjointement, il semble nécessaire voire indispensable que l'arrangement ne concerne pas des personnes ou des institutions absentes lors du processus d'élaboration (riverains notamment) ;

⁶¹ KAZENWADEL G., VAN DER PLOEG B., BAUDOUX P. et HÄRING G. (1998), "Sociological and Economic Factors Influencing Farmers' Participation in Agri-environmental Schemes", in DABBERT S., DUBGAARD A., SLANGEN L. and WHITBY M. (eds.), *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*, CAB International.

⁶² VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit.

- *La qualité de l'engagement des partenaires financiers publics* : les financeurs publics doivent honorer leurs engagements, même si le niveau des primes peut être révisé à la baisse ;

- *La réputation* : par exemple, certains agriculteurs relativement importants sont clairement reconnus par la population locale et les effets de leur activité sur le paysage et l'environnement sont connus des pouvoirs publics. Ces agriculteurs entretiennent souvent des contacts réguliers avec ces derniers. La propagande qui entoure l'engagement des exploitations au sein du dispositif de contractualisation constitue un mécanisme efficace ;

- *L'expérience passée* : il est légitime de penser que « *les bonnes relations passées et l'intérêt de les renouer feront qu'il n'y aura pas de rupture des engagements pris, qu'il y aura fidélité* » (Servet, 1994, p. 45)⁶³. Le CTE, comme processus de responsabilisation des acteurs concernés par les problèmes liés à paysage spécifique, représente un instant dans l'histoire du territoire considéré. L'apparition et la pérennité de rapports reposant sur des règles négociées, plus propices à la qualité du paysage, ne peuvent être appréhendées qu'en relation avec le contexte que le contrat prolonge et/ou conduit à transformer. La préexistence de diverses opérations de coopération réussies, sur le territoire du CTE est susceptible de contribuer au respect de l'engagement commun. Ces expériences ont notamment pris la forme de mesures agri-environnementales (OLAE, PDD...). La décision d'adopter un comportement de coopération peut être en partie expliquée par l'existence d'antécédents communs. Ce constat nous ramène aux développements de T. C. Schelling (1960)⁶⁴ sur la notion de point focal⁶⁵.

Évidemment, le poids de « l'histoire » peut également se traduire par la présence d'un certain degré de méfiance, et justifier l'échec du processus voire le manque total de coopération. L'appréhension peut également provenir du rejet des petites collectivités locales de subir de nouvelles contraintes réglementaires, contraintes ressenties comme une perte de

⁶³ SERVET J.M. (1994), "Paroles données : le lien de confiance", *Revue du M.A.U.S.S.*, n°4, pp. 37-56.

⁶⁴ SCHELLING T.C. (1960), *The strategy of conflict*, Harvard University, Oxford University Press.

⁶⁵ Il peut être rapproché de la « culture d'entreprise » invoquée par D. KREPS (1990) et peut être définie « comme un ensemble de valeurs, de façon de penser et de croyances communes quant à la manière dont les choses peuvent être réalisées. » (NICOLAÏ et TOSI, 1999, p. 268). KREPS D.M. (1990), "Corporate culture and economic theory", in ALT J. and SHEPSLE K. (eds.), *Perspectives on political economy*, Cambridge University Press ; NICOLAÏ R., TOSI G. (1999), "Confiance et bureaucratie", in LEROUX A., MARCIANO A. (dir.), *Traité de philosophie économique*, De Boeck Université.

souveraineté au profit d'instances administratives pas nécessairement estimées comme légitimes.

Parmi les critères déterminés, nous avons mis en avant le rôle joué par la confiance dans le mécanisme contractuel. En ce sens, on retrouve l'idée de K. Arrow (1976)⁶⁶ selon laquelle la confiance aide à la poursuite de différents modes de coordination existant. Pour confirmer cette intuition, il pourrait être utile de regarder quelles formes de médiations sociales vont générer la production de confiance (Orlean, 1994 ; Thannberger-Gaillarde, 1997)⁶⁷. On pourrait par exemple, analyser sur un territoire où la pérennité de la qualité du paysage est assurée sur la base d'une concertation décentralisée, le type de confiance observé (confiance non réciproque, partagée, mutuelle), quels sont les acteurs engagés (institutions, élus locaux, associations...) et comment les rapports de confiance évoluent. Mais ce thème de recherche déborde le cadre de notre travail.

Une autre proposition de recherche peut être envisagée. Les décisions d'aménagement concernant un paysage vont dépendre d'un jeu entre des acteurs à intérêts divergents. Dans une situation où l'on cherche à garantir la gestion équilibrée et globale d'un paysage, l'évaluation coûts-avantages peut proposer des critères permettant d'asseoir le processus de décision sur des fondements objectifs. Une autre forme de relation apparaît alors nécessaire : la confiance des acteurs décideurs en l'expertise économique.

CONCLUSION

La Convention européenne du Paysage de 2000 a modifié l'approche de la gestion du paysage. En effet, la ressource est explicitement reconnue comme un patrimoine commun. Or cette notion de patrimoine ne s'accommode pas de la dichotomie traditionnelle entre appropriation privée et appropriation publique. Elle consacre plutôt le principe de l'usage. Les instruments de gestion ont alors pour objectif d'organiser l'appropriation communautaire à une échelle spatiale particulière.

⁶⁶ ARROW K. J. (1976), *Les limites de l'organisation*, Presses Universitaires de France.

⁶⁷ ORLEAN A. (1994), "Sur le rôle respectif de la confiance et de l'intérêt dans la constitution de l'ordre marchand", *Revue du M.A.U.S.S.*, n°4, pp. 17-36 ; THANNBERGER-GAILLARDE E. (1997), *Contrat agri-environnemental et production de bien commun*, Thèse présentée à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat, novembre.

Dispositif central de la Loi d'Orientation Agricole, le CTE est un outil qui vise une réorientation et une adaptation de l'agriculture face aux multiples attentes de la société et aux nouvelles conditions du marché. C'est un contrat fondé sur la reconnaissance de la multifonctionnalité de l'agriculture, c'est-à-dire la capacité des systèmes agricoles à contribuer simultanément à la production agricole et à la création de valeur ajoutée, mais aussi à la protection et à la gestion des ressources naturelles, des paysages et de la diversité biologique, ainsi qu'à l'équilibre des territoires et à l'emploi. Les CTE contribuent donc à la gestion équilibrée et globale du paysage. Toutefois, le CTE est au départ envisagé au niveau de l'exploitation, mais cette conception présente des limites quant à la prise en compte du paysage dans sa globalité. En effet, les CTE sont alors encadrées par des règles élaborées unilatéralement par la puissance publique. Le souci de préciser les orientations définies par les textes et d'assurer la cohérence de la démarche contractuelle avec les projets agricoles départementaux, avec les objectifs des organisations économiques, ainsi qu'avec les politiques locales d'environnement et d'aménagement du territoire ont conduit les acteurs à organiser, sur des territoires prédéterminés, des projets collectifs dans lesquels doit s'insérer le contrat.

Cette procédure peut être assimilée à la conception économique de contrat, dans la mesure où elle a pour objectif de favoriser la définition concertée des obligations de chacun, dans un cadre où préexistent des dispositions administratives et financières incitatives. En replaçant l'entreprise agricole dans une dynamique territoriale, en phase avec les enjeux locaux, le CTE collectif territorial aide à redéfinir le métier d'agriculteur et ses relations à la société. Impliquant et mobilisant un grand nombre d'acteurs, ce dispositif exige engagement, concertation, recherche permanente de cohérence, compromis entre intérêt individuel et collectif, remise en question des pratiques, des comportements et des représentations, échange de savoirs et de compétences. Les acteurs vont alors s'entendre sur un contrat de type incomplet. Le contrat est évolutif et la phase de mise en œuvre est en partie destinée à réviser et ajuster les termes de l'accord initial. Cette phase est indispensable pour garantir la mobilisation durable des acteurs, initiée à l'occasion du processus de définition du contrat – l'existence d'un projet de développement du territoire est davantage susceptible de concilier les intérêts divergents, voire à l'occasion d'autres expériences de coopération passées réussies (mesures agri-environnementales). Cette analyse souligne le rôle de l'histoire commune dans la construction de relations de confiance. Il conviendrait naturellement d'aller au-delà de cette analyse et d'étudier le type de confiance initiée (confiance mutuelle, confiance envers les

institutions...) et de définir le processus de constitution de ce rapport. Malgré l'absence d'évaluation liée au manque de recul sur les CTE collectifs, il semble que le processus de décision en jeu apparaisse parfois faiblement participatif. Les solutions choisies répondent à des besoins prédéfinis. Dans ce cas, il est fort probable que la phase de mise en œuvre s'accompagne de défections et/ou de la manifestation de conflits d'intérêt et/ou d'usage.

En recommandant le recours à cette forme de négociation décentralisée, le législateur vise à créer un sentiment d'appartenance à une communauté territoriale, à établir une forme de gestion commune, davantage adaptée à la nature communautaire et patrimoniale de la ressource. Ce résultat implique qu'un groupe de personnes physiques et/ou morales applique des règles négociées de comportement à une même ressource : « *l'action et la négociation ont aussi pour enjeu la délimitation des parties prenantes se reconnaissant un intérêt à la qualité du milieu et à la solution des problèmes qu'elle pose* » (Ollagnon, 2001, p. 340)⁶⁸. Le dispositif des CTE collectifs territoriaux permet-il d'établir cette forme de gestion ? La diversité des situations empêche de conclure de manière formelle. Par certains aspects, quelques processus s'apparentent à ce type de gestion : l'accord renvoie à une procédure de réflexion collective assez intense et traduit une implication active de certains acteurs – notamment les collectivités locales et les associations de protection de la nature. En revanche, d'autres procédures vont constituer de simples inventaires d'opérations, manifestant une faible implication des acteurs dans la démarche collective.

Le dispositif des CTE collectifs territoriaux ont pour spécificité de faire reposer la gestion équilibrée et globale d'un paysage, sur la base de compromis définis collectivement par un ensemble d'acteurs aux intérêts divergents. L'évaluation économique, en proposant de mesurer la valeur de certaines fonctionnalités du paysage, peut permettre de fonder le processus de décision sur des critères objectifs, et de mener à une répartition plus efficace entre les différentes utilisations possibles. En effet, si cette nouvelle orientation politique peut être considérée comme une « transition » vers de nouveaux rapports entre la société et l'agriculture, plusieurs questions restent en suspens. Les efforts engagés dans le cadre des CTE collectifs territoriaux tendent à favoriser une convergence des points de vue autour de la nécessité de sauvegarder le paysage, mais un certain nombre de pratiques, voire leur absence, reste préjudiciable pour la ressource. Ces nuisances s'accompagnent d'une accentuation des

⁶⁸ OLLAGNON H. (2001), "La gestion en patrimoine commun de la qualité de l'eau dans un bassin", dans FALQUE M., MASSENET M. (dir.), *Droit de propriété, économie de l'environnement*, Dalloz, pp. 325-347.

conflits d'usage. De plus, la production de biens publics, le respect de contraintes collectives, clairement identifiées et modulées en fonction de l'emploi, devront être légitimement rémunérés. Dans ce contexte, l'évaluation économique est une procédure de coordination pouvant faciliter la mise en œuvre d'une gestion concertée. La détermination de la valeur économique totale du paysage agricole doit permettre à la puissance publique d'élargir son rôle de régulateur au-delà de la détermination réglementaire de seuils critiques, en intégrant des valeurs relevant davantage du bien-être (Point, 1998)⁶⁹.

Cette valeur économique totale ou valeur de préservation du paysage est composée de bénéfices d'usage et de bénéfices de non-usage. Nous proposons par la suite une estimation monétaire de la valeur de préservation par l'intermédiaire de l'évaluation contingente. Le choix de cette méthode repose comme nous allons le montrer dans la section suivante sur la nécessité de prendre en compte les valeurs de non-usage liées au paysage.

⁶⁹ POINT P. (1998), "La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique", Economie Publique, 1 (1), pp. 13-45.

Section 2 : Analyse et bilan des différentes méthodes d'évaluation appliquées au paysage

La section précédente nous a permis de présenter le contexte dans lequel va intervenir la mise en œuvre de l'évaluation monétaire du paysage. En effet, la politique de préservation du paysage s'inscrit dans un projet plus global de prise en compte de l'environnement par l'agriculture. Le Plan de Développement Rural National avec les MAE et les CTE, répond aux exigences de la société actuelle en matière environnementale. Dans ce cadre, la préservation du paysage sur le Plateau de Millevaches correspond à une amélioration qualitative du milieu naturel. Cette amélioration présente une valeur d'usage et une valeur de non-usage pour les individus. L'une des premières conditions pour que ces bénéfices deviennent tangibles est que certains usagers adaptent leurs pratiques aux contraintes imposées par le programme. Or malgré les efforts engagés dans le cadre des CTE collectifs territoriaux, des difficultés perdurent. Dans ce contexte l'évaluation économique est une procédure de coordination d'intérêts divergents. L'utilisation d'une valeur monétaire, même approximative, apparaît comme une condition de préservation de l'environnement. Elle permet de mesurer les coûts et les avantages des décisions publiques ayant un impact sur l'environnement en pénalisant celles qui ont un impact négatif, et en favorisant celles qui ont un impact positif. Elle permet aussi d'ajuster les politiques d'environnement. De nombreux projets d'intérêt collectif comme les CTE peuvent être entrepris à des fins de production d'avantages environnementaux (amélioration du paysage, de la qualité de l'eau, de l'air...). Ces politiques mobilisent des ressources (travail, capital, ressources naturelle) dans le court et le long terme, elles procurent des avantages à la collectivité concernée (locale, régionale, nationale ou mondiale) mais ceux-ci s'accompagnent inévitablement de coûts. Les conflits relatifs à l'usage de ces ressources nécessitent une coordination que l'évaluation économique peut permettre de réaliser. Il demeure toutefois le risque que les résultats soient instrumentalisés, à l'image des différentes études portant sur l'impact économique de la préservation du paysage. De plus, l'objectif initial n'est pas tant d'assainir les conflits catégoriels locaux que d'alimenter une procédure participative d'aide à la coordination parallèle. Proposer une mesure monétaire des bénéfices véhiculés par le paysage revêt un caractère particulier puisqu'il s'agirait d'améliorer la planification de la ressource par la mise

en œuvre d'une forme de démocratie qualitative (Pearce et al., 1989)¹. Il convient donc de s'interroger sur la pertinence du recours à la monétarisation de l'environnement.

Ces bénéfices n'étant pas valorisés par le marché, leur appréciation monétaire nécessite le recours à des méthodes de valorisation. Plusieurs méthodes s'appuyant sur les demandes des consommateurs, peuvent nous permettre d'estimer la valeur du paysage agricole. Dans un premier temps, nous étudierons deux méthodes indirectes : la méthode des prix hédoniques (*hedonic price model*) et la méthode des coûts de déplacement (*travel cost model*). Ces techniques se basent sur des données issues du marché, c'est-à-dire sur les comportements réels et observables des consommateurs. Etant donné leur caractère indirect, ces méthodes soulèvent de nombreux problèmes : la difficile prise en compte de la valeur du temps, des caractéristiques naturelles du site et le traitement des sites concurrents en sont les principaux. Nous exposerons les principes généraux de ces deux approches ainsi que les limites que l'on peut rencontrer dans le cas d'une évaluation monétaire du paysage agricole.

Dans un second temps, nous présenterons une méthode directe : la méthode d'évaluation contingente (MEC). Le recours à cette méthode est justifié par le fait qu'elle est considérée comme la seule technique permettant d'apprécier monétairement les bénéfices de non-usage. Cet avantage est directement lié au principe de la méthode : par l'intermédiaire d'un questionnaire, l'individu est invité à participer au processus de décision. Il est conduit à associer un prix à une modification hypothétique d'un milieu naturel particulier. Le principe de l'enquête visant à interroger un échantillon d'individus est relativement simple, néanmoins, il est important d'analyser les mécanismes économiques et psychologiques qui permettent de comprendre comment l'individu élabore ses choix, traite l'information et construit son processus de décision. Pour cela, nous étudierons les bases théoriques de la MEC à l'aide de la théorie microéconomique du consommateur.

I – Les méthodes des marchés de substitution

Cette catégorie regroupe deux techniques : la méthode des coûts de transport (MCT) et la méthode des prix hédoniques (MPH). Comme il n'existe pas de marché de la qualité de l'environnement, l'hypothèse sur laquelle reposent ces méthodes est qu'il existe des

¹ PEARCE D., MARKANDYA A., BARBIER E. (1989), *Blueprint for a green economy*, London, Earthcan.

« marchés de substitution » liés à l'environnement où l'observation des comportements des individus révèle indirectement la valeur qu'ils accordent à ces biens. Ceux-ci ont en effet des compléments et des substituts marchands que les individus achètent et consomment, c'est-à-dire pour lesquels ils sont disposés à payer, afin de jouir d'un actif naturel (supporter un coût de transport pour bénéficier d'un espace vert, préférer un bien immobilier à un autre pour des raisons liées à la qualité de l'environnement) ou pour compenser leur perte. Ce sont des techniques de reconstitution d'une demande implicite pour l'actif naturel considéré : le paysage agricole. Les hypothèses du modèle de base des prix hédoniques sont assez fortes et parfois restrictives. Elles seront en partie relâchées avec le modèle des coûts de transport plus sophistiqué. Néanmoins, nous verrons que la méthode est peu adaptée à l'estimation de la valeur hors-marché du paysage agricole.

A – La méthode des prix hédoniques

La méthode des prix hédonistes a d'abord été utilisée pour expliquer le prix des automobiles en fonction de leurs caractéristiques (Adelman et Griliches, 1961)². Son application à l'évaluation des actifs naturels a conduit à la fois à un approfondissement théorique et à une extension de son domaine d'application. Dans une étude innovante, R. G. Ridker et J. A. Henning (1967)³ analysent les effets de la pollution de l'air sur le prix des habitations dans l'agglomération de Saint Louis (dans le Missouri aux Etats-Unis). Ce travail a stimulé de nombreux travaux sur l'interprétation théorique correcte de la relation entre la qualité de l'environnement (air, paysage...) et le prix des habitations (Freeman, 1974 ; Rosen, 1974)⁴. Cette méthode tente d'estimer les demandes individuelles pour les caractéristiques environnementales qui ont la nature de biens collectifs (Cropper et Oates, 1992)⁵.

1 – La méthode générale et son application au paysage

a – Les principes

² ADELMAN I., GRILICHES Z. (1961), " On an index of quality change", Journal of the American Statistical Association, 56, pp. 531-548.

³ RIDKER R.G., HENNING J.A. (1967), "The Determination of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution", Review of Economics and Statistics, vol. 49, pp. 246-257.

⁴ FREEMAN A.M. (1974), "On estimating air pollution control benefits from land value studies", Journal of Environmental Economics and Management, 1, pp. 74-83 ; ROSEN S. (1974), "Hedonic prices and implicit markets : product differentiation in pure competition", Journal of Political Economy, 82, pp. 34-55.

⁵ CROPPER M.L. and OATES W.E. (1992), "Environmental Economics : A Survey", Journal of Economics Literature, juin, pp.675-740.

La qualité de l'air, de l'eau, d'un paysage affecte le prix d'un bien (lieu d'habitation) ou d'un service (travail) car elle entre comme attribut dans la définition du prix. Cette méthode repose donc sur l'hypothèse suivante : la valeur que les individus attribuent à la qualité de l'environnement peut être estimée à partir des sommes monétaires qu'ils consacrent à l'achat de biens intégrant des caractéristiques d'environnement. Elle est donc fondée sur ce que l'on appelle la nouvelle théorie du consommateur développée par Lancaster (1966)⁶ qui conduit à ne plus considérer un bien dans son ensemble mais comme une combinaison de différentes caractéristiques dont le consommateur recherche la combinaison optimale. Les biens ne sont pas homogènes, ils diffèrent selon leurs caractéristiques et leur prix.

La technique des prix hédoniques : « *consiste à rechercher un marché de substitution dans lequel les caractéristiques environnementales sont des attributs de biens ou de facteurs négociés dans la réalité* » (Redeis, 1992)⁷. Le prix d'un bien marchand parfaitement identifiable a pour argument (entre autre) la qualité d'un bien naturel. Les biens immobiliers sont en général privilégiés. Si l'on peut isoler la variable environnement, la différence de prix existant entre des terrains ou des habitations identiques ne se différenciant que par la qualité de l'environnement (qualité du paysage, qualité de l'air, silence...) est imputable à cette dernière. Elle révèle la valeur implicite accordée à l'environnement. Le marché immobilier est supposé à l'équilibre, fonctionnant parfaitement, les individus disposant d'informations parfaites lors de leur choix d'une habitation. La méthode tente alors, d'une part, d'estimer l'influence de l'environnement sur les différences de prix entre les biens immobiliers et, d'autre part, de déterminer la somme que les individus seraient prêts à payer pour améliorer la qualité de l'environnement dans lequel ils vivent⁸. L'établissement de la fonction de prix hédoniques consiste à construire une relation fonctionnelle entre le prix du bien immobilier et ses caractéristiques (surface, localisation, environnement), cette relation dépendant elle-même des caractéristiques socio-économiques des acheteurs (âge, revenu, niveau d'éducation...) Le nombre, le choix des variables ainsi que la forme de la fonction retenue auront une influence sur les résultats. On peut se baser sur l'exemple donné par B. Desaignes et P. Point (1990)⁹.

⁶ LANCASTER K. (1966), "A new approach to consumer theory", Journal of Political Economy, 74, pp. 132-157.

⁷ REDIES T. (1992), *Estimation monétaire des externalités de l'agriculture*, Schriftenreihe Publications, Zurich.

⁸ BROOKSHIRE D.S., D'ARGE C., SCHULZE W.D. and THAYER M.A. (1981), "Experiments in Valuing Public Goods", in SMITH V.K. (ed.), *Advances in Applied Microeconomics*, Greenwich, Connecticut, JAI Press.

⁹ DESAIGUES B. et POINT P. (1990), "L'économie du patrimoine naturel : quelques développements récents", Revue d'économie politique, n°6, pp. 707-785.

Le prix d'un logement h clairement défini est déterminé par l'ensemble de ses caractéristiques :

$$P_h = f_h(L, H, E) \quad \text{pour tout } h$$

Avec :
 L : la localisation
 H : les caractéristiques habitables
 E : les caractéristiques qualitatives environnementales

Chaque individu dispose alors d'une fonction d'utilité qu'il maximise sous contrainte de son revenu :

$$\text{Max } U(x, L, H, E)$$

Sous contrainte de revenu : $Y = px + h(L, H, E)$ où x = l'ensemble des biens consommés.

A l'équilibre, le prix implicite pour une qualité donnée de l'environnement, E_m , est égal au consentement à payer (CAP) pour cette caractéristique :

$$\partial P_h / \partial E_m = 1/\lambda \cdot \partial U / \partial E_m$$

Si l'on insère dans la fonction de coût les valeurs optimales de L , H , et de E , la fonction de coût f_h exprime la valeur, à l'équilibre du consentement à payer. Mais cette fonction ne peut être considérée comme une fonction de demande inverse pour E_m . Tout dépend de l'hétérogénéité des consommateurs et de l'élasticité de la fonction d'offre.

- Si tous les ménages ont les mêmes caractéristiques (revenu, âge, niveau d'étude...) et les mêmes préférences, la fonction de demande est égale au prix implicite marginal.

- Si l'offre est élastique, la fonction de prix implicite peut être considérée comme exogène par rapport aux individus. La quantité E_m demandée sera alors fonction du prix implicite marginal et des caractéristiques du ménage ($\gamma = (\text{revenu, âge, constitution du ménage...})$) : $E_m = f(\partial P_h / \partial E_m, (L, H, E), \gamma)$.

- Si l'offre est rigide, ce qui est le cas de la plupart des biens environnementaux au moins à court terme, le prix implicite payé par chaque ménage dépend des quantités disponibles et de ses caractéristiques : $\partial P_h / \partial E_m = g(E_m, (L, H, E), \gamma)$.

- Si l'offre s'ajuste à la demande, la fonction de demande est estimée par le système d'équations simultanées (fonction d'enchère – fonction d'offre).

Les applications s'arrêtent bien souvent à la première étape, c'est-à-dire au calcul de la fonction de prix implicite sans aller, jusqu'à l'élaboration de la fonction de demande. La seconde étape est en effet plus complexe et nécessite de connaître les quantités disponibles, d'une part, et les caractéristiques des acheteurs, d'autre part (Michalland et Vollet, 1999)¹⁰. Ainsi, D. W. Pearce et A. Markandya (1989)¹¹ précisent que pour déterminer la part d'un attribut particulier dans la fonction de prix hédonique, il faut introduire toutes les variables potentiellement explicatives dans l'analyse de régression sous peine d'obtenir des résultats biaisés. La demande de qualité de l'environnement dépend de ce prix implicite mais celui-ci, découlant des données du marché, peut différer du consentement à payer des agents. Ce dernier peut être précisé en reliant le prix implicite de la qualité de l'environnement aux caractéristiques socio-économiques des agents.

b – Quelques exemples d'application

Les applications au monde rural sont relativement rares. Pourtant, un certain nombre d'éléments incite à penser que le prix de l'immobilier dépend, dans des proportions non négligeables mais encore très rarement estimées, des qualités environnementales de l'espace rural environnant. De nombreux facteurs autres que ceux directement liés aux activités sylvicoles et agricoles expliquent les variations du prix de l'immobilier et de l'offre (nombre de transactions). L'ensoleillement, la proximité à un lac jouent de toute évidence un rôle primordial. L'accessibilité par rapport à certains services publics ou privés est également essentielle (Gofette-Nagot, 1994). L'objectif de la méthode est d'estimer la part respective de chacun de ces principaux facteurs dans l'attractivité d'un territoire et donc dans le consentement à payer des consommateurs pour chacun d'eux.

¹⁰ MICHALLAND B., VOLLET D. (1999), "Utilisation de la méthode des prix hédonistes pour l'évaluation des aménités agricoles et forestières", *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 51, pp. 42-64.

¹¹ PEARCE D.W. et MARKANDYA A. (1989), *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris.

Nous pouvons citer notamment E.L. David (1968)¹² qui utilise la méthode pour mesurer la valeur attachée à la proximité d'un lac pour une parcelle de terrain. Dans cette perspective, la valeur d'un logement sera fonction du paysage qu'il permet d'observer, ce qui justifie qu'un promoteur vendra deux logements identiques dans le même immeuble à des prix différents selon que la vue sera « imprenable » ou « bouchée ». On suppose que le prix représente le consentement à payer pour obtenir une localisation qui offre un paysage plus agréable. La méthode se propose d'évaluer la part imputable au paysage observable depuis le logement, dans le prix de ce logement. On utilise pour ce faire les techniques économétriques de régression : on régresse les prix de différents logements sur leurs caractéristiques dont une sera l'environnement. Les coefficients des variables représentant les caractéristiques indiquent la désirabilité de celles-ci, la dérivée de la fonction par rapport à la variable « paysage » fournit le prix implicite du paysage.

Cette méthode a été utilisée de nombreuses fois, notamment en 1994, dans le cas des paysages agricoles¹³. Pour cette étude, le marché substitut retenu est celui de la location de gîtes ruraux. Ce choix se justifie du fait que le bien considéré se trouve en milieu rural, il est donc en contact direct avec l'effet environnemental que l'on cherche à estimer. La demande du bien « gîte rural » est vraisemblablement influencée par les paysages agricoles : les locataires de gîtes ruraux sont intuitivement sensibles au cadre rural et naturel qui les entoure. La technique utilisée pour isoler cet effet est de modéliser la formation du prix d'un gîte rural en essayant d'isoler les variables représentatives des paysages agricoles, d'autres variables explicatives telles que le confort, l'accessibilité aux activités de loisirs ou aux sites culturels... D'autres exemples d'application de la méthode des prix hédonistes au paysage peuvent être cités : l'estimation des aménités offertes par l'agriculture et la forêt (Le Goffe, 1996)¹⁴ ou encore l'estimation de certaines caractéristiques du paysage dans le centre de l'Angleterre (Garrod et Willis, 1992)¹⁵. Dans une étude de 1995, S. W. Hamilton et G. M. Schwann¹⁶ montrent que les lignes à haute tension ont un effet sur le prix des habitations (dans la région

¹² DAVID E.L. (1968), "Lake shore property value : guide to public investment in recreation", Water Resource Research, 4, pp. 697-707.

¹³ MINISTERE de l'ECONOMIE (1994), *Valeur des paysages agricoles et tourisme rural*, synthèse de l'étude de A. JACQUES (Université de Toulouse), Direction de la Prévision, Paris.

¹⁴ LE GOFFE P. (1996), "La méthode des prix hédonistes : principes et application à l'évaluation des biens environnementaux", Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales, 39-40, pp. 179-198.

¹⁵ GARROD G.D., WILLIS K.G. (1992), "Valuing good's characteristics : an application of the hedonic price method to environmental attributes", Journal of Environmental Management, 34, pp. 59-76.

¹⁶ HAMILTON S.W., SCHWANN G.M. (1995), "Do high electric transmission lines affect property value ?", Journal of Environmental Economics and Management, 71, pp. 436-444.

de Vancouver), mais que cet effet est restreint à une bande étroite autour des lignes. La principale qualité de leur travail est le traitement économétrique complet des données. On peut encore citer l'article de A. C. Nelson et al. (1992)¹⁷ sur les effets d'une décharge sur le prix des habitations. Enfin, le tableau suivant présente quelques-uns des travaux d'évaluation des aménités liées à l'agriculture ou à la forêt.

¹⁷ NELSON A.C., GENEREUX J., GENEREUX M. (1992), "House price effects of landfills", Journal of Environmental Economics and Management, 68, pp. 359-365.

Auteurs	Spécification retenue	R ²		Variables liées aux aménités	Applications en termes de politique publique
		Fonction prix hédonistes	Fonctions offre et demande		
Garrod et Willis, 1992	Semi-log	0,77	-	- taux de boisement supérieur à 20% - taux de boisement au km ² - vue sur une forêt	
Garrod et Willis, 1992	Box-Cox	0,75	0,31	- part de feuillus de la forêt domaniale compris dans le km ² de l'habitation - part de pins et de mélèzes plantés avant 1920 - part de conifères plantés avant 1940	Analyse coût-bénéfice de 3 scénarios de replantations
Tyrvaïnen, 1997	Semi-log et linéaire	0,66	-	- distance à la forêt récréative la plus proche - distance de la forêt la plus proche de plus de 0,3 ha	Etude des conséquences sur le prix des logements de la suppression d'une forêt
Ready, Berger et Blomquist, 1997	Semi-log et linéaire	0,64	0,30	- nombre d'exploitations équinées dans le comté - nombre de sites remarquables dans le comté - ensoleillement (nb de jours)	
Palmquist et al., 1997	Semi-log	0,85 à 0,87 selon le type de variable indépendante	-	- concentration porcine autour de l'habitation estimée en équivalent tonnes de fumier par an et par tranche de distance (0 à 0,5 miles, 0,5 à 1 mile, 1 à 2 miles)	Appui possible à la gestion de l'implantation de nouveaux élevages
La Goffe, 1996	Linéaire	0,65 (haute saison) 0,41 (basse saison)	-	- monogastriques dans la commune - cultures fourragères - prairies permanentes (% ST) - céréales (% ST) - forêts (% ST)	Evaluation de la politique touristique suggérée dans La Goffe et Delache (1997)

Source : Michalland et Vollet, 1999¹⁸.

Tableau 1 : Les principaux travaux d'estimation des aménités liées à l'agriculture ou à la forêt par la méthode des prix hédonistes

¹⁸ MICHALLAND B., VOLLET D. (1999), op. cit.

Nous ne revenons pas en détail sur ces différentes études. Mais nous proposons un constat tiré de l'ensemble de ces travaux. En définitive, les résultats des études menées aussi bien en France qu'à l'Étranger montrent que les aménités agricoles ou forestières comme le paysage, jouent un rôle non négligeable pour expliquer les variations de prix de l'immobilier en milieu rural. Ce dernier varie de 7% (cas de la forêt au Royaume-Uni et en Finlande ainsi que des exploitations équinées aux États-Unis) pour atteindre 30% (valeur de l'amplitude maximale dans le cas d'une intensification des pratiques agricoles en Bretagne). Toutefois, il existe des effets de seuil notamment pour les aménités liées à la forêt qu'il est important de prendre en compte.

Bien que le principe de la méthode soit facilement compréhensible, les problèmes liés à sa mise en œuvre sont grands. La multiplication de ces exemples montre que le domaine d'application de cette méthode est vaste, mais il ne faut pas sous-estimer la difficulté d'obtenir des valeurs fiables car les résultats sont très sensibles à la qualité et au traitement économétrique des données. Nous allons étudier à la fois, les difficultés inhérentes à la méthode et celles plus spécifiques liées au bien paysage.

2 – Les limites de l'application de la MPH au paysage

La méthode des prix hédoniques exige une quantité considérable de données. Il faut d'abord définir des indicateurs caractéristiques de la qualité de l'environnement et s'attacher éventuellement aux effets de seuil : ce n'est qu'à partir d'un certain niveau de dégradation de la qualité de l'environnement que l'impact sur la valeur des biens immobiliers peut apparaître. La première limite concerne donc la disponibilité et le traitement des données. Le marché immobilier est supposé à l'équilibre. Or, celui-ci est trop imparfait et segmenté pour fournir des données qui soient toujours crédibles. Le choix des variables explicatives doit être pertinent et la première question à se poser porte sur la caractérisation de l'aménité environnementale. La pratique consiste à retenir une mesure simple comme la distance à un parc, à la mer... Si la valeur de l'aménité varie dans le temps, il convient de choisir la mesure la plus représentative de l'aménité. Les variables caractérisant la localisation de l'habitation doivent correspondre aux perceptions des individus, mais les données ne sont pas toujours facilement identifiables. Dans la mesure où l'on doit déterminer l'effet d'une aménité sur la valeur d'une habitation, toutes choses égales par ailleurs, la sélection des variables

caractérisant l'habitation, la localisation et l'environnement, est une tâche difficile. En effet, le chercheur est confronté à un arbitrage délicat entre augmenter le biais du fait de l'omission de variables explicatives corrélées avec la variable à expliquer (erreur de mesure) et augmenter l'imprécision des coefficients par l'existence de colinéarités entre les variables (Graves et al, 1988)¹⁹.

Une deuxième limite est constituée par les problèmes liés à la spécification retenue pour la fonction de prix hédoniques. La fonction peut être linéaire, semi-log, quadratique, exponentielle... La capacité à identifier la courbe de demande du bien environnement dépendra des spécifications retenues par le modèle. Néanmoins, en dépit des tests et des outils statistiques les plus perfectionnés aidant à la décision dans le choix de la forme de la fonction, c'est le jugement personnel du chercheur qui reste décisif.

Une autre limite porte sur la relation entre les estimations et l'information. L'estimation du consentement à payer est une fonction de toute l'information disponible et perçue par les ménages. Dès lors une mauvaise perception des effets liés à une baisse ou une augmentation de la qualité future de l'environnement se traduira par une sous-estimation du consentement à payer. La méthode n'est applicable que si les individus peuvent avoir accès à toute l'information sur les prix et les attributs et qu'ils sont aptes à la traiter. Or, les anticipations portant sur les changements futurs du bien sont généralement non observables même si elles font partie intégrante des estimations monétaires. On peut très bien imaginer également le cas contraire, une surestimation du consentement à payer. Ce cas peut se présenter si l'on considère l'incertitude et le fait que le prix des biens marchands (contenant implicitement le prix du bien non marchand) capitalisé comprend non seulement les avantages présents mais également les avantages futurs lorsque l'individu réussit à anticiper une variation dans la qualité du bien environnement. Supposer que chaque ménage est à l'équilibre, qu'il dispose de toute l'information sur les prix et les attributs, que les coûts de transaction sont nuls (y compris le déménagement) constitue une représentation très simplifiée de la réalité. Si les ajustements sur le marché sont lents, le prix marginal implicite ne mesurera pas correctement le consentement marginal à payer. On peut cependant considérer que les divergences introduisent, la plupart du temps, une erreur aléatoire dans l'estimation du consentement à payer. En revanche si le marché évolue toujours dans la même direction, des

¹⁹ GRAVES P., MURDOCH J., THAYER M., WALDMAN D. (1988), "The robustness of hedonic price estimation : urban air quality", *Land Economics*, 64, pp. 220-233.

ajustements incomplets introduisent des biais dans les estimations du consentement à payer et ces dernières devront être considérées comme fournissant une borne inférieure ou supérieure du consentement à payer à l'équilibre (Bonnieux et Desaignes, 1998)²⁰.

On suppose également qu'il existe une variété suffisamment large d'habitations pour que chaque ménage puisse atteindre un état d'équilibre, ce qui permet de supposer que la fonction de prix implicite est continue et différentiable. Il s'agit là encore d'une approximation de la réalité. La fonction de prix hédoniste est jugée correcte seulement si le nombre d'habitations est élevé et s'il existe une variation continue des caractéristiques. Si ce n'était pas le cas, les consommateurs ne pourraient pas satisfaire les conditions de maximisation de leur fonction d'utilité (Harrison et Rubinfeld, 1978)²¹. Il faut également mentionner une autre difficulté concernant l'estimation de la fonction de prix hédoniste, il s'agit de la segmentation possible du marché. Dans ce cas, estimer une fonction de prix hédonique pour l'ensemble d'une zone aboutirait à des prix implicites erronés. La procédure consiste à identifier les segments de marché à des structures d'offre et de demande particulières puis estimer les différentes fonctions de prix hédoniques.

La méthode a été beaucoup utilisée dans le domaine de l'environnement, mais elle ne permet pas d'estimer les valeurs de non-usage. Les hypothèses sur lesquelles repose la démarche (information complète des consommateurs, possibilité pour le consommateur de choisir la quantité souhaitée exacte de caractéristiques, équilibre du marché immobilier) sont relativement strictes, de même que les traitements économétriques requièrent une grande attention pour le choix de la forme fonctionnelle retenue dont dépendent les résultats et de multiples colinéarités risquent d'apparaître. F. Facchini (1994)²² propose un développement intéressant du modèle présenté par M. Frankel (1985)²³. Il repose sur l'idée que la valeur du paysage observé dépend du lieu d'observation et qu'elle décroît avec la distance, donc le prix du sol devrait décroître avec l'éloignement du site à observer. Néanmoins, dans certains cas, cette monotonie de la fonction n'est pas respectée : il existe une distance optimale pour

²⁰ BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), op. cit.

²¹ HARRISON D., RUBINFELD D.L. (1978), "Hedonic housing prices and the demand of clean air", Journal of Environmental Economics and Management, 5, pp. 81-102.

²² FACCHINI F. (1994), "L'évaluation du paysage : revue critique de la littérature", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, 3, pp. 375-401.

²³ FRANKEL M. (1985), "Amenity changes, property values and hedonic prices in a closed city", Journal of Environmental Economics and Management, 61, pp. 188-194.

observer un site, si on se rapproche trop, on perd du panorama et si on s'éloigne trop, on perd de la qualité du paysage.

Il semblerait donc que la méthode des prix hédoniques ne paraisse guère applicable au cas de l'évaluation monétaire du paysage agricole. Cette méthode présente l'inconvénient de ne pas prendre en compte les valeurs de non-usage et nécessite des hypothèses difficilement tenables lors de la mise en œuvre. Nous allons donc maintenant examiner la méthode des coûts de transport.

B – La méthode des coûts de transport

La méthode des coûts de déplacement a été largement utilisée ces trente dernières années pour estimer les bénéfices liés à l'usage récréatif des actifs naturels : pêche, chasse, baignade, promenade ... Il est en effet important pour les gestionnaires de sites naturels utilisés à des fins d'activités récréatives de disposer d'une mesure des bénéfices espérés de l'amélioration de la qualité de ces espaces. Mise en œuvre dès les années 1950 par différentes administrations américaines chargées de la gestion des eaux, des forêts, de la pêche et de la vie sauvage, elle a pour objectif d'estimer les bénéfices de politiques alternatives. Les auteurs de la première tentative d'application (Trice et Wood, 1958) estimeront de manière sommaire la « valeur » récréative de trois rivières de Californie. Mais la méthode a été développée par M. Clawson et J. Knetsch (1966)²⁴ qui l'ont appliquée à l'estimation des bénéfices récréatifs de plusieurs grands parcs nationaux américains. K.E. McConnel (1975)²⁵ précisera la relation entre le modèle de Clawson et Knetsch et la théorie économique, en démontrant en particulier que la fréquentation d'un site dépend du prix d'accès au site, de la qualité du site et du revenu dont dispose l'individu.

1 – Présentation de la méthode

« L'idée de base consiste à estimer le consentement des individus à payer pour l'aménagement de sites de loisirs d'après la somme d'argent et le temps qu'ils ont consacré à se rendre sur le site » (Pearce, 1989)²⁶. Le prix d'accès au site comprend le coût de

²⁴ CLAWSON M., KNETSCH J. (1966), *Economics of outdoor recreation*, Baltimore, The Johns Hopkins Press.

²⁵ McCONNEL K.E. (1975), "Problems in estimating the demand for outdoor recreation", *American Journal of Agricultural Economics*, 57, pp. 330-334.

²⁶ PEARCE D.W. (1989), *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris.

déplacement, le droit éventuel d'entrée et le coût d'opportunité du temps de trajet. Les fondements théoriques sont clairs : les individus manifestent l'intensité de leur demande d'usage d'un site récréatif par l'ensemble des dépenses qu'ils engagent pour se rendre sur ce site et pratiquer l'activité désirée (pêche, promenade, baignade...). Ces dépenses expriment leur consentement à payer, et si l'on est capable de construire une fonction de demande, on peut tout naturellement en dériver le surplus social, en appliquant le principe de complémentarité faible (Mäler, 1974)²⁷. Ce principe suggère qu'un bien marchand X , est un complément faible de la qualité de la ressource Q . Dans le cas d'une ressource comme le paysage, X peut par exemple être le déplacement d'un touriste. P correspond au coût de déplacement. Ainsi toute augmentation de Q augmente la demande de X .

Le coût de déplacement supporté par les utilisateurs du site est considéré comme un substitut du prix qu'ils sont disposés à payer. Les informations obtenues sur ce coût de déplacement permettent d'établir une fonction de demande que l'on suppose décroissante ; la fréquentation du site, comme toute quantité demandée, décroît avec l'augmentation du prix, assimilé au coût de déplacement. La demande d'activité récréative sur un site dépend de quatre catégories de paramètres : le coût d'accès au site (coûts de déplacement et droit d'entrée s'il existe), l'ensemble des dépenses effectuées sur le site, le coût d'opportunité du temps, et le revenu. La surface située sous la courbe de demande représente le surplus du consommateur retiré de l'utilisation de la ressource d'environnement, la valeur économique nette de la ressource.

Il s'agit de construire une courbe de demande qui exprime le consentement à payer maximal d'un individu, en supplément des dépenses qu'il engage aujourd'hui pour user de la ressource. En d'autres termes il faut tenter d'anticiper la modification de « consommation » du bien lorsque le « prix » (ou le coût d'accès) augmente. L'établissement de cette fonction de demande implique de respecter le schéma suivant :

- A partir du site récréatif étudié, on détermine plusieurs zones géographiques concentriques, de telle sorte que les coûts de déplacement entre les points d'une même zone et le site soient identiques ou presque. Cette subdivision en zones est simple au sein d'une région ou d'un pays. Elle est plus compliquée si l'on prend en compte les utilisateurs

²⁷ MÄLER K.G. (1974), *Environmental Economics*, Baltimore, John Hopkins University Press.

étrangers, ce qui est justifié quand le site a une réputation internationale (Grand Canyon, réserves africaines d'animaux sauvages).

- Des enquêtes auprès des visiteurs du site fournissent des données individuelles permettant de préciser les variables explicatives de la demande. Ces informations concernent le lieu de résidence, le taux de fréquentation, le coût de transport, le temps consacré au déplacement et à la visite, des caractéristiques socio-économiques comme les niveaux de revenu et d'éducation, les autres sites visités au cours de ce déplacement, l'existence éventuelle de substituts au site étudié et leur coût d'accès.

- le coût de déplacement inclut le transport et les dépenses qui lui sont associées, et le coût d'opportunité du temps. La valeur du temps est en général estimée à partir du salaire horaire moyen, la valeur du temps de loisir étant égale au tiers ou à la moitié du salaire horaire. Ce coût d'opportunité du temps n'est pas le même pour un actif ou un inactif, le temps de trajet peut être considéré comme un coût ou un avantage selon le plaisir qu'on y prend.

Ensuite, nous allons procéder en deux étapes : tout d'abord déterminer une courbe de fréquentation du site, par zone d'origine, puis dériver une courbe de demande afin d'estimer la valeur économique nette de la ressource.

- *La première étape consiste à estimer une courbe de fréquentation, étant donné le coût présent d'accès à la ressource.* La courbe de fréquentation est construite à partir de la relation existant entre le prix, ici le coût de déplacement, et la quantité demandée, ici le taux de fréquentation, exprimé généralement en nombres de visites pour 1000 habitants, pour un nombre de zones correctement défini. On définit la demande observée de visites :

$$V_i / N_i = f(C_i)$$

Avec C_i : coût moyen de déplacement pour se rendre de la zone i au site,
 V_i : nombre total de visites effectuées par les résidents de la zone i ,
 N_i : la population de la zone i .

Dans le cas d'une relation linéaire simple, cette relation peut s'écrire :

$$V_i / N_i = \alpha - \beta C_i + \varepsilon_i$$

- La deuxième étape consiste à estimer la fonction de demande agrégée. Pour reconstituer une fonction de demande agrégée, il faut supposer que les individus provenant de différentes zones visiteraient au même taux s'ils étaient confrontés aux mêmes coûts d'accès. Les variations dans les coûts de déplacement peuvent alors s'interpréter comme des pseudo droits d'entrée et les différences dans les taux de fréquentation comme des réactions de la demande à ces droits. Il est alors possible de calculer la variation du taux de visite en fonction d'un pseudo droit d'entrée P^* qui serait ajouté au coût de déplacement.

$$V_i^* = \alpha - \beta (C_i + P^*)$$

L'augmentation progressive de la valeur de P^* jusqu'à ce que le taux de visite tende vers 0, permet de construire la fonction de demande en sommant le nombre total de visites par zone, pour une valeur de P^* donnée.

$$V^*(P^*) = \sum_{i=1}^z [V_i^*(P^*)/N_i]N_i$$

où z désigne le nombre de zones. Une fois la fonction de demande construite, on peut estimer le surplus qui est représenté par la surface sous la courbe de demande agrégée. C'est la « valeur économique nette de la ressource ».

$$\text{Surplus} = \int_0^{P^+} V^*(P^*) dp$$

où P^+ est le prix de réservation (au-delà le nombre de visites devient nul).

La MCT estimerait, par conséquent, le consentement à payer des individus pour la consommation du service paysager d'après l'argent et le temps qu'ils ont consacré à se rendre sur le site. Une telle approche cherche donc à établir le nombre de visites que l'individu effectuera sur le site en vue de consommer le paysage qu'il désire, l'évaluation devant prendre en compte les différents agréments qui peuvent s'attacher au site : loisirs, sport, soleil, beauté du paysage... La MCT cherche par conséquent à déterminer la courbe de demande de paysage

qui est une relation entre le nombre de visites (N_1) et le prix implicite de cette visite (P_1) (Desaigues et Point, 1990)²⁸ :

$$N_1 = f(P_1)$$

La quantité de paysage demandée est exprimée en jour de fréquentation. Le prix du paysage est calculé à partir du coût du trajet. Si la qualité du paysage A se dégrade, il y a baisse du taux de fréquentation. La perte de surplus du consommateur mesure le dommage supporté par les promeneurs et la valeur économique accordée à la différence de qualité du paysage A. Si la qualité du paysage augmente, il y a attraction. Une dégradation à l'inverse provoque une baisse de la demande. La MCT suppose donc implicitement l'existence d'une mesure cardinale de la qualité du paysage et une relation assez fine entre la qualité du paysage et le taux de fréquentation. Elle peut alors sous ces conditions, comme l'ont fait F. Bonnieux et P. Rainelli (1991, p. 126)²⁹ pour l'évaluation des pertes d'aménités engendrées par la marée noire de l'Amoco Cadiz en 1978, observer le niveau de fréquentation d'un site avant et après une catastrophe et en déduire la perte de surplus global en faisant la différence entre les surplus avant et après (6 millions de francs).

2 – Les inconvénients de la méthode

L'hypothèse sur laquelle repose le modèle est jusqu'à présent que la diminution de fréquentation est due à une augmentation du coût de déplacement. En fait, elle peut également être imputable à l'existence d'un site substitut. La prise en compte de cette variable est particulièrement délicate comme le montre les nombreuses tentatives réalisées dans ce domaine. Le substitut est par définition imparfait et il est bien difficile de savoir, parmi un ensemble de sites, pourquoi tel site est préféré à tel autre par un individu. La distance n'est pas le seul facteur discriminant. Il faut également prendre en compte les caractéristiques intrinsèques de chaque site. Le problème devient complexe. La solution la plus couramment adoptée est de considérer la distance au site substitut, qui apparaît le plus souvent dans l'équation avec un signe positif. Dans le meilleur des cas, le chercheur tentera de construire un indicateur d'attraction du site substitut. Mais ces solutions demeurent souvent insatisfaisantes, et c'est peut-être là que réside la principale faiblesse du modèle.

²⁸ DESAIGUES B. et POINT P. (1990), op. cit.

²⁹ BONNIEUX F., RAINELLI P. (1991), *Catastrophe écologique et dommages économiques*, INRA, Economica, Paris.

De plus, l'application de la méthode des coûts de transport se heurte à des difficultés pratiques importantes. Le coût élevé de la collecte des données limite la taille des échantillons qui ne concernent que les utilisateurs présents et donnent trop de poids aux visiteurs les plus réguliers. L'enquête est alors tronquée, ce qui biaise l'estimation des coefficients. En outre, le modèle retenu influencera fortement les résultats ; or il dépend des données disponibles et de la construction de l'échantillon. Le modèle reste généralement limité quant à ses possibilités d'application. Ces limites sont le plus souvent inhérentes au modèle lui-même (hypothèses parfois fortes et simplificatrices). J.C. Toutain et B. Desaignes (1978)³⁰ mettent en avant plusieurs limites importantes :

- le coût de transport étant la composante principale du modèle, si par exemple, une des variables du coût est affectée par un « choc » exogène (augmentation des dépenses de voyage à la suite d'une hausse du prix de l'essence), cela peut conduire à une élévation artificielle de la valeur du site, indépendante des préférences des ménages.

- la méthode doit aussi tenir compte de la répartition inégale des revenus. Un même service délivré par le site peut présenter plus de valeur relative pour un individu riche que pour un individu plus pauvre. On remarque dès lors l'intérêt de regrouper les ménages en catégories similaires.

- la qualité du service rendu par le site aux ménages ne sera pas prise en compte par le modèle si on ne tient pas compte des conditions relatives à l'offre de l'actif naturel. Par exemple, une forêt fortement dégradée par une fréquentation excessive aura une « valeur » plus importante qu'une forêt moins fréquentée mais mieux préservée. Malgré les progrès récents (avec les modèles de coût de déplacement généralisés)³¹, il est toujours difficile d'incorporer explicitement la qualité de l'actif naturel dans le modèle.

³⁰ TOUTAIN J.C., DESAIGUES B. (1978), *Gérer l'environnement*, Economica, Paris.

³¹ BINKLEY C.S., HANEMANN W.M. (1978), *The Recreation Benefits of Water Quality Improvement : Analysis of Day Trips in a Urban Setting*", report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. ; VAUGHN W.J., RUSSEL C.S. (1982), *Fresh Water Recreational Fishing : The National Benefits of Water Pollution Control*, Washington D.C., Resource for the Future ; CAULKINS P.P., BISHOP R.C. et Sr. BOUWES N.W. (1986), "The Travel Cost Model for Lake Recreation : A Comparison of Two Methods Incorporating Site Quality and Substitution Effects", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 68, n°2, pp. 291-297 ; SMITH V.K., DESVOUGES W.H., FISHER A. (1986), "A Comparaison of Direct and Indirect Methods for Estimating Environmental Benefits", *American Journal of Agricultural Economics*, mai.

- le rôle ambigu du temps et les problèmes de son évaluation pour l'incorporer comme argument dans les relations de coût.

- le modèle est très sensible aux formes fonctionnelles choisies pour l'estimation de la fonction de demande de récréation (fonction linéaire, quadratique, semi-log, exponentielle...)³².

Enfin, cette méthode ne permet d'évaluer que les avantages dont bénéficient les utilisateurs directs. Elle néglige les valeurs d'usage hors site (la protection d'un bassin versant, la biodiversité), les avantages locaux (bois, gibier) procurés à une population vivant sur place (dans les forêts tropicales, les réserves naturelles), les avantages non liés à l'usage. En effet, en intégrant que le comportement des individus consommateurs, dans son mode d'évaluation, elle ne fait que reproduire leurs préférences. Un paysage non fréquenté n'a selon cette logique pas de valeur, de même que ceux que l'on observe à partir de sa résidence et qui n'impliquent pas de déplacements. La valeur déterminée par la MCT est de ce fait très dépendante de la polarisation résidentielle (Price, 1978, p. 64)³³. Le nombre de consommateurs ayant tendance à diminuer avec la distance, il est clair que les paysages proches des grandes villes sont les mieux connus et les plus fréquentés, ce qui peut avoir pour conséquence de les survaloriser. Il existe, de manière générale, un coût d'information sur les sites et la notoriété biaise les résultats. La MCT oublie les conditions de formation de la demande, notamment le coût de l'information. Avoir l'idée de se déplacer sur un site nécessite parfois l'achat d'un guide, d'une carte ou de tout autre moyen de reconnaissance.

Le déplacement peut être lui-même source d'agrément ou ne pas avoir comme seul but la visite du site ou d'un seul site. Si l'on ne parvient pas à trouver pour quelle raison (en plus de celle de la visite du site), l'individu effectue une visite au site, « *l'analyse surestimera les valeurs du site* » (Mendelsohn et Brown, 1983)³⁴. Par exemple, lors d'une étude sur les zones naturelles de l'Etat de Washington, R. Mendelsohn et G.M. Brown ont montré que la valeur du site était quatre fois supérieure quand les distances enregistrées étaient utilisées au lieu de garder simplement le déplacement des individus à l'intérieur de l'état de Washington. « *Il est*

³² BOCKSTAEL N.E., McCONNEL K.E. (1980), "Calculating Equivalent and compensating variation for Natural Resource Facilities", *Lands Economics*, vol. 56, n°1, pp. 487-490.

³³ PRICE C. (1978), *Landscape Economics*, Mac Millan Press.

³⁴ MENDELSON R. et BROWN G.M. (1983), "Revealed Preference Approaches to Valuing Outdoor Recreation", *Natural Resources Journal*, vol. 23, juillet, pp. 608-618.

probable que les individus des Etats éloignés apprécient d'autres sites lors du trajet » (Mendelsohn et Brown, 1983)³⁵. On peut aussi s'interroger sur la mesure du coût de déplacement dans notre domaine où le rôle de la perception est fondamental. Plusieurs travaux montrent, en effet, que les comportements des individus en matière de déplacements sont plus influencés par la distance perçue que par la distance réelle (Perreur, 1989)³⁶. Ceci fait bien des limitations pour que l'évaluation résultante ne soit pas sujette à controverse.

La méthode des coûts de transport tout comme la méthode des prix hédoniques révèlent le comportement économique des individus consommateurs de paysage et mettent finalement en évidence le rôle prépondérant du marché dans la révélation des préférences des individus en matière de paysage. Ces méthodes restent malgré tout inappropriées car le paysage comme l'ensemble des aménités rurales offre d'importantes valeurs de non-usage (Young et Geoffrey, 1989)³⁷.

La méthode d'évaluation contingente (MEC) apparaît notamment pour cette raison plus adaptée. Elle est en effet en mesure de déterminer ce que l'individu est prêt à payer pour conserver un paysage qu'il ne consomme pas forcément. La MEC a par conséquent l'intérêt « *d'aborder des valeurs qui ne sont pas liées à un usage (valeur intrinsèque de la nature, valeur d'existence d'une espèce)* » (Bonnieux et Vermersh, 1993, p. 139). La MEC donne par ailleurs en même temps une mesure et une valeur ; la valeur monétaire hiérarchisant les préférences.

II – La méthode d'évaluation contingente : la mesure de la valeur de non-usage

Alors que les méthodes précédentes reposent sur les comportements observés, la méthode d'évaluation contingente fait en sorte que les individus révèlent directement leurs préférences par l'expression de leur consentement à payer pour bénéficier d'un actif environnemental. Cette méthode a longtemps suscité de nombreuses réserves en raison du fait qu'elle repose sur les opinions des individus et non sur des preuves apportées par leurs comportements observés sur les marchés. Or, dans le domaine de la qualité de

³⁵ MENDELSON R. et BROWN G.M. (1983), op. cit.

³⁶ PERREUR J. (1989), "L'évolution des représentations de la distance et l'aménagement du territoire", *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 1, pp. 115-141.

³⁷ YOUNG T. et GEOFFREY A. (1986), "Methods for Valuing Countryside Amenity : an Overview", *Journal of Agricultural Economics*, 37, 3, pp. 349-364.

l'environnement, où n'existent quasiment pas de marchés, les individus manquent totalement de repères et d'expérience pour exprimer leurs préférences en termes monétaires. La MEC est cependant considérée aujourd'hui comme la méthode la plus prometteuse car elle peut s'appliquer à des situations que ne peuvent traiter les autres méthodes ; en particulier, elle permet d'évaluer les valeurs de non-usage. Sa mise en œuvre et son interprétation parfois délicates exigent le respect de nombreuses règles (Bateman et Willis, 2001)³⁸. En outre, les enjeux que pose une utilisation plus systématique de la MEC dans le processus de décision public nous conduisent à faire un bilan de l'application de la méthode au paysage.

A – Les fondements théoriques de la méthode

Il s'agit d'une méthode qui permet par interrogation directe de révéler la variation d'utilité qu'un individu peut anticiper d'une modification de son environnement. On mesure directement une variation compensatrice ou équivalente du revenu. C'est un exercice difficile pour plusieurs raisons. Tout d'abord, comme il n'existe généralement pas de marché pour ces biens, les individus manquent (presque) totalement d'expérience dans l'expression monétaire de leurs préférences. Ensuite, cette valeur doit être le résultat d'un arbitrage entre diminution de la consommation de biens marchands et amélioration de la qualité de l'environnement. Puisque le revenu est constant, il s'agit de faire révéler le coût d'opportunité du bien à valoriser. Enfin, les individus sont sensibles aux informations qui leur sont données, et qui leur serviront à construire une valeur. Donc, même si certains économistes considèrent que la technique est sûre (Smith, 1991)³⁹, elle ne donnera pas des valeurs pertinentes si la collecte et le traitement des données ne sont pas correctement effectués : il existe un minimum de règles à suivre. Il convient de rappeler les fondements théoriques puis d'en décrire la méthodologie.

1 – Présentation et principe général de la méthode

La méthode d'évaluation contingente consiste à faire révéler, à l'aide d'un questionnaire, la variation *ex ante* du bien-être d'un individu. Le questionnaire est construit de manière à obtenir le consentement à payer (CAP) des individus, en cas de modification de la

³⁸ BATEMAN I.J., WILLIS K.G. (2001), *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press.

³⁹ SMITH V.K. (1991), "Household production functions and environmental benefit estimation", in J.B. BRADEN et C.D. KOLSTAD (eds), *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Science Publishers B.V. North Holland.

qualité de l'environnement. La MEC est « *une méthode d'élicitation des préférences, lorsque le comportement des individus ne peut être observé sur un marché. Elle permet par l'intermédiaire d'un questionnaire direct de générer une estimation des mesures compensées de variation de bien-être* » (Desaigues et Lesgards, 1992)⁴⁰. Elle vise à pallier l'absence de marché et l'impossibilité qui en découle d'associer un prix observable à la valeur économique de l'actif (Mitchell and Carson, 1989 ; Cummings et al, 1986)⁴¹. Comme il s'agit d'évaluer une variation de bien-être, *ex ante*, des individus, il faut bien distinguer la situation actuelle de celle qui résulterait d'une variation de la qualité d'environnement. Les personnes interrogées sont donc placées sur un marché hypothétique où sera mesuré le surplus compensé hicksien, pour la variation de la fourniture d'un bien sous contingences particulières (Price, 1978 ; Hutchinson, Chilton et al., 1995)⁴².

Les fondements théoriques de l'évaluation contingente découlent de deux hypothèses de la théorie du consommateur : d'une part, l'individu possède des préférences qui lui permettent de faire des arbitrages entre plusieurs paniers de biens, et d'autre part, il fonde ses choix de façon à maximiser son niveau d'utilité globale. En effet, l'utilité que nous procure un bien est la cause de sa valeur. Cette conception générale s'étend au contexte environnemental. La qualité de l'air, de l'eau, la beauté des paysages ou la richesse des écosystèmes influencent le bien-être des individus. Il est donc logique de les introduire comme des arguments supplémentaires de la fonction d'utilité. On procède ainsi à une extension de la théorie du consommateur. Face à des biens environnementaux, le consommateur n'est pas confronté, à la différence des biens privés, à des prix mais à des quantités identiques pour tout le monde. En introduisant l'environnement dans la fonction d'utilité, on fait l'hypothèse que le consommateur peut faire des arbitrages entre environnement et biens privés. Il est capable de choisir entre une amélioration de la qualité du paysage et une augmentation de sa consommation de biens privés (alimentation, loisirs...). Cette hypothèse est d'une portée très grande puisqu'elle permet d'étendre les concepts de demande et de valeur aux biens environnementaux.

⁴⁰ DESAIGUES B., LESGARDS V. (1992), "L'évaluation contingente des actifs naturels. Un exemple d'application", *Revue d'Economie Politique*, 101, 1, pp. 99-122.

⁴¹ MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), *Using surveys to value public goods : the Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington ; CUMMINGS R.G., BROOKSHIRE D., SCHULZE W.D. (1986), *Valuing Environmental Goods : A State of the Arts Assessment of the Contingent Method*, Totawa, N.J., Rowman and Allanheld.

⁴² PRICE C. (1978), idem ; HUTCHINSON W.G., CHILTON S.M. et al. (1995), "Measuring non-use value of environmental goods using the contingent valuation method : problems of information and cognition and the application of cognitive questionnaire design methods", *Journal of Agricultural Economics*, 46 (1), pp. 97-112.

Considérons un projet d'amélioration du paysage qui entraînerait le passage d'un niveau de qualité de celui-ci de Q_0 à Q_1 . L'augmentation de bien-être de l'utilisateur représentatif peut être déduite de sa fonction d'utilité. Pour un niveau de revenu fixé Y_0 , avant la réalisation du projet son utilité est donnée par :

$$U_0 = U(Y_0, Q_0)$$

où Q représente la quantité fournie de l'actif environnemental et atteindra après sa réalisation la valeur plus élevée suivante :

$$U_1 = U(Y_0, Q_1)$$

Le consentement à payer (CAP) est considéré comme ayant la même définition que la valeur d'un bien définie par R.C. Mitchell et R.T. Carson (1989)⁴³ : « *The value of a good is the most an agent is willing to give up in exchange for the good out of the resource it controls, or, in terms of another agent's resources, the least, the controlling agent is willing to accept in return for giving up the good.* » La théorie du bien-être permet de savoir à quoi correspond le consentement à payer maximal de l'individu pour un accroissement de la fourniture de l'actif Q :

$$U_0 = U(Y_0, Q_0) = U(Y_0 - \text{CAP}, Q_1)$$

Le CAP est égal au surplus compensateur, c'est-à-dire à la diminution de revenu qui permet de conserver le niveau d'utilité initial, lorsque la quantité et/ou la qualité de l'actif naturel augmente de Q_0 à Q_1 (Blamey, Common et al., 1995, p. 265)⁴⁴.

Il est nécessaire lors de l'évaluation des variations de bien-être de saisir correctement les préférences des individus. Il faut également connaître la courbe de demande pour le bien environnemental. Sa connaissance permettra de déterminer le surplus du consommateur appelé aussi rente du consommateur. En effet, les valeurs révélées par les individus sont assimilées à l'expression du surplus du consommateur, correspondant précisément à l'impact

⁴³ MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), op. cit.

⁴⁴ BLAMEY R., COMMON M. et al. (1995), "Respondents to contingent valuation surveys : consumers or citizens ? ", Australian Journal of Agricultural Economics, 39(3), pp. 263-288.

environnemental du scénario proposé dans l'enquête. Ce surplus est alors comparé au bénéfice net attendu, selon le principe de l'analyse coûts-avantages. La méthode d'évaluation contingente n'a pas pour objectif d'évaluer le programme proposé aux personnes interrogées : elle ne fait qu'apporter des éléments à l'analyse coûts-avantages, elle ne s'y substitue pas. Sa fonction est uniquement de permettre aux enquêtés d'évaluer l'impact environnemental du projet sur eux-mêmes : « *The CV scenario and questioning must isolate the personal environmental impacts from other aspects of the project, and elicit consumers' valuations of those impacts.* » (Blamey, Common et al., 1995, p. 269)⁴⁵.

La valeur attribuée à l'amélioration de l'actif environnemental englobe l'ensemble des bénéfices. Ceux-ci ne se limitent pas aux bénéfices associés à des usages, qu'il s'agisse d'usages directs (*in situ*) ou d'usages indirects, mais intègrent aussi des bénéfices non liés à un usage. Ces dernières regroupent différents concepts. Le concept de valeur d'existence se rapporte ici à la simple connaissance de la mise en œuvre du processus d'amélioration. Quoique l'on puisse considérer que la valeur d'existence exprime des sentiments altruistes, cette définition ne fait pas l'unanimité. Aussi est-elle parfois assimilée à une valeur qui serait associée au désir d'amélioration pour le bénéfice des contemporains (valeur de consommation partagée), celui des générations futures (valeur de legs) ou pour soi-même (valeur d'option).

2 – La question de révélation des préférences

Il est généralement admis que l'influence du support et de la technique de paiement sont considérables pour la validation des résultats issus de l'évaluation contingente. Les personnes interrogées ont besoin de certaines formes d'assistance pour les guider dans leurs choix. L'importance de l'encadrement est d'autant plus grande que le bien à valoriser est étranger aux individus. Par exemple, dans le cas du paysage, l'utilisation de photographies représentant les différentes possibilités esthétiques est fortement conseillée. De plus, le choix des méthodes de révélation des préférences est crucial quand on sait toute l'importance qu'occasionne ces choix sur l'ampleur des biais (réponses de protestation, non-réponse, CAP nul voire négatif...).

⁴⁵ BLAMEY R., COMMON M. et al. (1995), op. cit., p. 269.

Depuis les premiers travaux fondés sur un mécanisme d'enchères ascendantes, de nombreuses méthodes de révélation des préférences ont été utilisées. L'introduction d'une nouvelle technique correspond en général à la recherche d'une solution de nouveaux problèmes. Mais parallèlement, l'ensemble des méthodes a fait l'objet d'améliorations continues et il ne semble pas y avoir supériorité d'un mécanisme de révélation des préférences sur les autres. Il est clair que le choix de la méthode n'est pas neutre et induit un biais instrumental.

Le consentement à payer peut être recueilli à l'aide de plusieurs procédés : soit par une question ouverte (open-ended question format), soit par une question fermée (dichotomous choice question format) soit enfin par un système d'enchères. Le choix de l'une ou de l'autre de ces procédures conditionne le traitement des données.

- Le système d'enchères montantes ou descendantes

Une valeur de départ est proposée à la personne interrogée, puisqu'on lui demande si elle est disposée à payer la somme correspondante pour bénéficier du bien à valoriser. Si la réponse est positive, une deuxième valeur est proposée selon un système d'enchères ascendantes jusqu'à atteindre le consentement à payer maximum. Si la réponse est négative, on procède en sens inverse, en diminuant la valeur de l'enchère et par essais successifs, on obtient le consentement maximal à payer. Cette méthode de révélation s'appuie sur un processus d'apprentissage qui peut être fastidieux, mais qui permet en même temps à l'individu de se familiariser avec le bien à évaluer. Mais on lui reproche d'introduire un biais d'ancrage dans les résultats, l'individu indécis a tendance à répondre oui à la valeur proposée (Cummings et al., 1986 ; Mitchell et Carson, 1989)⁴⁶.

- La question ouverte

Après avoir défini le bien et le scénario, on demande directement à la personne interrogée son consentement à payer. La critique classique de ce mécanisme porte sur l'absence de stimulus et donc la possibilité pour les individus de fournir une réponse sérieuse. Pour aider les agents dans cet exercice, on peut utiliser une carte de paiement. La carte de paiement doit nécessairement inclure la valeur 0, puis des valeurs relativement faibles pour

⁴⁶ CUMMINGS R.G., BROOKSHIRE D.S., SCHULZE W.D. (1986), *Valuing environmental goods : a state of the arts assessment of the contingent method*, Totowa NJ : Rowman and Allanheld ; MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

éviter à nouveau un biais d'ancrage. L'objectif était d'éviter le biais instrumental des enchères de réduire le taux de non-réponse souvent élevé dans les enquêtes utilisant la question ouverte. Le choix des valeurs proposées est délicat puisqu'il ne doit pas induire de biais instrumental. Ces aides doivent être préalablement testées car les individus ont tendance à penser que la « vraie » valeur figure parmi les grandeurs proposées. Des comparaisons d'évaluations d'un même bien réalisées avec un mécanisme d'enchères et un mécanisme fondé sur une question ouverte montrent que l'on obtient des valeurs plus faibles avec la question ouverte qu'avec les enchères (Cummings et al., 1986)⁴⁷. Il semble que l'utilisation de la question ouverte doive être limitée à des biens familiers.

- La question fermée

Les méthodes proposées jusqu'alors visent à demander aux personnes interrogées de fournir une valeur, ce qui peut être difficile dans certains cas. L'introduction d'informations supplémentaires peut faciliter leur travail, mais risque d'entraîner des biais. R.C. Bishop et T.A. Heberlein (1979)⁴⁸ ont proposé d'utiliser une question fermée : une valeur unique est proposée à la personne interrogée laquelle répond par oui ou par non. Les valeurs proposées aux individus de l'échantillon sont tirées de manière aléatoire parmi un ensemble de valeurs estimées au cours d'une enquête préparatoire. Ce mécanisme de révélation des préférences appelé méthode du referendum se rapproche du fonctionnement du marché de concurrence parfaite puisque la personne interrogée, se trouve en situation d'acheteur d'un bien privé face à un prix affiché. Cette similitude est de faible portée car à la différence de l'acheteur, l'individu a une information limitée et n'a pas l'expérience du marché contingent. Ainsi, la réponse contient moins d'information que dans le cas précédent, il faut donc prévoir des échantillons plus importants. On peut également améliorer l'efficacité statistique de cette méthode en proposant une deuxième valeur, supérieure à la précédente pour une réponse positive et inférieure à la précédente pour une réponse négative. Certains économistes ont même proposé trois valeurs successives. Mais ce dernier cas est très proche du système d'enchères. Quel que soit le nombre de valeurs proposées, ce mécanisme n'est pas exempt de biais d'ancrage. De plus, le consentement à payer moyen est sensible au montant des valeurs proposées.

⁴⁷ CUMMINGS R.G., BROOKSHIRE D.S., SCHULZE W.D. (1986), op. cit.

⁴⁸ BISHOP R.C., HEBERLEIN T.A. (1979), "Measuring values of extramarket goods : are indirect measures biased ?", *American Journal of Agricultural Economics*, 61, pp. 926-930.

Avec la procédure de la question ouverte, le consentement à payer est de forme continue alors qu'avec la question fermée, il est de forme discrète. Si la forme dichotomique est le plus souvent utilisée car plus proche du fonctionnement du marché, où les consommateurs se décident en fonction d'un prix donné, le débat reste néanmoins ouvert quant à la pertinence de recourir à l'un ou l'autre de ces deux formats selon le contexte de l'évaluation. Certains auteurs ont relevé la probabilité d'occurrence plus importante de biais dans le cas des questions ouvertes : biais stratégique, biais informationnel et biais lié au véhicule de paiement (Johnson, Brezenger et al., 1990)⁴⁹. En revanche, d'autres ont minimisé le rôle du biais stratégique en montrant qu'il s'annulait avec le biais hypothétique ou encore qu'il n'existait qu'en théorie.

Il semble toutefois que l'utilisation du système de question ouverte génère des consentements à payer généralement moins élevés que dans le cas d'une question fermée (Walsh, Johnson et al., 1989)⁵⁰, sans que les économistes n'aient pu fournir une explication satisfaisante à cette différence de comportement des individus (Kristom, 1993 ; Brown, Champ et al., 1996)⁵¹. Le choix d'une forme fermée ou ouverte a donc des conséquences sur le montant du consentement à payer. Différentes applications de la méthode ont permis à T.C. Brown et al. (1996) de présenter les résultats entre les consentements à payer obtenus pour chaque mode de révélation : le rapport varie de 1,12 à 4,78. La difficulté est alors de déterminer quelle est la « bonne » valeur à retenir : celle obtenue par le mode dichotomique ou celle issue de la forme ouverte ? Dans le cas d'un actif de nature complexe dont l'exercice d'évaluation n'est pas courant, l'utilisation de la question fermée risque de conduire à des niveaux de consentements à payer surestimés par rapport à la valeur réelle qu'accordent les enquêtés au bien (Gregory, Lichtenstein et al., 1995)⁵². En effet, parmi les personnes interrogées, certaines risquent d'être incapables de se faire une idée précise de leur consentement à payer et vont répondre favorablement à n'importe quel montant proposé qui

⁴⁹ JOHNSON R.L., BREZENGER N.S. et al. (1990), "Contingent valuation question formats : dichotomous choice versus open-ended responses" in R.L. JOHNSON. and G.V. JOHNSON, *Economic valuation of natural resources : issues, theories and applications*, Westview Press, pp. 193-203.

⁵⁰ WALSH R.G., JOHNSON D.M. et al. (1989), "Issues in nonmarket valuation and policy application : a retrospective glance", *Western Journal of Agricultural Economics Association*, 14 (1), pp. 178-188.

⁵¹ KRISTOM B. (1993), "Comparing continuous and discrete contingent valuation questions", *Environmental and Resource Economics*, (3), pp. 63-71 ; BROWN T.C., CHAMP P.A. et al. (1996), "Which response format reveals the truth about donations to a public good ?", *Land Economics*, 72 (2), pp. 152-166.

⁵² GREGORY R., LICHTENSTEIN S. Et al. (1995), "How precise are monetary representations of environmental improvements ?", *Land Economics*, 71 (4), pp. 462-473.

leur semblera raisonnable (Brown, Champ et al., 1996)⁵³. En revanche, avec le système de question ouverte, le risque majeur est d'obtenir un pourcentage important de réponses nulles qu'il faudra alors traiter comme des vrais ou des faux zéros, mais les consentements à payer révélés ne sont pas « contraints ».

T.C. Brown et al. (1996) montrent que la différence entre les deux consentements à payer peut être expliquée notamment par le but recherché par les personnes interrogées lorsqu'elles consentent à accomplir l'exercice d'évaluation. En effet, cet objectif est multiple : il s'agit non seulement de donner son opinion sur le programme proposé mais également de donner la valeur attendue par le questionnaire. Ces deux formes de réponses peuvent être associées à des comportements de citoyen d'une part et de consommateur d'autre part. Or toujours selon ces auteurs, seule la forme ouverte permet aux répondants d'atteindre simultanément ces deux objectifs : l'agent en choisissant de donner une valeur non nulle de son consentement à payer, manifeste un avis sur le bien, et détermine ensuite le niveau de son CAP. Tandis que la forme dichotomique, en préconisant un niveau du CAP, fait l'amalgame entre les deux types d'effet et conduit à la déclaration de CAP surestimés : « *If the posited bid level is more than the respondent thinks he or she would be willing to pay, the respondent must choose between the two objectives ; if it is more important to indicate a favorable impression of the good than to indicate a truthfull WTP⁵⁴, the respondent will say "yes" » (Brown, Champ et al., 1996)⁵⁵.*

Le résultat de leur analyse est que l'important n'est pas tant le choix entre les deux formats de révélation du consentement à payer, mais plutôt la qualité du questionnaire qui va permettre soit d'obtenir des réponses « vraies », soit de distinguer les réponses « vraies » de celles qui sont surestimées.

Dans le cadre de notre étude, nous avons choisi compte tenu du contexte, de recourir à l'usage de la question ouverte pour la révélation du consentement à payer. Il faudra alors être particulièrement vigilant quant au choix du moyen de paiement puisque celui-ci constitue le seul référent fourni à l'enquêté et peut être à l'origine d'un taux plus élevé de réponses de protestation.

⁵³ BROWN T.C., CHAMP P.A. et al. (1996), op. cit.

⁵⁴ WTP : willingness to pay.

⁵⁵ BROWN T.C., CHAMP P.A. et al. (1996), op. cit.

3 – Les différentes mesures du surplus du consommateur

La théorie économique du bien-être permet de classer les préférences selon deux propriétés fondamentales (Freeman, 1993)⁵⁶ : la propriété de satiété et la propriété de substituabilité entre les éléments d'un ensemble de choix. Elles peuvent dès lors être exprimées par une fonction d'utilité croissante en tous ses éléments, continue et unique à une transformation monotone croissante près :

$$U = U(X, Q) \quad \text{sous } Y = PX \quad (1)$$

avec

X : vecteur des quantités de biens marchands

Q : qualité de la ressource naturelle

P : vecteur des prix des biens marchands

Y : niveau de revenu minimal nécessaire au maintien du niveau d'utilité compte tenu des vecteurs de prix et de biens publics

L'objectif de maximisation sous contrainte du consommateur peut être illustré à l'aide d'une fonction de dépense e :

$$e(P, Q, U) = Y \quad (2)$$

Il s'agit maintenant de mesurer les effets de la variation de la qualité d'une ressource naturelle telle que le paysage sur le bien-être des agents. Un changement de qualité de la ressource naturelle amène l'agent à procéder à des substitutions entre les biens marchands (X) et le niveau de qualité (Q). On peut envisager plusieurs situations possibles. Soient P_0, Q_0, U_0 et Y_0 le niveau initial des différents paramètres, et P_1, Q_1, U_1 et Y_1 leur niveau final après variation de la qualité du bien public. La variation compensée du surplus prend alors la forme :

$$SC = [e(P_0, Q_0, U_0) = Y_0] - [e(P_0, Q_1, U_0) = Y_1]$$

$$SC = Y_0 - Y_1$$

⁵⁶ FREEMAN A. M. (1993), op. cit.

L'évolution est estimée par rapport à l'état initial U_0 , il s'agit alors du *surplus compensateur* (SC). Ce SC positif indique que l'état Q_1 de la qualité (ou de la quantité) du bien public est préféré à l'état Q_0 et que le consommateur est disposé à payer une certaine somme qui lui permet de conserver son niveau d'utilité constant.

Exprimée en termes de surplus hicksien, l'équation précédente devient :

$$SE = [e(P_0, Q_0, U_1) = Y_0^*] - [e(P_0, Q_1, U_1) = Y_1^*]$$

$$SE = Y_0^* - Y_1^*$$

L'évolution est appréciée cette fois par rapport à l'état final U_1 , on parle alors de surplus équivalent. Deux situations doivent être distinguées : si Q_1 est préféré à Q_0 , il faut raisonner en termes de consentement à recevoir (CAR) ; en revanche, si Q_0 est préféré à Q_1 , on retrouve le consentement à payer (CAP).

Il est possible d'établir une classification des résultats issus d'une évaluation contingente selon leur signification économique (en termes de surplus hicksien) et selon qu'il s'agit d'une variation de prix ou de quantité :

	CAP	CAR
Augmentation de la quantité du bien	Surplus compensateur	Surplus équivalent
Diminution du prix du bien	Surplus compensateur ; variation compensatrice	Surplus équivalent ; variation équivalente
Diminution de la quantité du bien	Surplus équivalent	Surplus compensateur
Augmentation du prix du bien	Surplus équivalent ; variation équivalente	Surplus compensateur ; variation compensatrice

Source : Mitchell and Carson (1989)⁵⁷.

Tableau 2 : Les différentes mesures hicksiennes de bien-être pour la méthode d'évaluation contingente

⁵⁷ MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), op. cit.

Si le programme soumis aux personnes interrogées propose une variation du prix de l'actif considéré (ce qui est rarement le cas), il faut alors raisonner non plus seulement en termes de surplus mais également en termes de variation afin de prendre en compte l'effet-revenu d'une variation de prix⁵⁸.

La variation compensatrice du surplus est définie comme la fraction maximale de son revenu auquel l'individu doit renoncer pour conserver son niveau d'utilité constant lorsqu'il y a baisse des prix. Dans le cas d'une hausse des prix, la variation compensatrice est alors égale à la somme minimale qui doit s'ajouter à son revenu pour maintenir son utilité constante.

La variation équivalente du surplus est définie comme le montant minimal (maximal) qui doit s'ajouter (être retranchée) au revenu du consommateur pour garder son niveau d'utilité à un niveau équivalent à une diminution (augmentation) des prix (Desaigues et Point, 1993)⁵⁹.

La spécification théorique du résultat de l'évaluation étant formellement établie, il est alors possible de procéder à l'agrégation des consentements à payer qui conduit au final à l'évaluation du bénéfice total (ou au coût total) associé à la variation de l'actif environnemental.

Néanmoins, cette procédure soulève des questions importantes (Mitchell and Carson, 1989) : d'une part, la somme des CAP individuels correspond-elle véritablement au bénéfice total (ou coût total) de la population de référence ? ; et d'autre part, la somme des bénéfices associés à des actifs indépendants est-elle égale au bénéfice total (ou coût total) correspondant à ces actifs considérés alors comme une entité globale (problème du biais d'inclusion) ? En effet, ces difficultés doivent être prises en compte car elles vont conditionner la « bonne » construction du scénario proposé aux personnes enquêtées. Le scénario doit être explicite et plausible. L'information apportée aux personnes interrogées joue un rôle crucial. Elle doit être suffisante et compréhensible, et aussi neutre que possible pour ne pas influencer les réponses. La modification de l'environnement envisagée doit être décrite avec précision, avec

⁵⁸ BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), *Economie et politiques de l'environnement*, Précis Dalloz, Paris.

⁵⁹ DESAIGUES B., POINT P. (1993), *Economie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, Paris.

photographies, dessins, cartes, diagrammes à l'appui... Nous reviendrons sur l'analyse de ces difficultés et des principaux biais (biais d'ancrage, biais d'auto-sélection, biais hypothétique et biais d'inclusion) inhérents à la méthode dans le dernier chapitre lors de son application au paysage du Plateau de Millevaches.

En effet, l'objectif de l'évaluation contingente est de révéler la valeur moyenne à laquelle un ensemble d'agents, représentant une population de référence, est prêt à sacrifier en échange d'une augmentation de la qualité ou de la quantité d'un bien, c'est-à-dire l'équivalent monétaire qui permet à ces individus de maintenir leur utilité constante après fourniture du bien. Aussi, comme l'indique la théorie néoclassique, les éléments qui influencent le choix des consommateurs vont être les quantités consommées et les préférences individuelles concernant les différentes combinaisons de biens possibles (Opaluch and Segerson, 1989, p. 84)⁶⁰. La fiabilité des résultats de l'exercice d'évaluation contingente requiert donc d'une part, que ces quantités soient intelligibles pour les personnes interrogées en situation de consommateurs de bien public, et d'autre part, que leur système de préférences soit en accord avec celui présenté par la théorie néoclassique.

4 – La pertinence de l'évaluation économique

Face à l'impossibilité de déterminer une préférence collective à partir des préférences individuelles, une médiation est nécessaire et l'évaluation économique possède de nombreux atouts pour remplir ce rôle. Elle situe un projet dans un contexte élargi permettant des comparaisons entre les coûts et les avantages de différentes actions possibles utilisant les mêmes ressources. Destinée à mesurer les conséquences d'une action, elle permet une certaine objectivité. Certes, cette objectivité dépend des hypothèses sous-jacentes aux méthodes d'évaluation qui si elles sont connues de tous les acteurs, étudiées et critiquées, offrent une base commune d'interprétation des résultats. Ceux-ci permettent de hiérarchiser les choix possibles, d'arbitrer entre des intérêts contradictoires. Plus que les chiffres obtenus, manipulables car pouvant varier énormément en fonction des hypothèses retenues, c'est la recherche d'informations et les polémiques au sujet de l'évaluation qui sont souvent les plus profitables pour éclairer les décisions. En outre, les chiffres ne sont pas les seules variables

⁶⁰ OPALUCH J.J., SEGERSON K. (1989), "Rational roots of irrational behavior : new theories of economic decision-making", *Noartheastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, 18 (2), pp. 81-95.

manipulables. Les groupes de pression, les rapports de force existants, entraînent d'autres formes de manipulation.

Mais les fondements théoriques de l'évaluation économique peuvent être incompatibles avec les enjeux environnementaux. Cette difficulté a suscité de nombreuses réflexions critiques. Elles portent d'une part sur certaines hypothèses du raisonnement économique et leurs conséquences sous-jacentes : la souveraineté des préférences individuelles considérées comme des données, et l'acceptation d'un équivalent monétaire. En effet, fonder l'évaluation sur les préférences individuelles suppose que celles-ci préexistent à tout arbitrage ou échange, que les individus sont donc capables d'établir des équivalences entre les biens non marchands et les biens marchands selon une échelle de préférences préexistante et stable. Cette hypothèse de la théorie néoclassique, qui s'applique aux biens marchands, est étendue aux actifs naturels et implique que les taux de substitution entre biens, antérieurs au marché, soient révélés par le biais des comportements d'échange des consommateurs. Pour ceux-ci, le système des prix relatifs semble être une donnée reflétant les taux d'équivalence objectifs sur lesquels ils ne peuvent agir. Or, cette perception est fautive ; ces taux résultent en fait de l'interaction de toutes les actions individuelles que le système de prix a tendance à rendre invisibles, ils ne préexistent pas au marché mais résultent au contraire du développement de l'économie marchande. Cette hypothèse d'une échelle donnée des préférences appliquée aux biens environnementaux, qui se révélerait à travers le consentement à payer pour les obtenir, est source de critiques adressées à l'évaluation économique.

a – Morale, utilité et bien-être

Dans la théorie économique, l'ensemble des biens mis à la disposition des agents économiques sert à remplir un objectif : maximiser leur utilité. Les biens ne sont que des instruments destinés à satisfaire les individus. Cette instrumentalisation de la nature au service des agents économiques à des fins de maximisation des fonctions objectifs des producteurs et des consommateurs reflète la conception très anthropocentrique et utilitariste de l'économie. En effet, l'adhésion à une obligation morale peut être un motif constitutif de la valeur d'existence d'une ressource naturelle. Or cette action est-elle synonyme de gains en termes de bien-être ? La réponse apportée par R.C. Mitchell et R.T. Carson (1989)⁶¹ rejoint la théorie

⁶¹ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

néo-classique du bien-être qui confond les notions d'utilité et de bien-être : tout choix rationnel conduit nécessairement à maximiser son bien-être personnel. Ce principe, associé à la présence de motivations d'ordre éthique, est énoncé par R.C. Mitchell et R.T. Carson (1989, p. 66)⁶² de la façon suivante :

« [...] il est erroné de considérer que tous choix fondés sur des croyances éthiques impliquent un sacrifice de soi-même ; en réalité, ceux qui font des choix de ce type retirent une utilité issue de la satisfaction de normes sociales internalisées. [...] Loin d'être contre-préférentiels, dans des évaluations contingentes correctement menées, les choix basés sur ces préférences sont motivés par des considérations intéressées et égoïstes. »

Ces auteurs avancent à juste titre la présence de sentiments moraux dans l'élaboration des choix des agents. En revanche, le parallèle entre ces sentiments et les « considérations intéressées et égoïstes » suppose une confusion entre choix et bien-être, qui, depuis A.K. Sen (1977)⁶³, est estimée comme peu légitime. En effet, cet auteur a prouvé la nécessité de découpler utilité et bien-être lorsque l'on se préoccupe des comportements moraux ou encore à « l'engagement », selon la terminologie propre à l'auteur⁶⁴. Un exemple associant « altruisme » et « engagement » peut permettre de mieux comprendre le sens particulier de cette dernière notion. Posons l'hypothèse suivante : un individu faisant preuve d'altruisme retire du bien-être des bénéficiaires dégagés par les usagers d'un actif environnemental donné. La valeur d'existence instrumentale peut donc être considérée comme un gain d'utilité ou encore gain en bien-être, que cet agent altruiste retire de la sauvegarde de la ressource. Si maintenant l'hypothèse est que cette personne ne se sent pas personnellement affectée par cette protection, et que, néanmoins, elle envisage la préservation de cette ressource comme essentielle. Elle peut alors être incitée à agir pour la favoriser. Il s'agit ici d'un cas d'engagement.

En définitive, cet engagement découle bien d'un choix de l'individu, mais ce choix est affranchi de l'objectif de maximisation de son bien-être personnel. D'après A.K. Sen (1993,

⁶² MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

⁶³ ALDRED (1998) s'appuie explicitement sur cette distinction pour dissocier valeur d'existence et bien-être. SEN A.K. (1977), "Rational fools : a critique of the behavioral foundations of economic theory", *Philosophy and Public Affairs*, 6, pp. 317-344 ; ALDRED J. (1998), "Existence value, moral commitments and in-kind valuation", in FOSTER J. (ed.), *Valuing Nature ?*, Routledge, pp. 155-169.

⁶⁴ "le concept d'engagement est en relation étroite avec la morale de la personne" (SEN, 1993, p. 100). SEN A.K. (1993), *Ethique et économie*, PUF.

p. 98)⁶⁵, « *une façon de définir l'engagement consiste à dire qu'une personne choisit une action qui, pense-t-elle, lui apportera un degré de bien-être inférieur à celui que lui procurerait une autre action qu'elle pourrait aussi mener.* » Cet individu ne souhaite pas diminuer son bien-être personnel, mais son adhésion à une obligation morale peut s'avérer incompatible avec la recherche de la maximisation de son bien-être. Il apparaît donc que la présence de motivations d'ordre éthique oblige à établir une distance entre utilité et bien-être.

La valeur d'existence intrinsèque est alors considérée comme l'utilité, et non comme le bien-être, retirée de la sauvegarde d'un bien environnemental. Cette analyse remet en question le principe de substituabilité avancé par les économistes néoclassiques du bien-être, et, plus généralement, la pertinence de l'évaluation monétaire.

b – Incommensurabilité entre valeur éthique et valeur monétaire

L'un des fondements de l'évaluation économique est la référence aux préférences individuelles. Celles-ci s'expriment à travers le consentement à payer des individus pour obtenir la mise en œuvre d'une action favorable à l'environnement ou pour empêcher une action conduisant à une diminution de la qualité de l'environnement. Ce consentement à payer est un engagement, une base monétaire révélant le montant que l'agent est prêt à supporter pour qu'un projet soit réalisé. Il implique un choix, une décision entre plusieurs alternatives dont l'existence traduit un conflit. Cette mesure monétaire est très imparfaite, elle n'est pas adaptée à l'expression de toutes les formes de préférences, et elle doit souvent être complétée par des procédures non économiques déterminant des contraintes d'une autre nature.

En effet, l'évaluation économique se fait en référence au seul monde marchand. Son principe de base est qu'il faut payer pour obtenir un bien. Le consentement à payer pour un bien environnemental non marchand est donc une expression monétaire des préférences, transposée du monde marchand où le fait d'acheter un bien révèle la valeur qu'on lui attribue et le place sur une échelle des préférences par rapport aux autres biens. Mais la réduction à une même échelle de valeur d'éléments très différents contribuant au bien-être induit d'importantes difficultés. En effet, les possibilités de substitution infinies entre biens supposent l'adoption d'une seule et même échelle de valeurs. Si tout peut être mesuré en

⁶⁵ SEN A.K. (1993), op. cit.

termes monétaires, il sera toujours possible de compenser la perte d'un bien par un autre bien de valeur monétaire équivalente. Cette notion de compensation entre des coûts et des avantages fait l'objet de nombreuses critiques.

La séparation entre bien-être et utilité motivée par la présence de motivations éthiques conduit à reconsidérer le principe de substitution entre amélioration d'un bien environnemental et valeur monétaire. En effet, cette dernière est une expression du bien-être personnel – ou encore un moyen de la satisfaire – tandis que le premier actif entraîne un choix qui n'est pas lié à des réflexions en termes de bien-être personnel. Il est alors possible d'envisager la possibilité d'une incommensurabilité entre « valeur éthique » et « valeur monétaire ». Une personne se sentant moralement concernée par la sauvegarde d'un bien environnemental va raisonner en termes de « bien » et de « mal » et non plus en termes « d'indifférence » et de « calcul à la marge ». Certains auteurs estiment alors que les relations de préférences lexicographiques sont plus adaptées pour expliquer le comportement de choix de cet agent (Edwards, 1986 ; Stevens et alii, 1991 ; Spash et Hanley, 1995)⁶⁶.

Une relation lexicographique suppose que dans un panier composé de deux biens, l'un d'entre eux bénéficie d'une priorité absolue, de sorte qu'aucun panier composé des mêmes biens ne peut être indifférent au premier panier de biens. L'état des préférences n'est alors plus représenté par une fonction continue. En conséquence, notre agent va attribuer une importance supérieure à la qualité de certains éléments de l'environnement (Q) par rapport aux biens marchands. Cette incommensurabilité entre ces deux familles de biens va se manifester de la manière suivante : une amélioration de Q est toujours préférée à une variation de la consommation des autres biens, autrement dit au revenu monétaire utilisé pour les acquérir. Ce type de préférences se manifeste à partir d'un certain seuil symbolisant un niveau de vie minimum (exprimé en termes de quantité et de qualité des soins médicaux, d'éducation, d'alimentation, de loisirs...). Soit Y^* la part du revenu consacrée à l'atteinte de ce seuil et Y le revenu maximal (avec $Y^* > Y$), le consentement à payer d'un agent présentant des préférences lexicographiques serait égal à la différence entre Y et Y^* ⁶⁷. Ce montant n'est pas la conséquence d'un rapport d'indifférence entre environnement et monnaie. En

⁶⁶ EDWARDS S.F. (1986), "Ethical preferences and the assessment of existence values : does the neoclassical model fit ?", *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, 15, (2), pp. 145-150 ; STEVENS T.H., ECHEVARRIA J., GLASS R.J., HAGER T., MORE T.A. (1991), "Measuring the existence value of wildlife : what do CVM estimates really show ?", *Land Economics*, 67, 4, pp. 390-400 ; SPASH C.L., HANLEY N. (1995), "Preferences, information and biodiversity preservation", *Ecological Economics*, 12, (3), pp. 191-208.

⁶⁷ Dans le cas de l'usage du consentement à recevoir, la compensation monétaire serait infinie.

définitive, l'existence de motivations d'ordre éthique et par conséquent de préférences lexicographiques qui en résultent, conduit à un consentement à payer qui ne correspond pas à une mesure de la variation compensatrice pour laquelle le niveau d'utilité reste stable.

La réalisation d'une évaluation contingente concernant un bien véhiculant une valeur d'existence intrinsèque peut conduire en raison de l'irréductibilité entre bien-être personnel et engagement moral, à l'apparition de réponses de protestation. C.L. Spash et N. Hanley (1995)⁶⁸ apportent un élément tendant à prouver l'existence d'une telle relation. Pour ce faire, ils ont demandé à un échantillon représentatif leur consentement à payer pour empêcher la disparition d'une forêt écossaise présentant un biotope remarquable. Les auteurs ont alors constaté qu'un quart de l'ensemble des personnes interrogées était caractérisé par des préférences lexicographiques, dans la mesure où ce sous-groupe a refusé de contribuer monétairement, bien qu'il ait admis l'obligation morale liée à la sauvegarde de la faune et de la flore, et ce quel qu'en soit le coût.

Le paysage du Plateau de Millevaches en Limousin est l'objet d'une évaluation contingente décrite dans le chapitre suivant. Il est perçu comme un symbole de la qualité du milieu naturel de la région. Il est possible qu'une partie des personnes interrogées estime être moralement concernée par la protection de la ressource. Trois formes de comportement peuvent alors se manifester : l'enquêté ne répond pas au questionnaire ; l'enquêté refuse de répondre à la question de révélation de la valeur ; l'enquêté fournit un consentement à payer positif. Dans ce dernier cas, et dans le cadre des hypothèses du modèle lexicographique, le montant du consentement à payer serait égal à $(Y - Y^*)$, c'est-à-dire correspondrait à des montants relativement élevés. La reconnaissance de ce type de réponses est un enjeu, puisqu'elle présume connu le niveau de vie minimum et ce d'un groupe social à l'autre. L'identification du lien entre préférences lexicographiques et réponses de protestation est moins difficile à réaliser, comme en atteste la présence de certains résultats à ce sujet.

Notre questionnaire contingent n'a toutefois pas été construit pour identifier précisément les réponses issues d'un système de préférences lexicographiques. Certains éléments sont destinés à évaluer l'importance des motivations d'ordre moral dans la formation du consentement à payer. Néanmoins, dans la mesure où les contributions monétaires et les réponses de protestation ne sont pas le résultat d'un seul motif mais de plusieurs et qu'en

⁶⁸ SPASH C.L., HANLEY N. (1995), op. cit.

outre, les items proposés ne représentent pas avec certitude un état psychologique particulier, cette identification est approximative.

La présence de cette « valeur éthique » nous amène à reconsidérer la légitimité de l'utilisation d'une méthode mono-critère pour éclairer un processus de décision. Elle suppose en effet qu'une personne interrogée sur le bien-fondé de la préservation d'une ressource remarquable, ne va pas se comporter en tant que consommateur, c'est-à-dire en tant qu'acheteur d'un droit dans le cas du consentement à payer. Or, la méthode d'évaluation contingente repose sur ce postulat. Elle apparaît peu appropriée à l'expression des « préférences citoyennes » et ne permet pas de déterminer la nature réelle de la « valeur éthique ».

Si l'évaluation ne doit pas se réduire à la monétarisation, cela ne signifie pas qu'il faille rejeter cette procédure. Dénier la capacité des individus à faire des choix revient à transférer la responsabilité de ceux-ci à un expert, à un « despote éclairé ». En revanche plus les décideurs sont informés sur les conséquences de leurs choix et sur les valeurs implicites qui en résultent, meilleurs seront leurs choix. En analysant ceux-ci, on rend explicite le prix implicite alloué à l'environnement. L'évaluation monétaire peut alors constituer une source d'informations très riche, à condition toutefois que la valorisation des dommages ne soit pas un mode de décision mais un moyen, parmi d'autres, d'éclairer les décisions.

B – Application au paysage : des résultats encourageants

L'utilisation tardive de la méthode d'évaluation contingente en France (Bonnieux et al., 1992)⁶⁹ associée à la double difficulté de « reconnaître » le paysage et de le « réintégrer » dans une logique agricole expliquent le caractère récent de l'évaluation des paysages agricoles. Les premiers travaux français (Bonnieux et al, 1994, 1995)⁷⁰ portent sur l'évaluation du consentement à recevoir des agriculteurs pour la mise en place de nouvelles mesures agri-environnementales dans le cadre de la protection de zones humides en Basse-

⁶⁹ BONNIEUX F., DESAIGUES B., VERMERSH D. (1992), "France", Chap. 2, in NAVRUD S., *Pricing the European Environment*, Scandinavian University Press, pp. 45-64.

⁷⁰ BONNIEUX F. et RAINELLI P. (1994), "Les mesures agri-environnementales et le recours à l'évaluation contingente", *Actes et Communications*, "Réformer la Politique agricole commune", INRA ESR, n°12, pp. 247-261 ; BONNIEUX F., RAINELLI P. et VERMERSH D. (1995), *The provision of environmental goods by agriculture*, The European Association of Environmental and Resource Economists, VIth annual conference EAERE, Umea, Suède, juin.

Normandie. Ces mesures agri-environnementales exigent une réflexion à la fois sur la rémunération des biens publics et sur les droits que chacun des agents conserve ou acquiert dans l'utilisation du paysage. Après avoir dressé un bilan non exhaustif des différentes applications de la MEC au paysage, nous en tirerons les conclusions concernant les conditions de mise en œuvre, les avantages et les perspectives de la méthode.

1 – Un premier bilan

Cette méthode contrairement aux précédentes a donné lieu à plusieurs applications à la valeur esthétique d'un site. Ainsi, B.S. Brookshire et al. (1976)⁷¹, à la suite de A. Randall et al. (1974)⁷², utilisent un système d'enchères afin d'estimer les dommages esthétiques induits par la construction d'une centrale électrique près du lac Powell aux Etats-Unis. L'enquêteur propose une mise à prix. Un processus itératif s'engage, jusqu'à ce que l'enquêté réponde qu'il ne mettrait pas un dollar de plus pour éviter ou atténuer le projet de construction d'une centrale électrique. Le processus inverse est appliqué afin de définir le consentement à accepter la dégradation du site. L'évaluation porte sur l'impact visuel de la centrale et la perte de visibilité due à la fumée. De même, l'évaluation de la qualité de la vue a fait l'objet d'études. W. Schulze et al. (1983)⁷³ par exemple, ont indiqué que les avantages d'une préservation de la vue sur le Grand Canyon aux Etats-Unis étaient de l'ordre de 3,5 milliards de dollars par an voire de 6,2 milliards par an, si le maintien de la vue s'étendait aux zones aménagées ou aménageables en parcs dans le sud-ouest des Etats-Unis (Pearce, 1989, p. 41)⁷⁴.

Plus récemment, B.L. Dillman et J.C. Bergstrom (1991)⁷⁵ ont utilisé cette méthode pour évaluer les bénéfices de la protection de la campagne du Comté de Greenville aux Etats-Unis qui présente une valeur esthétique et une valeur patrimoniale (« scenic and nostalgic »). Cinq éléments se combinent pour créer la campagne : la topographie, le ciel, la végétation, l'eau et l'activité humaine. Afin de déterminer les bénéfices de cette protection et de justifier

⁷¹ BROOKSHIRE D., IVES B. et SCHULZE W. (1976), "The valuation of aesthetic preferences", *Journal of Environmental Economics and Management*, 3, pp. 325-346.

⁷² RANDALL A., IVES B. et EASTMAN C. (1974), "Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements", *Journal of Environmental Economics and Management*, 7, pp. 1-19.

⁷³ SCHULZE W., BROOKSHIRE D., WALTHER E., Mac FARLAND K., THAYER M., WHITWORTH R., BEN-DAVID S., MALM W. et MOLENAR J. (1983), "The Economic Benefits of preserving Visibility in National Parklands of the Southwest", *Natural Resources Journal*, 23, 1, pp. 149-173.

⁷⁴ PEARCE D.W. (1989), op. cit.

⁷⁵ DILLMAN B.L., BERGSTRÖM J.C. (1991), "Measuring Environmental Amenity Benefits of Agricultural Land", in HANLEY N., *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*, CAB International, Wallingford, Oxon.

finalement l'intervention publique sur la base d'une analyse coûts-avantages, ces auteurs proposent de spécifier la relation entre le consentement à payer pour protéger et la surface de terre protégée. Le questionnaire a toutefois été modifié afin d'évaluer la valeur totale associée aux différentes quantités de terre. Il n'est pas question de mesurer le paysage mais d'estimer ce que les habitants du Comté de Greenville sont disposés à payer pour préserver le paysage de la modernisation. Tout comme dans le modèle de B.S. Brookshire et al. (1976)⁷⁶, la situation avant tout changement est considérée comme la meilleure (best level). Tout le raisonnement se fait à qualité constante et l'évaluation se fait sur la base de préférences définies a priori. Les auteurs déterminent après S.D. Beasley et al. (1986)⁷⁷ ou J. Halstead (1984)⁷⁸, un consentement moyen à payer de 13 dollars par acre et par an. Ce résultat qui tient compte du biais instrumental et du biais informationnel, établit un prix fictif positif du paysage rural d'autrefois qui reste malgré tout insuffisant dans le cadre d'une analyse coûts-avantages pour justifier l'intervention publique dans le Comté de Greenville.

A l'étranger, la plupart des études se situent du côté de la demande. L'application de la méthode d'évaluation contingente a permis d'estimer le CAP des consommateurs pour la conservation des paysages agricoles (Halstead, 1984 ; Bergström et al., 1985 ; Drake, 1992 ; Pruckner, 1995)⁷⁹. Dans ces applications, les paysages agricoles sont caractérisés par le maintien d'une faune et d'une flore variées autorisant un plaisir visuel, mais aussi matériel grâce aux activités récréatives (Halstead, 1984)⁸⁰. Les paysages génèrent des bénéfices esthétiques et psychologiques liés à la volonté de conserver un environnement physique et la continuité d'un mode de vie (Drake, 1992)⁸¹. Les bénéfices esthétiques traduisent plus une valeur d'usage, les bénéfices psychologiques seraient davantage à l'origine d'une valeur

⁷⁶ BROOKSHIRE D., IVES B. et SCHULZE W. (1976), op. cit.

⁷⁷ BEASLEY S.D., WORKMAN W.G. et WILLIAMS N.A. (1986), "Non-Market Valuation of Open Space and Other Amenities Associated with retention of Lands in Agricultural Use", Bulletin 71, Agricultural and Forestry Experiment Station, School of Agriculture and Land Resources Management, University of Alaska-Faibanks.

⁷⁸ HALSTEAD J. (1984), "Measuring the non-market value of Massachusetts agricultural land : a case study", Journal of the Northeastern Agricultural Economics Council, 13, pp. 12-18.

⁷⁹ HALSTEAD J. (1984), idem ; BERGSTRÖM J.C., DILLMAN B.L. et STOLL J.R. (1985), "Public environmental amenity benefits of private land : the case of prime agricultural land", Southern Journal of Agricultural Economics, vol. 17, n°1, juillet, pp. 139-149 ; DRAKE L. (1992), "The non-market value of the Swedish agricultural landscape", European Review of Agricultural Economics, vol. 19, n°3, pp. 351-364 ; PRUCKNER G. (1995), "Agricultural landscape cultivation in Austria : An application of the CVM", European Review of Agricultural Economics, vol. 22, n°2, pp. 173-190.

⁸⁰ HALSTEAD J. (1984), op. cit.

⁸¹ DRAKE L. (1992), op. cit.

d'existence. Le paysage agricole peut aussi évoquer une valeur visuelle à caractère nostalgique (Bergström et al., 1985)⁸².

Indépendamment de ces différents aspects, les valeurs obtenues par la méthode d'évaluation contingente peuvent être assez divergentes en raison de l'effet d'envergure qui résulte du fait que l'on a considéré des niveaux d'étude différents. Le tableau 10 présente ainsi un certain nombre de résultats collectés dans la littérature (Bonnieux, 1998)⁸³ relevant tous de l'approche contingente. Dans ce tableau, trois niveaux géographiques différents apparaissent : local, régional et national. La population concernée n'est pas non plus identique d'un cas à l'autre, puisqu'il s'agit des résidents, des touristes ou de la population locale, ce qui n'est pas sans conséquences en termes d'impact touristique. D'un point de vue formel on peut aussi envisager des sites uniques au plan mondial comme les chutes d'Iguazu ou le Grand Canyon du Colorado.

Auteur	Pays	Envergure du bien	Population concernée	CAP (F 1995/ménage/an)
Drake (1992)	Suède	Nationale	Population totale	1500
Pruckner (1995)	Autriche	Nationale	Touristes	1750-4300
Garrod et al. (1994)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents	145
	Autriche	Nationale	Visiteurs	98
Garrod et Willis (1995)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents	228
Willis et Garrod (1993)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents et visiteurs	218
Bateman et al. (1995)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents	647-1209
Le Goffe et Gerber	France	Locale	Résidents	184
Dillman et Bergström (1991)	Etats-Unis	Locale	Résidents	45-70

Source : Bonnieux et Rainelli (2000)⁸⁴.

Tableau 3 : CAP pour préserver des paysages agricoles

⁸² BERGSTRÖM J.C., DILLMAN B.L. et STOLL J.R. (1985), op. cit.

⁸³ BONNIEUX F. (1998), "Principes et mise en oeuvre de la méthode d'évaluation contingente", Economie Publique, Etudes et Recherches, Revue semestrielle de l'IDEP, 1, pp. 47-90.

⁸⁴ BONNIEUX F., RAINELLI P. (2000), "Aménités agricoles et tourisme rural", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, n°5, pp. 803-820.

L. Drake (1992)⁸⁵ a considéré le maintien à l'échelon national d'un paysage ouvert menacé par le boisement, alors que F. Bonnieux et P. Le Goffe (1997)⁸⁶ se sont intéressés à un bien public local : la restauration du bocage dans le Cotentin. Le contexte du travail de G. Pruckner (1995)⁸⁷ est différent puisque le paysage est un facteur essentiel de l'activité touristique en Autriche. Les autres travaux portent sur des biens d'envergure plus limitée, la frontière entre envergure locale et régionale étant assez floue. Il apparaît toutefois nécessaire de noter la cohérence des différentes évaluations, confirmée par une corrélation positive entre l'envergure du bien et le CAP. La valeur élevée obtenue dans l'analyse de I.J. Bateman et al. (1995)⁸⁸ découle de la nature spécifique de la région étudiée. Il s'agit des Norfolk Broads situées dans l'Est de l'Angleterre. Il s'agit de zones humides à haute valeur écologique menacées par des changements irréversibles pour lesquelles les valeurs de non-usage sont importantes. Les résultats des autres travaux portant sur des paysages d'envergure régionale sont comparables. En effet, dans ce cas, les valeurs d'usage sont prépondérantes et les valeurs des CAP des résidents sont proches.

L'accumulation de nombreuses études, plus de 2000 actuellement, permet de mieux apprécier le domaine de validité de la méthode et la portée de ses résultats notamment en matière de paysage. Cet effort empirique s'est accompagné d'une réflexion méthodologique sur les mécanismes de révélation des préférences, les biais et le traitement économétrique des réponses. Nous étudierons plus particulièrement ces deux derniers points dans le chapitre suivant en appliquant la méthode à un paysage particulier. En effet, malgré les biais et les difficultés soulevés par l'évaluation contingente, il semble que celle-ci demeure la plus appropriée à l'estimation de bien comme le paysage.

2 – Mise en œuvre et avantages de la méthode

« Le marché contingent – l'enquêteur, le questionnaire et l'enquêté – doit refléter du mieux possible un marché réel. Il faut, par exemple, que l'enquêté ait connaissance du bien en question. Si ce bien est une amélioration de la vue du paysage, on pourra montrer à l'enquêté des photographies du paysage avec et sans différents niveaux de pollution »

⁸⁵ DRAKE L. (1992), op. cit.

⁸⁶ BONNIEUX F., LE GOFFE P. (1997), op. cit.

⁸⁷ PRUCKNER G. (1995), op. cit.

⁸⁸ BATEMAN I.J., LANGFORD I.M., TURNER R.K., WILLIS K.G., GARROD G.D. (1995), "Elicitation and truncation effects in contingent valuation studies", *Ecological Economics*, 12, pp. 161-179.

(Pearce, 1989, p. 39)⁸⁹ et lui demander combien il est prêt à payer pour sauvegarder le paysage initial ou pour améliorer la qualité du paysage. Car son consentement à payer varie selon qu'il s'agit d'éviter une perte ou de capter un avantage. La variation de la qualité visuelle d'un paysage peut être simulée par différentes photographies présentées à l'enquêté : le paysage avant et après le projet. L'enquêteur cherche à connaître, soit ce qu'ils sont prêts à payer pour consommer un paysage de qualité (Q_1), soit ce qu'ils sont prêts à recevoir pour accepter une baisse de la qualité du paysage (Whitby et Hanley, 1986, p. 6)⁹⁰. La définition du bien retenue dans chacun des scénarios est en effet très importante, car celle-ci constitue la principale difficulté de l'évaluation d'un paysage. L'emploi de supports photographiques semble plus fréquent que l'utilisation d'une définition basée sur des critères qualitatifs et quantitatifs détaillés. La topologie, le type de végétation, la qualité de l'eau et de l'air (la luminosité par exemple) et la présence d'activités humaines sont rarement employés pour décrire le paysage à évaluer (Bergström et al., 1985)⁹¹. Or l'intégration, la composition et la combinaison de chacun de ces éléments déterminent la nature du paysage ainsi que sa qualité visuelle. Au vu des différentes études, il apparaît que la définition du bien n'est pas aussi précise que la MEC ne le préconise et que la photographie sert parfois de guide plus efficace que les mots. Les agents interrogés ont été en général amenés à estimer la préservation des paysages agricoles tels qu'ils les connaissent au moment de l'évaluation : la maintenance de la quantité de terres agricoles typiques face au risque de développement de la forêt (Drake, 1992)⁹², la préservation d'un terrain agricole proche géographiquement de l'agent interrogé face à un développement urbain potentiel plus ou moins important (Halstead, 1984)⁹³. Dans cette dernière étude, l'analyse des variables significatives montre que l'éloignement géographique de l'individu enquêté par rapport à la terre agricole la plus proche, son opinion sur la nécessité de préserver, son âge, son revenu, son niveau d'éducation et le niveau de développement urbain proposé jouent un rôle déterminant dans son évaluation.

Contrairement aux deux méthodes précédentes, la méthode d'évaluation contingente permet donc de faire participer les agents à la prise de décision en amont de la mise en œuvre du projet et pas uniquement une fois la dégradation parfois irréversible effectuée. De plus, elle

⁸⁹ PEARCE D.W. (1989), op. cit.

⁹⁰ WHITBY M. and HANLEY N. (1986), "Problems of Agricultural Externalities : A Conceptual Model with implications for Research", *Journal of Agricultural Economics*, 37, 1, pp. 1-11.

⁹¹ BERGSTRÖM J.C., DILLMAN B.L. et STOLL J.R. (1985), op. cit.

⁹² DRAKE L. (1992), op. cit.

⁹³ HALSTEAD J. (1984), op. cit.

est « *potentiellement capable de mesurer une large gamme de bénéfices économiques pour de nombreux biens, y compris ceux qui ne sont pas encore offerts, d'une manière consistante avec la théorie économique* » (Mitchell et Carson, 1989)⁹⁴. En effet, l'évaluation d'un bien environnemental est hypothétique dans le sens où l'enquête porte sur des marchés « contingents », un ensemble d'informations et de paiements hypothétiques..., A. Randall et al. (1983)⁹⁵ soulignent son applicabilité large et sa simplicité analytique. A l'inverse, les méthodes indirectes ne mesurent qu'une partie des bénéfices possibles et leur utilisation est limitée aux biens existants et pour des niveaux de qualité et de quantité existants.

Etant donné que la valeur des données issues des méthodes indirectes émerge de transactions réelles, on peut penser que ces valeurs sont ainsi validées. Mais A. Randall et al. (1983)⁹⁶ montre que leur champ d'application est limité d'une part, aux aménités auxquelles on peut relier un bien marchand qui transmettrait l'ensemble des informations nécessaires à l'évaluation du bien environnemental et, d'autre part, à des niveaux de bien à partir duquel l'individu a déjà eu une expérience (visite par exemple). D.S. Brookshire et T.D. Crocker (1981)⁹⁷ affirment que la MEC possède l'avantage de générer ses propres données. Elle n'a pas besoin d'un support relationnel ou fonctionnel avec un bien marchand.

Malgré les difficultés qu'elle suscite, la MEC apparaît comme la méthode la plus appropriée pour évaluer les paysages puisqu'elle permet de tenir compte des valeurs de non-usage et qu'elle donne aux pouvoirs publics les moyens de proposer des arbitrages sur des événements non encore réalisés. La possibilité d'apprécier monétairement les bénéfices de non-usage est directement liée au principe de la méthode : par l'intermédiaire d'un questionnaire, l'individu est invité à participer au processus de décision. Il est conduit à associer un prix à une modification hypothétique d'un milieu naturel particulier. La méthode d'évaluation contingente est alors considérée comme un exercice de démocratie qualitative, dans la mesure où il s'agit de reproduire l'intensité des préférences, et pas simplement l'expression d'une adhésion ou d'un rejet. Cette méthode assure donc la collecte d'une information très riche, ce qui implique d'examiner la nature des résultats obtenus.

⁹⁴ MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), op. cit.

⁹⁵ RANDALL A., HOEHN J.P. et BROOKSHIRE D.S. (1983), "Contingent Valuation Surveys for Evaluation Environmental Assets", *Natural Resource Journal*, vol. 23, juillet, pp. 635-648.

⁹⁶ RANDALL A., HOEHN J.P. et BROOKSHIRE D.S. (1983), op. cit.

⁹⁷ BROOKSHIRE D.S. and CROCKER T.D. (1981), "The Advantages of the Contingent Valuation Methods for Benefit-Cost Analysis", *Public Choice*, vol. 36, pp. 235-242.

En effet, la méthode ne manque pas d'arguments en sa faveur comme le rappellent S. Faucheux et J.F. Noël (1995)⁹⁸ : dans certaines situations, il s'agit de la seule méthode, par exemple lorsque l'on envisage de modifier un paysage et qu'aucune donnée ne peut être obtenue pour appliquer d'autres méthodes. De plus, elle peut être utilisée pour évaluer les valeurs de non-usage et leur importance pour notre sujet n'est pas négligeable. Le développement de l'usage de la méthode dans le cas du paysage témoigne d'ailleurs de son intérêt.

CONCLUSION

A partir des années 1980, le succès de la méthode d'évaluation contingente s'explique par les difficultés que rencontrent les autres méthodes. Son champ d'application est beaucoup plus large et la possibilité d'estimer les valeurs de non-usage en est une des raisons. L'obligation légale instaurée aux Etats-Unis d'évaluer tous les bénéfices et coûts potentiels de la réglementation a stimulé les recherches et favorisé la diffusion de la MEC. D'importants progrès méthodologiques ont consolidé la validité de la méthode. Surtout pratiquée aux Etats-Unis, son développement reste freiné en Europe par les réticences exprimées à l'égard de l'utilisation du consentement à payer pour valoriser les biens d'environnement. Les premières études françaises datent du début des années 1990. Une bonne information du public montre pourtant qu'il n'existe pas de rejet a priori de la monétarisation des valeurs non marchandes. Les résultats des études d'évaluation contingente montrent que les individus acceptent de payer des montants substantiels pour que la qualité du paysage soit améliorée ou préservée. Alors que le refus d'évaluer équivaut à un prix implicite nul (ou infini), les estimations monétaires obtenues, même imparfaites, de la valeur accordée au paysage, comparées au coût de sa protection, seraient capables d'infléchir considérablement les décisions en faveur de sa protection.

L'analyse de la position des agents vis-à-vis du programme de protection du paysage nous conduit à penser qu'une partie des « prix » révélés par notre échantillon va davantage

⁹⁸ FAUCHEUX S., NOËL J.F. (1995), *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris.

découler d'un comportement stratégique que d'un calcul de variation de bien-être⁹⁹. Ces résultats vont représenter l'état conflictuel de la situation dans lequel ces individus évoluent. De plus, des motivations comme l'altruisme et l'éthique vont également intervenir dans la détermination des valeurs de non-usage. Schématiquement, deux positions opposées sont concevables. D'une part, on peut considérer que la mesure monétaire obtenue, quelles que soient les motivations qui la soutiennent (stratégiques, altruistes ou éthiques), est valable dans la mesure où l'on admet que l'agent est le seul juge de ses préférences. D'autre part, le respect des présupposés théoriques de la méthode amène à ne retenir que les mesures supposées refléter les variations de bien-être directement reliées au sujet de l'évaluation. L'importance des bénéfices de non-usage va alors résulter de la position adoptée par l'évaluateur, et de la possibilité de discerner la présence de certaines motivations lors de l'administration du questionnaire. Cette dernière difficulté renvoie à celle plus générale de l'attention à apporter à l'élaboration du questionnaire pour pallier l'apparition systématique d'un certain nombre de biais. Ces aspects seront illustrés dans le dernier chapitre.

En relation avec le problème de la transcription monétaire, la présence de la « valeur éthique » a conduit certains auteurs à contester l'intérêt de l'utilisation d'un mode de coordination reposant sur un processus de révélation de la valeur individualisée. Ils estiment que l'ensemble des préférences doit être exprimé et fondé sur le mode de la confrontation et ne doit pas être uniquement transcrit en termes monétaires. L'usage de la démocratie qualitative apparaît alors comme insatisfaisante et le recours à la délibération est considéré comme une procédure participative plus adéquate (O'Neill, 1996)¹⁰⁰. Ce résultat rejoint celui établi à propos du mode de gestion adapté à une ressource par nature non appropriable comme le paysage. Cette particularité lui confère une valeur collective, dont l'expression peut être stimulée par la concertation. Nous réexaminerons ces différentes considérations dans la deuxième section du chapitre suivant.

⁹⁹ Cette difficulté est confortée par le mode d'administration de notre questionnaire (voie postale pour une partie). Les agents ont le temps de réaliser un calcul stratégique.

¹⁰⁰ O'NEILL J. (1996), op. cit.

Chapitre 4 : La difficile prise en compte de la dimension collective du paysage par la MEC

Le chapitre précédent nous a permis de décrire précisément le contexte dans lequel va intervenir la mise en œuvre de l'évaluation économique. Nous allons appliquer la méthode d'évaluation contingente au paysage du Plateau de Millevaches en Limousin. Cette procédure d'évaluation est supposée associer différents échantillons représentatifs d'une population concernée par le paysage, à un processus décisionnel où les efforts de concertation sont entravés par l'intensité des conflits d'intérêts. Cet aspect permet d'établir deux conditions pour que l'évaluation contingente ait un rôle actif et adéquat dans le processus de décision : la légitimité des résultats, une compréhension minimale et partagée des résultats par les différents acteurs associés (population, agriculteurs...) dans le cadre d'une procédure de CTE.

En effet, la mise en œuvre d'une évaluation contingente soulève de nombreuses difficultés et doit être réalisée en respectant un certain nombre de règles. Ainsi, la nature de l'information fournie aux personnes interrogées est déterminante puisqu'elle va assurer la crédibilité de l'évaluation et une compréhension minimale de la question formulée. L'impact des principaux biais de la méthode – problème du biais d'inclusion et de la nature hypothétique du marché – sur la révélation du consentement à payer va en effet résulter de la qualité de la spécification du questionnaire. La validité de l'évaluation monétaire dépend également de l'occurrence d'autres types de biais (biais d'ancrage, biais stratégique...). Les nombreux travaux empiriques réalisés ont permis d'améliorer cette méthode en tentant de minimiser l'influence des biais de sorte que la valeur révélée soit la plus représentative possible de la valeur réelle. Néanmoins, dans le cas d'un actif naturel comme le paysage présentant une valeur d'existence importante, le problème de la signification des estimations monétaires recueillies se pose avec acuité.

Dans le deuxième chapitre, nous avons pu déterminer les principales motivations constitutives de la valeur de non-usage. L'un de ces motifs de nature éthique, soulève des problèmes quant à la possibilité de le réduire à une mesure monétaire. Son existence est

présentée par certains auteurs comme étant à l'origine des réponses de protestation. Ce constat traduirait un décalage important entre le modèle néo-classique et la manière dont les agents percevraient et désireraient exprimer la valeur qu'ils accordent au paysage étudié. La question de la pertinence de la méthode d'évaluation contingente à refléter la nature et la portée de l'ensemble des préférences par une valeur monétaire est alors avancée. L'objectif de ce chapitre est d'étudier ce problème, de manière à déterminer des principes permettant de mieux cerner le rôle que peut jouer l'évaluation contingente, en tant qu'instrument de démocratie participative, dans la gestion du paysage.

La première section sera consacrée à la présentation des résultats de l'application de la méthode d'évaluation contingente à la poursuite (voire à l'intensification) de la gestion du paysage du Plateau de Millevaches en Limousin dans le cadre des CTE. Dans ce cadre, nous montrerons les difficultés de mise en œuvre de la méthode et les moyens permettant de limiter l'apparition de réponses « insatisfaisantes ». L'étude des réponses à la question du consentement à payer permet également de valider les considérations et les conclusions réalisées à propos des caractéristiques de la valeur de non-usage ainsi que de l'importance et de la nature des comportements de rejet de l'exercice d'évaluation. Dans la deuxième section, nous reviendrons sur l'analyse des principaux biais et du problème de l'incommensurabilité de manière à déterminer des possibilités d'amélioration et d'évolution de la méthode. En ce qui concerne les problèmes relatifs à sa mise en œuvre, nous étudierons les solutions permettant de palier aux principaux biais qui sont le biais d'inclusion et le biais hypothétique. Enfin, l'examen des fondements de la méthode nous conduira à analyser les raisons ayant poussé certains auteurs à proposer de faire reposer l'évaluation environnementale sur un processus délibératif et multidimensionnel, et non sur un processus individualisé et mono-critère.

Section 1 : Une application de la méthode d'évaluation contingente au paysage du Plateau de Millevaches

La préservation du paysage sur le Plateau de Millevaches s'inscrit dans une politique plus globale de prise en compte de la qualité de l'environnement en général et des paysages en particulier par l'agriculture. En cela, le projet est en accord avec les attentes de la société actuelle en matière d'environnement. Il manifeste également du souhait d'encourager le développement économique et touristique dans une zone en déprise. L'exploitation récréative de la ressource dépend de la préservation de la quantité et de la qualité du paysage.

Au moment de notre enquête, la mise en place des CTE débutait seulement. Des mesures agri-environnementales avaient par ailleurs déjà été mises en œuvre, mais malgré les efforts consentis, les résultats des mesures d'entretien du paysage ont été la plupart du temps jugés insuffisants. Cette inefficience résulte essentiellement du problème de conciliation d'intérêts divergents entre d'une part, l'usage productif et d'autre part, les usages environnementaux de la ressource (Point, 1999)¹, avec en substance la permanence des conflits d'usage. Dans un contexte où les objectifs de développement territorial sont divers et pluri-partenaires, et où le paysage est présenté comme un élément à prendre en compte, l'analyse des composantes de sa demande par le public (consommateur ou non) apparaît alors comme un préalable essentiel à l'élaboration de programmes de réhabilitation. Nous avons donc cherché par la conduite d'une évaluation contingente, à mesurer les bénéfices associés à une amélioration de la qualité des paysages, sur des sites précis.

Nous avons interrogé trois types de population : les résidents de la zone d'étude, les résidents du Limousin hors zone d'étude et les touristes. Deux grandes catégories de bénéfices vont être évaluées : les bénéfices d'usage présents et futurs et les bénéfices de non-usage. Le travail réalisé ici rejoint certaines études que nous avons présentées dans le chapitre précédent, qui ont proposé une analyse coûts-avantages de la poursuite de programmes de préservation du paysage par l'agriculture. Il s'agissait de déterminer s'il était économiquement légitime de conserver un niveau d'efforts financiers important en faveur de l'entretien de la ressource. Nous nous sommes basés sur l'ensemble de ces travaux sans

¹ POINT P. (1999), "La mesure économique des services délivrés par les hydrosystèmes", in POINT P. (dir.), *La valeur économique des hydrosystèmes*, Economica.

toutefois aspirer à une analyse aussi globale dans la mesure où l'on ne disposait pas d'un recul suffisant sur l'impact économique et environnemental des CTE.

L'objectif premier de la méthode d'évaluation contingente est de procurer des critères aux décideurs afin d'établir une répartition équilibrée entre les différentes utilisations. Néanmoins, deux difficultés sont susceptibles d'invalider les résultats obtenus par ce processus de révélation de la valeur : le problème de l'adéquation entre valeurs de non-usage et valeur monétaire ainsi que l'aspect conflictuel de la mise en œuvre du programme. L'objet de cette section est d'analyser la portée respective de ces éléments en étudiant l'importance et la nature des réponses de contestation ainsi que les déterminants de la constitution de la valeur de préservation.

Dans un premier paragraphe, nous présentons d'abord notre travail empirique. Puis dans un second paragraphe, nous cherchons à qualifier la nature des réponses obtenues à la question du consentement à payer pour les trois catégories de population interrogées.

I – La méthodologie de l'enquête

Nous examinons ici les différentes étapes de mise en œuvre de l'évaluation contingente, de l'élaboration du questionnaire à son administration. L'un des principaux problèmes réside dans la construction d'un questionnaire susceptible de convenir à des populations dont la connaissance du bien à évaluer est très différente. La première phase a consisté à améliorer la qualité du questionnaire en déterminant la nature et la quantité de l'information à apporter. Il s'agit de créer un marché hypothétique concernant les motivations liées à l'usage de la ressource et à sa simple existence. Dans une deuxième étape, le questionnaire a été administré pour une part par voie postale et pour une autre directement sur site.

Si l'évaluation que nous avons mise en œuvre tente d'adopter les principes préconisés par le National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA Panel, 1993)², cela n'est pas toujours possible eu égard aux spécificités de notre étude et de l'actif étudié. Ainsi, ce

² ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P.R., LEAMER E.E., RADNER R., SCHUMAN H. (1993), "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation", *Federal Register*, 58, n°10, Janvier, pp. 4602-4614.

travail n'ayant pas été commandé par un acteur institutionnel, les différentes procédures constitutives de l'application de la MEC ont dû être menées en favorisant, pour les solutions les plus économiques en termes de coûts et de temps. En outre, certaines recommandations du NOAA sont sujettes à controverse. Nous présenterons des éléments conduisant à les relativiser à travers l'élaboration du questionnaire et la modalité d'administration de l'enquête.

A – Les difficultés de construction du marché contingent

1 – La question de l'information fournie

L'information apportée aux personnes interrogées constitue un point crucial dans l'élaboration de leur réponse. Deux formes d'informations doivent faire partie du marché contingent (Mitchell et Carson, 1989)³ :

- celle primordiale pour la formation du consentement à payer (la description du bien à valoriser et une variation de son offre),

- celle ayant pour objectif de renforcer la crédibilité du marché hypothétique, tout en demeurant neutre en ce qui concerne la question de valorisation. Le degré de réalisme de l'étude va en effet résulter du degré d'exhaustivité de l'information. Or, certaines informations contribuant au réalisme du marché, peuvent avoir pour conséquence de concentrer l'attention des personnes enquêtées et de les détourner des éléments estimés comme opportuns pour la question de la révélation de la valeur.

La phase de construction de notre enquête a d'abord compris une série d'entretiens auprès des « personnes-ressources » dépendant des institutions suivantes : la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN), la Chambre d'agriculture de la Haute-Vienne et de la région Limousin, l'Office National des forêts (ONF, cellule Forêts et Paysages), le Syndicat Mixte de Millevaches qui a en charge la mise en place du futur Parc Naturel régional, la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF) et le Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Eaux et Forêts de Clermont-Ferrand (CEMAGREF). Ces nombreux entretiens nous ont permis d'alimenter l'indispensable

³ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

réflexion nécessaire à la construction du questionnaire. Nous avons ainsi pu mettre en avant l'intérêt d'étudier la zone du Plateau de Millevaches qui repose sur deux raisons principales :

- l'existence d'une demande sociale latente encore mal définie relative au maintien de la qualité du paysage et de son ouverture (landes et tourbières),
- et l'émergence, au niveau local, d'une prise de conscience de l'indispensable remise en valeur de l'espace, quelle qu'en soit sa forme, pour pallier les risques qu'entraîne son abandon (désertification, risque d'incendie, effritement du tissu social...).

Ainsi, cette première phase a permis la réalisation d'une version test qui a été administrée auprès d'un nombre restreint de touristes (sept), d'habitants de la zone d'étude (10) et d'habitants du Limousin hors zone d'étude (15). Le marché contingent a été le plus souvent correctement appréhendé, avec néanmoins une meilleure compréhension de la part des résidents de la zone d'étude, en raison d'une familiarité plus grande avec le problème. Cette étape avait pour objectif d'éliminer toutes les informations pouvant conduire à des comportements de rejet ou à des incompréhensions. Un certain nombre d'éléments a été éliminé ou corrigé, par exemple : les noms de certains usagers et de certains gestionnaires du paysage jouant un rôle essentiel dans la mise en œuvre du projet ont été enlevés ; la référence à l'exploitation éventuelle du paysage par les agriculteurs, une fois sa qualité restaurée (image de marque...), n'a pas été mentionnée dans le questionnaire final...

Cette étape a donc cherché à rendre le questionnaire le plus neutre possible. Toutefois, l'intérêt que peut représenter la sauvegarde du paysage pour le développement économique de la zone constitue un argument central de la version finale du scénario. Nous n'avons pas véritablement pu vérifier l'impact de cette information lors du pré-test, mais nous supposons qu'elle a pu provoquer un intérêt, en particulier de la part des habitants de la zone d'étude. Mais, cet item n'a pas eu pour effet de rendre les enquêtés plus favorables au fait de participer financièrement au programme : on constate un nombre important de réponses de protestation et de non-réponses. Une première indication peut être trouvée dans l'une des raisons principales données au refus de payer qui est en effet « ce n'est pas à nous de payer ».

En outre, essayer de rendre le questionnaire le plus neutre possible n'apparaît pas suffisant pour empêcher les personnes enquêtées de se focaliser sur certaines informations pouvant biaiser l'exercice d'évaluation. Nous pensons notamment aux habitants de la zone

d'étude pour lesquels le contexte social va conditionner les réponses et constitue ainsi une limite à l'évaluation contingente.

2 – La description du questionnaire : la question du mode de paiement

La structuration du questionnaire de l'évaluation contingente implique la mise en œuvre de plusieurs principes assurant la validité des résultats (Mitchell and Carson, 1989, p. 192)⁴ :

- la description de l'actif et la manière dont il sera financé ne doivent présenter aucune ambiguïté ;
- le scénario doit être compréhensible pour les personnes interrogées ;
- aucune catégorie de l'échantillon ne doit se sentir écartée du paiement ;
- le choix du mode de paiement ainsi que les modalités de fourniture de la ressource retenues doivent être en accord avec les droits de propriété existant pour le bien ;
- enfin, le scénario doit être construit de manière à minimiser le nombre de réponses de protestation.

Nous nous sommes inspirés des travaux de C. Noublanche (1999)⁵ pour la construction des questionnaires. Nous avons différencié les questionnaires relatifs aux trois catégories de population. En effet, s'il est possible de fusionner les consentements à payer des résidents de la zone d'étude et des résidents du Limousin, ce n'est pas le cas pour les vacanciers en raison des choix différents du véhicule de paiement que nous avons effectués. Ce choix résulte de l'arbitrage réalisé entre d'une part, la possibilité d'agréger les consentements à payer à l'aide d'un même véhicule de paiement pour les trois catégories de population, ce qui aurait sans doute conduit à un grand nombre de réponses de protestation, et, d'autre part, le désir de minorer ces réponses de protestation par le choix d'un véhicule de paiement adapté à chaque population, en renonçant cette fois à l'agrégation. Nous avons préféré conserver la deuxième option pour la construction des différents questionnaires.

Les questionnaires relatifs aux résidents de la zone d'étude et aux résidents du Limousin hors zone d'étude ont une structure quasiment identique pour la partie concernant la révélation du consentement à payer, et pour l'essentiel des questions correspondant à

⁴ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit., p. 192.

⁵ NOUBLANCHE C. (1999), op. cit.

l'expression des préférences. Nous avons cherché à chiffrer les dépenses destinées à l'entretien du foncier. En ce qui concerne les résidents du Limousin hors zone d'étude, cette évaluation est concomitante de celle relative à la possession d'une résidence secondaire sur le Plateau. Nous dresserons un bilan de l'ensemble des variables caractérisant le consentement à payer dans la deuxième partie de cette section. En revanche, pour les vacanciers, les questions concernant le foncier ont été éliminées, et nous avons pour cette population, cherché à identifier les raisons du choix du site.

Ces questions ont été organisées de la manière suivante :

Première partie du questionnaire :

- l'origine géographique, les caractéristiques du séjour (mode de transport, durée, époque, hébergement...) pour les vacanciers et raisons du choix de posséder une résidence secondaire sur le Plateau pour les résidents du Limousin ;
- la propriété foncière de la personne interrogée (surface, entretien, coût) pour les résidents de la zone d'étude et les résidents du Limousin.

Deuxième partie du questionnaire :

Dans cette partie, le questionnaire est commun aux trois populations. Cette partie concerne la perception du paysage. Elle doit permettre d'apprécier le degré de familiarité de la personne interrogée avec la ressource. Elle est constituée :

- d'un choix entre une série d'adjectifs et de photos. L'objectif est de déterminer les préférences des agents en matière de paysage et les liens discernés entre l'agriculture et les paysages ;
- de questions relatives à l'attachement des personnes aux paysages ouverts (landes et tourbières essentiellement). On leur demande si elles estiment que ces paysages constitue un patrimoine à sauvegarder et les raisons de cette préservation. L'enquête est ainsi amené progressivement au scénario contingent sur l'entretien des paysages agricoles.

Troisième partie :

- présentation du scénario ;
- questions concernant l'élaboration et la révélation du consentement à payer ;
- raisons du refus de contribuer financièrement au programme.

Cette partie doit permettre de cerner les principaux motifs pouvant expliquer l'acceptation ou le refus de participer au marché contingent. Il s'agit notamment de distinguer les « vrais zéros » des réponses de protestation.

Quatrième partie :

Elle vise à obtenir les caractéristiques socio-économiques de la personne interrogée (sexe, âge, niveau d'étude, catégorie socio-professionnelle, revenu).

Le questionnaire a pu être administré directement sur site en ce qui concerne les vacanciers. En revanche, pour les résidents de la zone d'étude et les résidents du Limousin hors zone d'étude, il a été administré par voie postale, ce qui génère des difficultés.

3 – Le scénario

La caractérisation de la ressource est une phase cruciale car elle conditionne largement l'interprétation du consentement à payer, et en particulier celle de sa variance. Dès lors que les individus ne sont pas familiarisés avec le bien à évaluer, sa définition s'avère délicate. Si l'actif est mal défini, les personnes interrogées vont élaborer leur consentement à payer en fonction d'éléments non spécifiques à la ressource ou de manière à pourvoir aux aspirations qu'ils auront perçues de l'enquêteur ou encore de façon aléatoire. Toute la difficulté réside donc dans la spécification de l'information à fournir de manière à minimiser les risques d'obtenir soit des consentements à payer basés sur une trop grande quantité d'information, soit des consentements à payer révélés sans lien avec l'actif.

Un autre point important concerne la manière dont les acteurs vont traiter l'information et qui influence également le consentement à payer. Le traitement de l'information par un usager de l'actif sera différent de celui fait par un non-usager dans la mesure où l'usager va disposer d'une information supplémentaire retirée de la connaissance acquise de l'actif. Toutefois, cet argument est remis en cause par R.C Mitchell et R.T. Carson (1989, p. 221)⁶ qui considèrent que l'information n'est pas seulement véhiculée par l'usage.

⁶ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit., p. 221.

Une mauvaise définition de l'actif peut entraîner des erreurs de perception qui renvoient à trois catégories de biais : le biais hypothétique, le biais d'inclusion et le biais lié à une mauvaise interprétation de la probabilité de fourniture du bien. Nous reviendrons en détail sur ces différentes difficultés dans la deuxième section.

Enfin, les travaux réalisés sur la construction des préférences révèlent l'influence des facteurs cognitifs et affectifs (Zajonc and Markus, 1982)⁷. D'autres auteurs comme Davis⁸ démontrent également l'influence de l'expérience personnelle des agents à l'égard de la ressource sur l'élaboration du consentement à payer. Aussi, la part respective des usagers et des non-usagers dans l'échantillon peut avoir des conséquences sur la distribution des consentements à payer dans la mesure où l'expérience que l'agent a déjà acquise de l'actif influence ses préférences : « *It should be quite obvious that in the study of preferences, we cannot hope to write models that focus on object attributes alone. [...] A preference for an other object can be radically changed with experience while its properties remain constant. This means that object properties do not contain the complete information on object utilities* » (Zajonc and Markus, 1982, p. 124)⁹.

Notre scénario propose le renforcement du programme des CTE de manière à entretenir et à sauvegarder les paysages ouverts (landes et tourbières) sur le Plateau de Millevaches en Limousin. Il s'agit du périmètre retenu pour le futur Parc Naturel Régional (PNR) Millevaches qui couvre une surface de 330 301 ha. Des aides financées à différents niveaux administratifs, sont attribuées aux agriculteurs en échange de l'entretien des paysages. Le programme serait en partie financé par une augmentation de la taxe d'habitation pour les résidents de la zone d'étude et des résidents du Limousin hors zone d'étude et de la taxe de séjour pour les vacanciers. Les personnes doivent indiquer dans un premier temps, le montant de la taxe effectivement payée, puis le montant ou le pourcentage d'augmentation de cette taxe qu'elles seraient prêtes ou non à consentir.

Le scénario est présenté dans la troisième partie du questionnaire. Il intervient après toute une série de questions destinées à spécifier les préférences des agents en matière de

⁷ ZAJONC R. and H. MARKUS (1982), "Affective and cognitive factors in preferences", Journal of Consumer Research, 9 september, pp. 123-131.

⁸ Cité par MITCHELL R.C. and CARSON R.T. (1989), op. cit., p. 221.

⁹ ZAJONC R. and H. MARKUS (1982), op. cit.

paysage ainsi que leur attachement aux paysages ouverts (landes et tourbières). Nous présentons ici le scénario tel qu'il a été proposé aux personnes enquêtées et renvoyons le lecteur aux annexes 3, 4 et 5 pour la présentation intégrale des questionnaires d'enquête.

Les paysages traditionnels rencontrés sur le Plateau étaient à l'origine constitués de landes et de tourbières, pour l'essentiel. Ces deux éléments faisaient également l'objet d'une utilisation agricole. Les landes servaient de pâturages pour les brebis limousines, tandis que la tourbe était utilisée pour se chauffer.

Ces landes et ces tourbières, malgré leur caractère initialement naturel, sont très dépendantes de l'activité humaine. Or, depuis un siècle environ, la baisse de la population sur cette zone a entraîné une diminution très importante de ces milieux. Ces paysages ouverts ne sont pas entretenus car ils ne présentent pas suffisamment d'intérêt d'un point de vue économique.

La conséquence de cet abandon est la « fermeture » du paysage liée à la progression de la friche et de la forêt. Des mesures financières, dites « mesures agri-environnementales » ont été mises en place pour inciter les agriculteurs à entretenir et maintenir ces paysages ouverts. Afin de compléter les mesures déjà existantes, sont mis en œuvre actuellement les CTE (Contrats Territoriaux d'Exploitation). Ils consistent à proposer des contrats aux agriculteurs qui s'engagent à effectuer des travaux suivant un cahier des charges précis.

Le coût des mesures est subventionné à la fois au niveau européen, national et régional. Il faut bien comprendre que plus on aura de CTE mis en œuvre, et plus les résultats au niveau du paysage seront importants. Sur la zone du futur Parc Naturel Régional Millevaches, la surface totale concernée est de 330 301 ha.

En tant que vacancier [ou résident de la zone d'étude ou résident du Limousin hors zone d'étude], nous cherchons à savoir si vous vous sentez concernés par ces préoccupations.

Une augmentation de la taxe de séjour pour les vacanciers et de la taxe d'habitation pour les résidents vous semblerait-elle justifiée pour la réalisation de ce projet ?

Pour les résidents permanents et les résidents secondaires

Accepteriez-vous une augmentation de votre taxe d'habitation pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

oui

non

Ne sait pas

Si oui, combien | _____ |

Pour les vacanciers

Accepteriez-vous une augmentation de votre taxe de séjour ?

oui

non

Ne sait pas

Si oui, connaissez-vous le montant de la taxe que vous payez actuellement ?

oui

non

Le montant total de la taxe que vous aurez à verser au terme de votre séjour sera de _____ francs
(l'enquêteur détermine le montant avec la personne enquêtée).

Accepteriez-vous une augmentation de cette taxe pour bénéficier d'une amélioration du paysage ?

oui

non

Ne sait pas

Si oui, combien | _____ | francs

B – L'administration par voie postale

1 – Le problème du biais d'auto-sélection

Le choix de l'administration du questionnaire par voie postale représente le choix du compromis. En effet, ce type d'enquête présente plusieurs avantages :

- il se révèle moins coûteux que l'entretien en face-à-face ;
- son aspect impersonnel permet d'empêcher l'apparition du biais de l'enquêteur. En effet, la personne interrogée peut être tentée de formuler sa réponse dans un sens qui conforte les attentes de l'enquêteur ;
- l'envoi de documents signalant la nature de l'expéditeur peut témoigner auprès de la personne enquêtée du sérieux de l'enquête ;
- enfin, la personne interrogée dispose de davantage de temps pour prendre connaissance du questionnaire, et peut même l'enrichir par des informations complémentaires. A l'inverse de l'entretien en face-à-face, les agents ont plus de temps pour construire leur réponse. Il est ainsi possible d'éliminer les situations où les agents expriment une réponse à la question de révélation du consentement à payer sans pour autant avoir compris tous les objectifs et les résultats de l'enquête.

Le gain de temps procuré par l'administration par voie postale peut se révéler être un obstacle en suscitant chez les personnes interrogées l'adoption d'un comportement stratégique lié au temps disponible pour remplir le questionnaire. Un autre problème apparaît avec ce mode de gestion du questionnaire : le biais d'auto-sélection qu'il faut prendre en compte. Ce biais apparaît lorsque la population choisie n'est pas celle qui bénéficie directement de l'amélioration de la qualité de l'actif naturel ou lorsque l'échantillon n'a pas été correctement élaboré (c'est-à-dire en suivant les règles statistiques de l'échantillonnage) ou encore si les caractéristiques des individus qui répondent au questionnaire diffèrent de celles de l'ensemble de la population. La présence de ce biais se manifeste le plus souvent par des disparités au niveau de la représentativité des différentes catégories socio-professionnelles ou des niveaux d'étude. Ce biais peut être expliqué en partie par les difficultés de compréhension et d'interprétation du questionnaire rencontrées par certaines personnes¹⁰. Ces problèmes peuvent conduire certains agents par exemple à renoncer à renvoyer le questionnaire. Il apparaît en effet que les personnes peu familiarisées avec ce type de travail intellectuel sont la plupart du temps sous-représentées. L'analyse statistique des réponses doit permettre d'apporter des informations à ce sujet.

2 – La population mère

L'actif paysage est un bien pour lequel la structure des droits de propriété est mal ou pas définie. Ce qui rend le choix de la population de référence particulièrement difficile dans le cadre de l'évaluation contingente. Il faut arriver à identifier les agents dont le bien-être peut être affecté par la variation de la quantité (et/ou la qualité) de la ressource. Le caractère localisé du bien public que nous avons choisi d'étudier ainsi que sa notoriété elle aussi relativement limitée, nous ont conduit à choisir un échantillon circonscrit au Limousin, pour les résidents. Des raisons d'ordre budgétaires nous ont également amené à privilégier une frontière administrative existante. Une extension du périmètre de l'enquête à l'ensemble des régions limitrophes du Limousin, voire à l'ensemble de la France, pourrait être prévue par la suite. Les résultats obtenus seraient sans doute modifiés : les rapports au paysage du Plateau de Millevaches sont probablement différents entre un individu de la région Aquitaine et un habitant du Limousin.

¹⁰ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

Notre échantillon est composé de trois sous-population :

- les résidents de la zone d'étude (n = 106) ;
- les résidents du Limousin hors zone d'étude (n = 182) ;
- les vacanciers (n = 118).

Les vacanciers ont été interrogés directement sur site. En revanche, pour les deux autres catégories, nous avons procédé à un tirage aléatoire des adresses au sein de l'annuaire téléphonique. Le taux de réponse est satisfaisant (environ 19,2 %) puisque pour échantillon de 1500 personnes, nous avons obtenu 288 questionnaires renvoyés. La fourniture d'une enveloppe réponse pré-affranchie a sans doute contribué à ce résultat. En outre, d'autres éléments ont pu favoriser un taux de retour convenable : l'indication du nom de l'expéditeur dans le courrier d'introduction (suivi d'une signature), le rappel de l'importance de la contribution de la personne à l'enquête et la présentation d'un questionnaire relativement court. L'échantillon des vacanciers est de 106 personnes. Ce qui fait un échantillon total de 406 personnes.

a – Les résidents de la zone d'étude

La zone d'étude comme nous l'avons déjà indiqué correspond à celle du futur Parc Naturel Régional (PNR) Millevaches. Ce territoire comprend 121 communes, s'étend sur 330301 ha et rassemble 42 710 habitants. L'analyse du profil des répondants permet d'apprécier le degré de représentativité du sondage. Concernant le critère du sexe, la population masculine est sur-représentée puisqu'elle constitue 72,64 % de cette catégorie de l'échantillon, bien qu'elle ne représente que la moitié de la population de la zone d'étude (RGP 1999).

L'analyse de la composition des catégories socio-professionnelles (CSP) ainsi que la structure par âge de cette catégorie de l'échantillon permet de mettre en évidence d'autres déséquilibres. Il ne nous a pas été possible d'obtenir le même découpage par tranche d'âge pour la population totale de la zone d'étude. Néanmoins, les chiffres obtenus permettent de donner une appréciation de la représentativité de l'échantillon.

Age	- de 20	20-24	25-29	30-39	40-49	50-54	55-59	60-64	65-69	+ de 70
Nombre de réponses	1 0,94%	1 0,94%	0 0%	16 15%	26 24,5%	12 11,3%	10 9,4%	12 11,3%	11 10,4%	17 16%
Population totale de la zone d'étude	9838 (15,8%)	2099 (3,3%)	2750 (4,42%)	13979 (22,47%)		6114 (9,83%)		11849 (19,05%)		7782 (12,5%)

Tableau 1 : Profil de l'échantillon des résidents de la zone d'étude par classe d'âge

Catégories socio-professionnelles	Nombre de réponses	Population totale de la zone d'étude
Exploitants et salariés agricoles	14 (13,2 %)	1896 (4,68 %)
Patrons de l'industrie et du commerce	5 (5,3 %)	1540 (3,8 %)
Cadres supérieurs et professions libérales	6 (5,66 %)	1150 (2,84 %)
Cadres moyens	9 (8,49 %)	3346 (8,27 %)
Employés	18 (16,98 %)	5623 (13,89 %)
Ouvriers	6 (5,66 %)	5766 (14,25 %)
Personnel de service	1 (0,94 %)	-
Autres actifs	4 (3,77 %)	-
Retraités	40 (37,73 %)	12684 (31,35 %)
Autres inactifs	3 (2,83 %)	8454 (20,89 %)

Tableau 2 : Profil de l'échantillon des résidents de la zone d'étude par CSP

Le Limousin est caractérisé par un vieillissement marqué de la population : les 3/10 de la population ont plus de 60 ans (contre 1/5 pour la France). La moyenne d'âge est de 43 ans soit cinq ans de plus que la moyenne nationale. Or, on constate ici que 58,4 % de l'échantillon a plus de 50 ans. Ce résultat est du reste confirmé par la part importante des retraités dans l'échantillon (37,73 %). En revanche, on constate une sur-représentation de l'activité agricole : 13,2 % contre une moyenne régionale de 9% de l'emploi total et de 4,68 % sur la zone d'étude. Il en est de même pour les employés avec 16,98 %. Ces distorsions découlent du mode de sélection par tirage aléatoire dans l'annuaire téléphonique. Elles semblent également attester de l'existence d'un biais d'auto-sélection. Cette analyse est confirmée par la décomposition de l'échantillon en fonction du niveau d'études (tableau 12). Nous observons une sur-représentation des personnes ayant le BEPC, le baccalauréat ainsi que des

diplômés de l'enseignement supérieur. En revanche, les personnes non diplômées ou titulaire du certificat d'étude apparaissent comme sous-représentées.

Niveau d'étude	Réponses	Population totale de la zone d'étude
Sans diplôme	6 (5,66 %)	10019 (21,84 %)
Certificat d'étude	11 (10,37 %)	13427 (29,27 %)
CAP/BEP	22 (20,75 %)	10632 (23,18 %)
BEPC	18 (16,98 %)	3629 (7,91 %)
BAC	20 (18,86 %)	4119 (8,98 %)
BAC + 2 + 3	14 (13,2 %)	2349 (5,12 %)
BAC + 4 + 5	11 (10,37 %)	1691 (3,68 %)
Plus	4 (3,77 %)	

Tableau 3 : Profil de l'échantillon des résidents de la zone d'étude par niveau d'études

b – Les résidents du Limousin hors zone d'étude

Age	- de 20	20-24	25-29	30-39	40-49	50-54	55-59	60-64	65-69	+ de 70
Nombre de réponses	1 0,55%	3 1,65%	9 5%	36 19,8%	43 23,6%	26 14,3%	13 7,1%	12 6,59%	12 6,6%	27 14,8%
Population totale du Limousin (hors zone d'étude, RP 1999)	111 574 (16,4 %)	40 413 (5,95 %)	44 651 (6,57 %)	92 570 (13,63 %)	102 206 (15 %)	49 769 (7,32 %)	34 149 (5 %)	34 403 (5 %)	44 165 (6,5 %)	125 244 (18,44 %)

Tableau 4 : Profil de l'échantillon des résidents du Limousin par classe d'âge

On observe pour cette catégorie une sur-représentativité des hommes qui représentent 64,28 % de cet échantillon. En termes de répartition en fonction de l'âge, on peut faire les mêmes remarques que pour la population précédente. La structure est en effet similaire.

Catégories socio-professionnelles	Nombre de réponses	Population totale du Limousin (hors zone d'étude, RP 1999)
Exploitants et salariés agricoles	4 (2,19 %)	18 947 (2,65 %)
Patrons de l'industrie et du commerce	4 (2,19 %)	21 031 (2,94 %)
Cadres supérieurs et professions libérales	24 (13,18 %)	25 938 (3,63 %)
Cadres moyens	18 (9,89 %)	59 762 (8,37 %)
Employés	37 (20,32 %)	92 215 (13,93 %)
Ouvriers	17 (9,34 %)	85 573 (11,99 %)
Personnel de service	1 (0,55 %)	-
Autres actifs	20 (10,99 %)	-
Retraités	53 (29,12 %)	182 596 (25,6 %)
Autres inactifs	4 (2,19 %)	227 159 (31,85 %)

Tableau 5 : Profil de l'échantillon des résidents du Limousin par CSP

Pour les catégories socio-professionnelles, on a certes toujours une part importante de retraités, en revanche, la CSP concernant l'activité agricole tombe en dessous de la moyenne régionale : elle est sous-représentée. Sont sur-représentées les cadres supérieurs et professions libérales ainsi que les employés. Le mode de sélection est en cause ainsi que la présence d'un biais d'auto-sélection. La répartition en fonction du niveau d'étude (tableau 15) présente une structure identique à celle de la zone d'étude avec notamment une sur-représentation des personnes ayant le Baccalauréat et plus, et en revanche, une sous-représentation des personnes non diplômées et ayant le certificat d'étude.

Niveau d'étude	Réponses	Population totale du Limousin (hors zone d'étude, RP 1999)
Sans diplôme	3 (1,64 %)	102 627 (18,49 %)
Certificat d'étude	18 (9,89 %)	132 085 (23,8 %)
CAP/BEP	34 (18,68 %)	140 370 (25,3 %)
BEPC	20 (10,99 %)	46 187 (8,32 %)
BAC	37 (20,33 %)	62 156 (11,2 %)
BAC + 2 + 3	31 (17,03 %)	38 858 (7 %)
BAC + 4 + 5	23 (12,63 %)	32 525 (5,86 %)
Plus	16 (8,79 %)	

Tableau 6 : Profil de l'échantillon des résidents du Limousin niveau d'études

c – Les vacanciers

Contrairement aux deux catégories précédentes, les enquêtes en face-à-face ont permis d'obtenir un échantillon comportant un nombre d'hommes (49,15 %) et de femmes (50,84 %) quasiment équivalent.

Age	- de 20	20-24	25-29	30-39	40-49	50-54	55-59	60-64	65-69	+ de 70
Nombre de réponses	6 5,08%	0 0%	9 8%	9 8%	54 45,8%	0 0%	33 28%	0 0%	7 5,93%	0 0%

Tableau 7 : Profil de l'échantillon des vacanciers par classe d'âge

Au niveau de la répartition par classe d'âge en revanche, on observe une sur-représentativité de la catégorie des 40-49 ans et des 55-59 ans alors que quatre classes d'âge ne sont pas représentées du tout. De plus, malgré l'entretien en face-à-face, il n'est pas toujours possible de sélectionner un échantillon parfaitement équilibré entre les différentes classes d'âge.

Catégories socio-professionnelles	Nombre de réponses
Exploitants et salariés agricoles	3 (2,54 %)
Patrons de l'industrie et du commerce	2 (1,69 %)
Cadres supérieurs et professions libérales	11 (9,32 %)
Cadres moyens	30 (25,42 %)
Employés	35 (29,66 %)
Ouvriers	3 (2,54 %)
Personnel de service	2 (1,69 %)
Autres actifs	8 (6,78 %)
Retraités	16 (13,56 %)
Autres inactifs	9 (7,62 %)

Tableau 8 : Profil de l'échantillon des vacanciers par CSP

Sont sur-représentées pour les CSP, les cadres moyens et les employés. Ces catégories semblent également être celles qui choisissent la région pour les vacances. Sont sous-représentées les patrons de l'industrie, les ouvriers et le personnel de service pour lesquels nous n'avons pas d'explication précise ; en revanche pour les agriculteurs, on peut supposer qu'ils partent peu en vacances. Cette répartition est confirmée par la structuration en fonction du niveau d'études puisque sont surtout présentes les personnes ayant le niveau baccalauréat et les deux niveaux supérieurs (BAC + 2 +3 et BAC + 4 +5).

Niveau d'étude	Réponses
Sans diplôme	0 (0 %)
Certificat d'étude	8 (6,78 %)
CAP/BEP	18 (15,25 %)
BEPC	12 (10,17 %)
BAC	29 (24,57 %)
BAC + 2 + 3	33 (27,96 %)
BAC + 4 + 5	17 (14,4 %)
Plus	1 (0,84 %)

Tableau 9 : Profil de l'échantillon des vacanciers par niveau d'études

L'analyse développée dans ce premier paragraphe permet de souligner certaines limites inhérentes au choix du mode de paiement et à l'administration par voie postale (biais d'auto-sélection notamment). Dans le paragraphe suivant, nous présentons un examen de la distribution des consentements à payer révélés ainsi que les facteurs explicatifs. Nous allons ainsi pouvoir compléter l'inventaire des biais en indiquant les difficultés liées au manque de familiarité et d'expérience des personnes interrogées.

II – Motivations égoïstes versus motivations altruistes

Il convient d'étudier plus précisément les motivations des personnes interrogées ainsi que les déterminants du consentement à payer pour lui donner un contenu intelligible. Il s'agit de déterminer le rôle de certains facteurs dans la formation de la valeur de préservation. Ces variables correspondent soient à celles représentant un gain en bien-être attaché à un usage futur possible ou à une motivation altruiste, soit à celles indiquant une forme d'engagement moral. De plus, dans l'ensemble des consentements à payer révélés, nombreux sont ceux qui vont être égaux à zéro. Dans ce cas, il faut différencier les « vrais zéros » analysés comme un désintéressement total, des réponses de protestation. Une grande partie des réponses de protestation est liée à une réaction de rejet face à l'implication financière demandée aux agents. Les individus estiment que « ce n'est pas à eux de payer ». Il apparaît vraisemblable que cette raison constitue le motif principal du refus de participation financière dans les différentes populations d'enquêtés, compte tenu des divergences d'intérêt existantes entre les usagers et les non usagers du paysage du Plateau.

Dans un premier temps, nous proposons d'approfondir l'analyse descriptive de chacune de nos trois populations afin de mieux cerner leurs spécificités. Puis dans un deuxième point, nous présentons une analyse économétrique des liens entre le consentement à payer moyen et certaines variables concernant le profil socio-économique des agents, l'importance et l'intérêt qu'ils attribuent à l'actif à estimer.

A – Les résultats de l'analyse descriptive

Nous utilisons dans cette partie des résultats issus de variables qui ne seront pas employées par la suite, dans l'étude des déterminants du consentement à payer. Cette analyse descriptive permet de souligner un certain nombre de résultats qualitatifs. Elle permet d'une part d'avoir une connaissance plus précise des caractéristiques générales de l'échantillon, et d'autre part de déterminer les variables susceptibles d'expliquer la formation du consentement à payer moyen.

1 – Analyse statistique de l'échantillon

a – Les résidents de la zone d'étude (R1)

Les résidents de la zone d'étude au nombre de 106 représentent 36,8 % de notre échantillon total. Les résidents de la zone d'étude y habitent depuis 20 ans en moyenne. Seulement 27,36 % d'entre eux possèdent des terres, avec une surface moyenne de 12 ha. Parmi ces propriétaires fonciers, seulement 33 % d'entre eux entretiennent tout ou partie des terres dont ils ont gardé l'usage. A la différence des résidents secondaires, les résidents permanents recourent peu à la main d'œuvre extérieure pour assurer l'entretien de leurs terres. Ils sont également très réticents à l'idée de céder leurs terres à des agriculteurs, préférant alors les boiser. Ce résultat est d'ailleurs confirmé par la place relativement importante représentée par le boisement dans l'entretien de leurs terres.

Les différents types d'entretiens effectués par les résidents de la zone d'étude sont présentés dans le tableau suivant :

	R1	%
Débroussaillage	54	70
Elagage	38	49,35
Vergers	27	35
Reboisement	25	32,46
Rénovation murets	16	20,77
Greffage	13	16,88
Jardins	6	7,79

Tableau 10 : Les différents types d'entretien effectués par les résidents de la zone d'étude

On observe que l'ensemble des propriétaires fonciers réalise des travaux d'entretien de leurs terres même à un niveau minimal. La grande majorité effectue un entretien de type « débroussaillage » : les résidents semblent donc concernés par les problèmes d'enfrichement du paysage. En revanche, plus de 32 % poursuivent des opérations de « reboisement » susceptibles de contribuer à une fermeture de plus en plus importante du paysage. Le boisement des terres apparaît comme une « solution de facilité » pour des résidents âgés et également pour les résidents secondaires absents la plupart du temps.

b – Les résidents du Limousin hors zone d'étude (R2)

Les résidents du Limousin hors zone d'étude sont au nombre de 182 et constituent 44,83 % de l'échantillon total. Le nombre de résidents possédant une résidence secondaire que nous avons pu identifier étant minime, il ne nous pas été possible d'en tirer des conclusions significatives. Toutefois, parmi les raisons qui ont motivé l'achat d'une résidence secondaire sur le Plateau de Millevaches, les plus souvent citées sont respectivement le fait que la résidence était une maison de famille, la nature et le paysage. Ces résidents entretiennent pour la plupart les terres qu'ils possèdent. Il s'agit souvent d'un entretien minimum avec également une tendance au boisement. On constate ici aussi une réticence importante de ces agents à céder leurs terres à des agriculteurs d'autant plus quant il s'agit d'un héritage.

En revanche, il est important de noter que parmi les répondants, 83,51 % d'entre eux connaissent le Plateau de Millevaches. Donc bien qu'ils ne possèdent pas de résidence sur le Plateau ou qu'ils n'y soient jamais allés, ils ont une certaine connaissance de l'histoire économique de la zone étudiée.

c – Les vacanciers (VAC)

Les vacanciers au nombre de 118, représentent 40,97 % de l'échantillon global. La moitié des vacanciers environ connaissait déjà le Plateau de Millevaches pour y être déjà venus plusieurs fois.

Le tableau suivant indique les principales motivations à venir dans la région :

Motivations des vacanciers à venir dans la région en %	
Paysage	64
Nature	64
Calme	63
Découvrir la région	57
Voir parents/amis	29
Randonnées	26
Climat	17
Rivière	10

Tableau 11 : Motivations des vacanciers à venir dans la région

Il apparaît donc que le paysage soit la principale motivation du voyage avec la nature. Certaines questions ont également permis de tester le degré de familiarité des répondants avec le bien à évaluer. Ainsi, 51 % des vacanciers interrogés déclarent ne pas avoir vu de landes pendant leur séjour, et, 50 % ne pas avoir vu de tourbières. De même, 56 % des vacanciers prétendent ne pas accorder d'importance particulière aux landes et 51 % sont également de cet avis pour les tourbières. Enfin, seulement 30 % des vacanciers connaissent l'histoire économique du Plateau de Millevaches. On observe par ailleurs que les vacanciers qui connaissent la place des landes et des tourbières dans l'histoire économique du Plateau sont plus nombreux et plus susceptibles d'accorder de l'importance aujourd'hui à ces paysages ouverts.

Cependant, si seulement 68 % des vacanciers accordent une importance particulière au paysage ouvert, ils sont 98 % à déclarer qu'il est nécessaire de sauvegarder les paysages ouverts en tant que patrimoine. La principale raison avancée par les vacanciers pour conserver ce patrimoine est la biodiversité (tableau 20). En outre, les vacanciers associent davantage l'aspect sauvage à ces paysages que l'aspect agricole.

Biodiversité	70 %
Paysage sauvage	60 %
Beauté	55 %
Promenade	30 %
Soutien économie locale	25 %
Symbole	18 %
Tourisme	18 %
Paysage entretenu	18 %
Paysage agricole	9 %

Tableau 12 : Principales motivations avancées par les vacanciers pour la préservation des paysages ouverts du Plateau de Millevaches

2 – Analyse des préférences

Dans le cas du paysage, la description verbale peut s'avérer insuffisante et doit être combinée avec des documents tels que des photographies, dessins ou cartes pour limiter les informations techniques¹¹. Nous avons donc proposé une série de photographies aux personnes interrogées dans le but d'analyser leurs préférences relatives au paysage en fonction de trois critères. Ces critères sont le *caractère agricole associé au maintien du paysage ouvert* (couple A), *l'association de paysages ouverts et de résineux* (couple B) et *le caractère entretenu du paysage* (couple C). Pour chaque couple de photos, le critère essentiel à savoir les paysages ouverts, n'est présent que pour une des photos seulement. Nous avons demandé aux personnes interrogées de donner les raisons de leur choix afin de tester l'hypothèse selon laquelle les préférences changent avec l'évolution du paysage.

¹¹ BONNIEUX F. (1998), "Principes, mise en oeuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente", *Economie Publique*, 1, pp. 47-90.

Couple A	Photo 1	Photo 2
	Paysage non agricole landes avec feuillus et résineux en fond	Paysage agricole prés clôturés avec vaches
Couple B	Photo 3	Photo 4
	Paysage associé de feuillus prés avec forêt de feuillus	Paysage associé de résineux forêt de résineux
Couple C	Photo 5	Photo 6
	Paysage non entretenu terrain abandonné en voie d'enfrichement	Paysage entretenu terrain entretenu avec panorama dégagé

Tableau 13 : Description des différentes photographies proposées

	Résidents de la zone d'étude (en %)	Résidents du Limousin hors zone d'étude (en %)	Vacanciers (en %)
Couple A			
photo 1	23	35	17
Photo 2	71	63	76
les deux	6	2	7
Couple B			
photo 3	83	84	69
photo 4	12	15,5	28
les deux	5	0,5	3
Couple C			
photo 5	40	59	71
photo 6	52	39	20
les deux	8	2	9

Tableau 14 : Répartition des préférences paysagères selon les différentes catégories de personnes enquêtées (en %)

La recherche de liens significatifs en fonction du critère du statut résidentiel permet de souligner les spécificités dans le choix des photographies. En ce qui concerne le premier

couple de photographies, toutes les catégories de personnes interrogées ont préféré la photo 2, c'est-à-dire celle où le caractère agricole associé à l'élevage est présent. Pour le couple B, le critère du statut résidentiel n'est également pas significatif puisque l'ensemble des enquêtés a choisi la photo 3 caractérisée par la présence de feuillus. Il semble que la distinction opérée ne soit significative que pour le dernier couple de photographies où seuls les résidents de la zone d'étude ont choisi la photo 6, présentant un paysage entretenu. Les résidents du Limousin hors zone d'étude et les vacanciers ont privilégié le caractère sauvage de la photo 5. Ce comportement apparaît du reste comme assez peu rationnel puisqu'ils avaient préféré précédemment pour le couple A, la photo 2 présentant un paysage entretenu par l'agriculture. Seuls les résidents de la zone présentent donc un comportement significatif qui associe la présence de l'agriculture et le maintien des paysages ouverts. Ils sont sans doute plus sensibles au problème de la fermeture du paysage puisque confrontés directement au problème. On peut toutefois penser que les paysages fermés associant des résineux sont davantage rejetés par l'ensemble des catégories d'agents. Mais il n'existe pas de différences significatives en fonction du statut résidentiel.

Pour chaque choix effectué, nous avons demandé aux personnes interrogées de donner les raisons de ce choix afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle les préférences changent avec l'évolution du paysage. Pour le couple A, nous avons souhaité tester les préférences des enquêtés à l'égard du caractère agricole associé à l'élevage. On a indiqué que c'est la photo qui a été choisie en majorité par l'ensemble des individus des trois populations (71 % pour les résidents de la zone d'étude, 63 % pour les résidents du Limousin et 76 % pour les vacanciers). Pour la majorité des répondants, la raison principale du choix est effectivement la présence de l'activité agricole associée à un caractère entretenu. L'absence de résineux apparaît également comme un facteur déterminant. Pour les agents ayant préféré la photo 1, le critère de choix le plus souvent avancé est l'aspect sauvage. La diversité des arbres est également citée comme élément favorable.

Nous avons également cherché à caractériser les préférences des agents quant à l'importance croissante des résineux. Les agents ont privilégié la photo 3 (83 % des résidents de la zone, 84 % des résidents du Limousin et 69 % des vacanciers) où les résineux sont absents et c'est précisément cette caractéristique qui a orienté leur choix. La présence de prés donc d'espaces ouverts est l'autre raison principale exprimée. Pour la photo 4 où seuls sont présents les résineux, c'est l'aspect sauvage qui a guidé le choix des personnes enquêtées.

Enfin, le dernier critère testé concerne le caractère entretenu du paysage. Pour ceux majoritaires qui ont préféré la photo 5 (59 % des résidents du Limousin et 71 % des vacanciers) où le caractère entretenu du paysage est absent, c'est l'aspect sauvage encore une fois, qui constitue le principal argument d'un tel choix. En revanche, pour ceux ayant choisi la photo 6 (52 % des résidents de la zone d'étude), le critère privilégié n'est pas tant le caractère entretenu du paysage même s'il reste important, que la possibilité de se promener. Les habitants de la zone sont apparemment davantage sensibilisés au problème de l'enfrichement et de la fermeture du paysage. Ils restent attachés au maintien de l'agriculture et donc d'une certaine activité économique sur le site.

Malgré les différents résultats obtenus, il apparaît prématuré de tirer des conclusions sur une possible distinction des préférences en fonction du statut résidentiel, du fait de la taille réduite des échantillons et parce que les divergences ne sont pas toujours significatives. Toutefois, nous pouvons souligner deux aspects marquants. Le premier considère les préférences associées au caractère agricole du paysage : il apparaît que les termes relatifs à l'agriculture (élevage, près, vaches...) ont été cités de nombreuses fois par les personnes enquêtées. Le second concerne les préférences relatives à la fermeture du paysage suite à l'absence d'entretien par l'agriculture. Les comportements sont dans ce cas assez paradoxaux : l'ensemble des répondants est plutôt sensible à l'absence de résineux, mais seuls les résidents de la zone préfèrent l'aspect entretenu du paysage (concomitant de la présence de l'agriculture et donc de l'absence de résineux). Le nombre de personnes attachées au paysage ouvert sur le Plateau de Millevaches est plus significatif parmi les habitants du site.

Nous avons ensuite orienté le questionnaire vers l'objet même de notre étude à savoir les paysages ouverts : landes et tourbières essentiellement. Nous avons ainsi demandé aux vacanciers d'une part, s'ils avaient vu des landes : 51 % d'entre eux en avaient vu et, d'autre part, s'ils avaient vu des tourbières : 50 % d'entre eux estiment en avoir observé. Nous avons ensuite essayé de déterminer l'attachement que les individus ressentent à l'égard de ces paysages ouverts (landes et tourbières), en la qualifiant dans un premier temps puis en la quantifiant. Ce dernier aspect concerne le consentement à payer, que nous analyserons dans le paragraphe suivant.

Nous exposons les résultats qualitatifs dans les tableaux suivants :

Résidents de la zone d'étude (en %)	Résidents du Limousin hors zone (en %)	Vacanciers (en %)	Ensemble (en %)
80	83	68	73

Tableau 25 : Nombre de personnes (en %) accordant une importance particulière au paysage ouvert

Résidents de la zone d'étude (en %)	Résidents du Limousin hors zone (en %)	Vacanciers (en %)	Ensemble (en %)
91	96	98	95

Tableau 26 : Nombre de personnes (en %) déclarant qu'il est nécessaire de sauvegarder les paysages ouverts en tant que patrimoine

Résidents de la zone d'étude (en %)	Résidents du Limousin hors zone (en %)	Vacanciers (en %)	Ensemble (en %)
38	38	71	48

Tableau 15 : Nombre de personnes (en %) acceptant de voir leur taxe d'habitation ou de séjour augmenter pour participer au financement d'un programme d'entretien des paysages ouverts (landes et tourbières)

Ces données permettent de constater que la majorité des personnes interrogées considèrent ces paysages ouverts comme un patrimoine à sauvegarder. En revanche, le nombre de personnes acceptant de participer au financement de l'entretien de ces paysages est beaucoup plus réduit. Ainsi, une autre difficulté apparaît dans les résultats même de l'exercice d'évaluation contingente. Ces résultats peuvent être expliqués par la présence de motivations de nature morale qui met en avant le problème de l'opposition entre valeur monétaire et valeur éthique. Dans ce cas, l'expression du consentement à payer ne résulterait pas d'un exercice de substitution entre biens marchands et biens non marchands. Ce problème peut également se traduire par des réponses de protestation (importance des réponses nulles ou refus de participer). Bien que notre questionnaire n'ait pas été construit pour mesurer l'ampleur de ce type de réponses, le décalage important constaté entre la valeur accordée à l'existence intrinsèque du bien et le nombre de personnes acceptant effectivement de payer, semble indiquer la présence de motivations de nature éthique. Ces motivations constituent une limite

importante à la mise en œuvre de l'évaluation contingente comme procédure d'aide à la décision. Nous étudierons plus particulièrement ce point ultérieurement.

Nous avons également cherché à identifier les motifs de conservation de ce patrimoine.

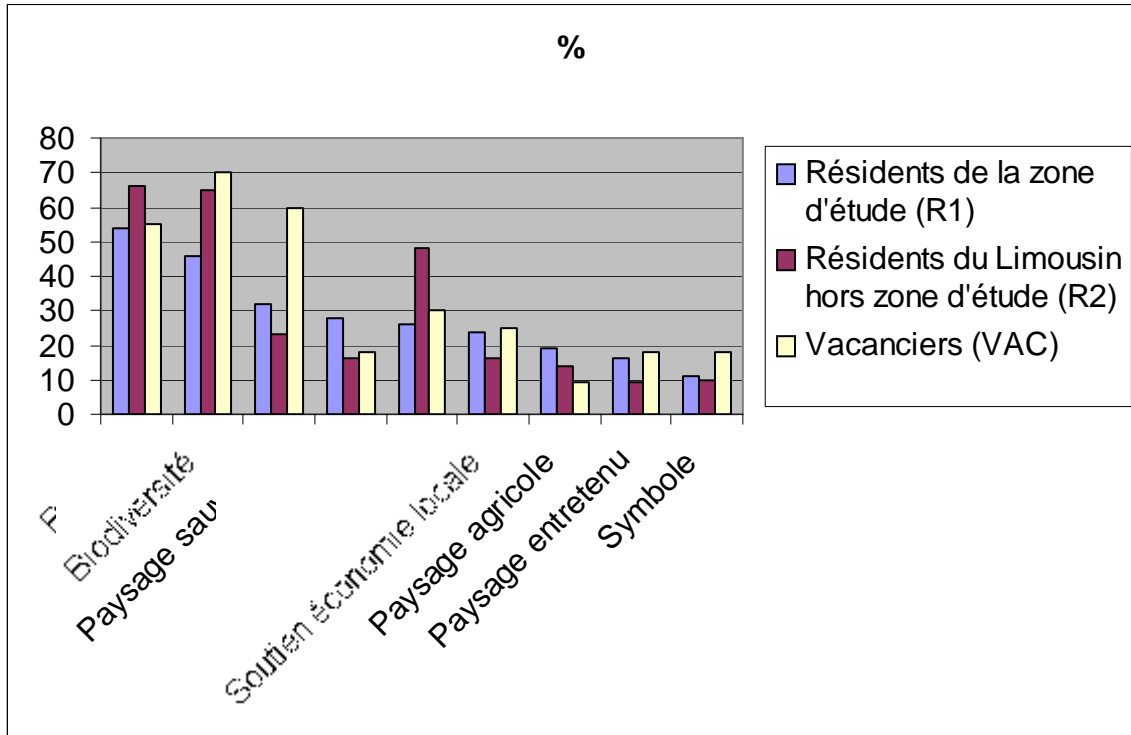


Figure 1 : Les motifs de la préservation des paysages ouverts du Plateau de Millevaches

La catégorie « symbole » regroupe les réponses qui font référence à l'histoire économique du Plateau qui est à l'origine de l'évolution du paysage. Les trois catégories « paysage sauvage », « paysage entretenu » et « paysage agricole » font directement référence à la caractéristique privilégiée. Enfin, « soutien à l'économie locale » montre que les répondants font le lien entre le paysage et les possibilités de développement économique.

Parmi les raisons qui justifient la préservation de ces paysages, celles les plus représentées sont donc la *beauté*, la *biodiversité* et l'*aspect paysage sauvage*. L'*aspect symbolique* n'est que peu cité. Des réponses plus spécifiques telles que « *promenade* » ou « *soutien économie locale* » sont moins directement reliées au paysage. La volonté de soutenir l'économie locale n'est pas uniquement attribuable aux paysages ouverts. Apparaissent aussi des motivations associées à des valeurs d'usage (*tourisme*) et de non-usage (*beauté*), mais

également des motivations concernant les effets indirects attendus (*soutien à l'économie locale*).

Dans le point suivant, nous proposons d'identifier les variables ayant un effet significatif sur le consentement à payer.

B – Les déterminants du consentement à payer

1 – L'analyse du consentement à payer

a – La distribution des consentements à payer

La présentation des consentements à payer sous forme d'histogrammes permet d'examiner la forme des distributions. Nous avons différencié les résultats correspondant aux trois catégories de population interrogée étant donné l'existence de véhicules de paiement différents : taxe d'habitation pour les résidents de la zone d'étude et pour les résidents du Limousin hors zone d'étude, et taxe de séjour pour les vacanciers. On constate que ces distributions ne suivent pas une loi normale, ce qui va déterminer l'estimation des formes fonctionnelles.

Nous présentons successivement les distributions des consentements à payer exprimés puis celles des consentements à payer corrigés pour les résidents de la zone et pour les résidents du Limousin. Les consentements à payer corrigés correspondent aux consentements à payer après exclusion des « faux zéros ». Ces « faux zéros » sont les réponses nulles qui ne sont pas liées à une absence de variation du bien-être des individus, mais basés sur un comportement de contestation face au mode de paiement ou au scénario proposé. Les motivations à l'origine de cette forme de réponse sont « Impôts trop élevés », « ce n'est pas à nous de payer »... Cette modification n'a pas pour objectif la correction de biais ; il s'agit uniquement d'une extrapolation à partir des consentements à payer exprimés en termes de pourcentage de la taxe moyenne d'habitation. La taxe d'habitation moyenne en Limousin s'élève à 1191,38 F/an.

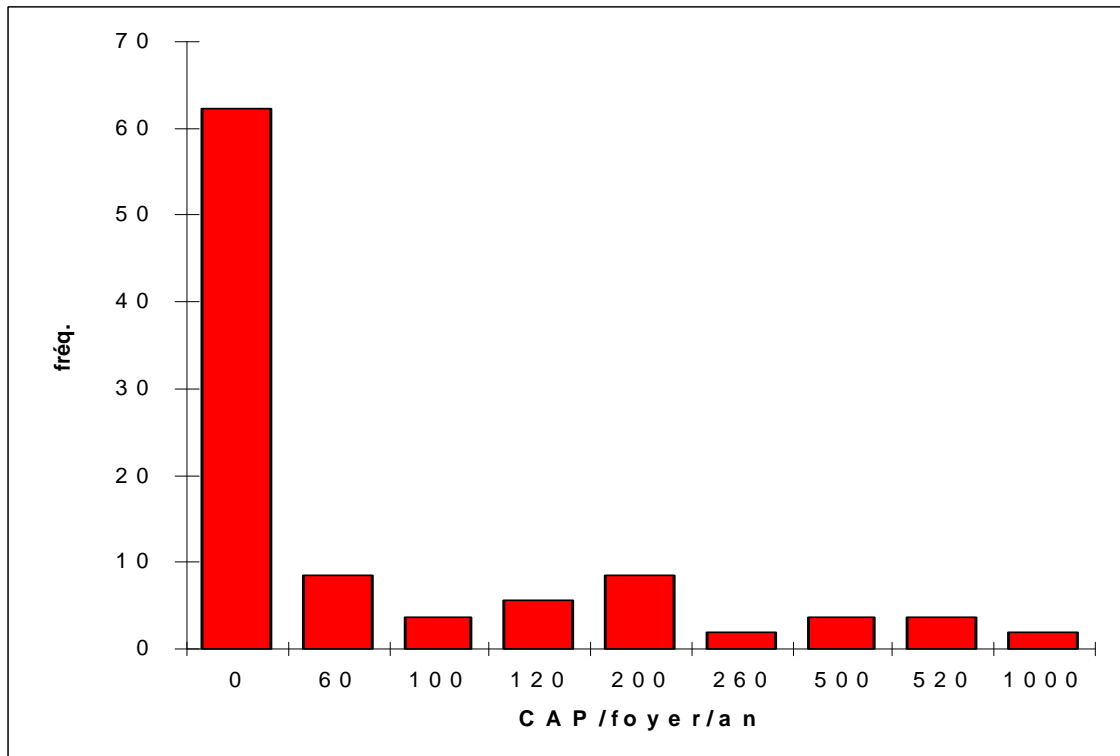


Figure 2 : Distribution des consentements à payer (CAP) des résidents de la zone d'étude

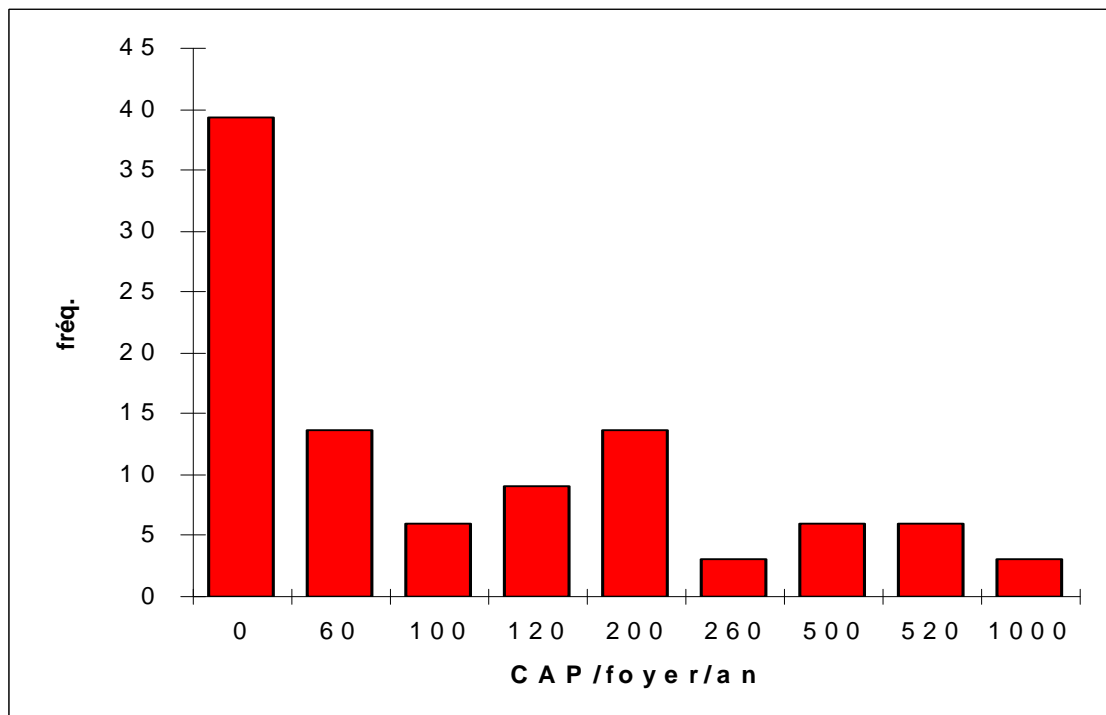


Figure 3 : Distribution des consentements à payer corrigés (CAP) (après exclusion des faux zéros) des résidents de la zone d'étude

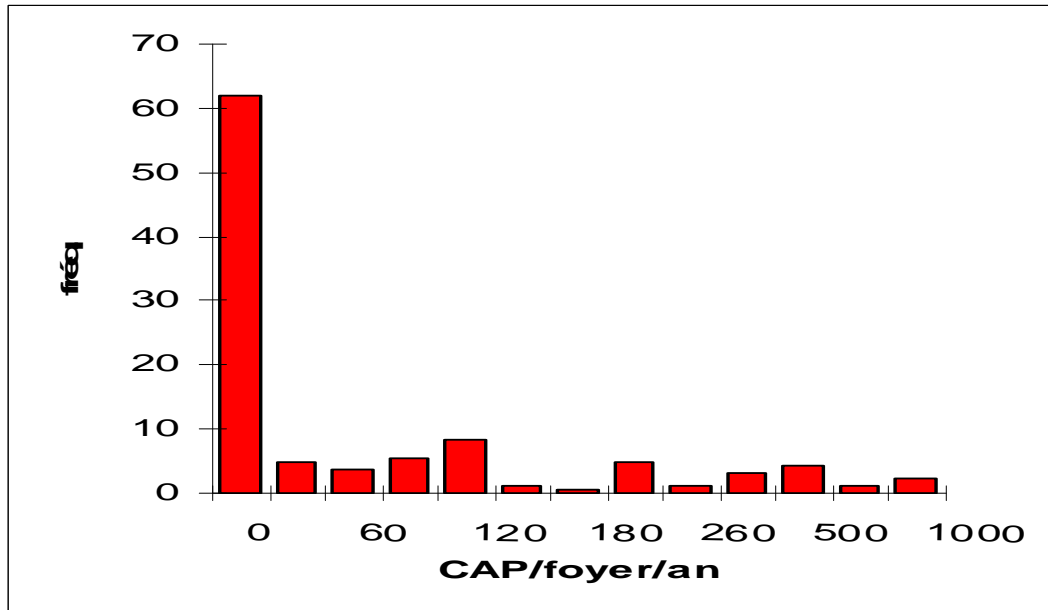


Figure 4 : Distribution des consentements à payer (CAP) des résidents du Limousin hors zone d'étude

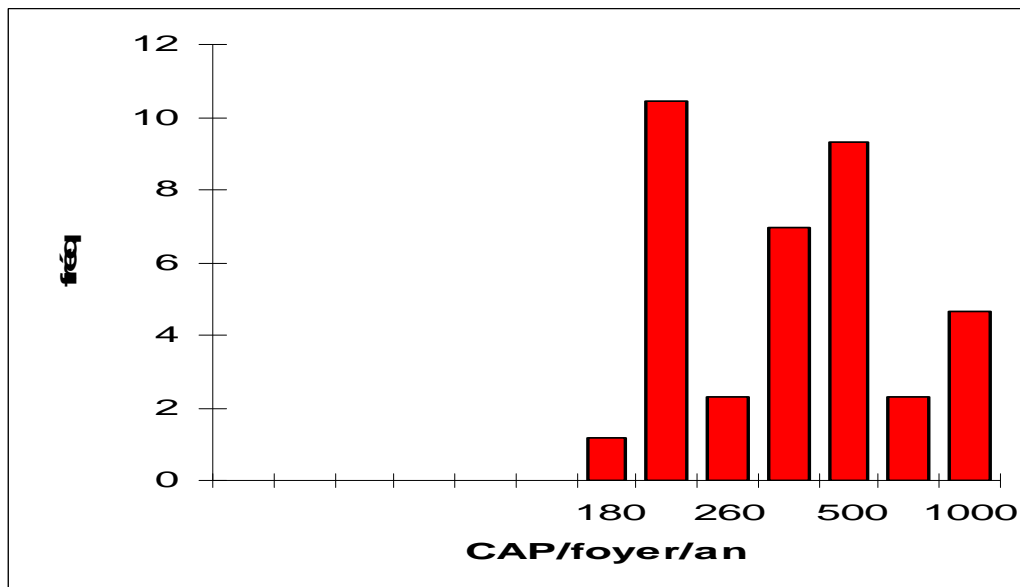


Figure 5 : Distribution des consentements à payer (CAP) corrigés des résidents du Limousin hors zone d'étude

Pour les vacanciers, compte tenu de la durée des séjours, il a fallu homogénéiser les consentements à payer sur la base d'un mois et d'un foyer moyen (moyenne calculée à partir

de nos données). Un foyer moyen, pour notre échantillon de vacanciers, regroupe 3,8 personnes. Les consentements à payer sont calculés de la manière suivante :

$$CAP^* = \frac{CAP}{\text{durée du séjour} \times \text{nombre de personnes dans le groupe}} \times 3,8 \times 30 \text{ jours}$$

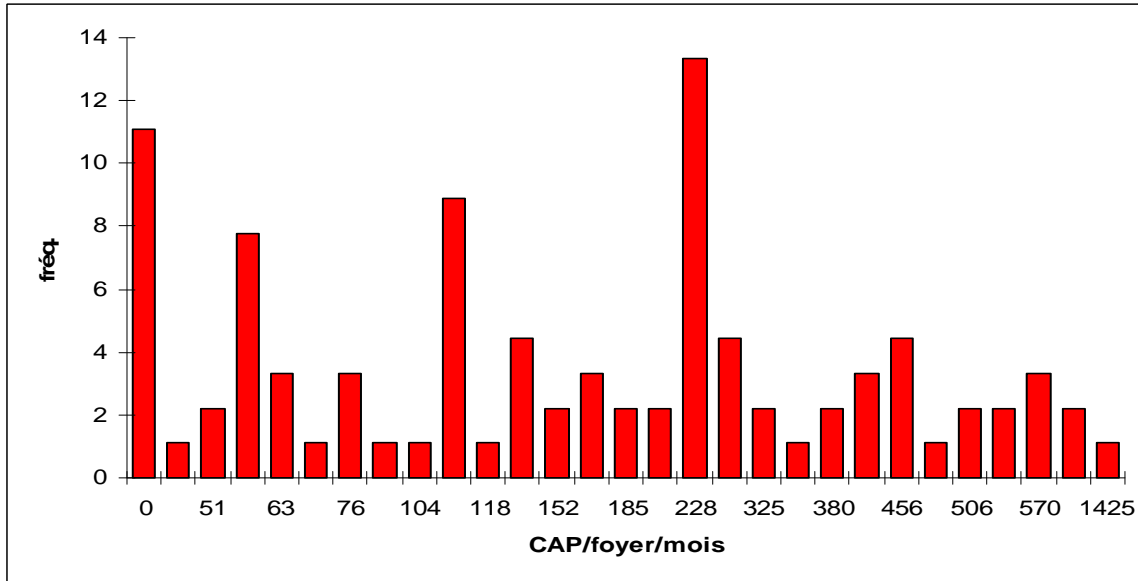


Figure 6 : Distribution des consentements à payer (CAP) des vacanciers

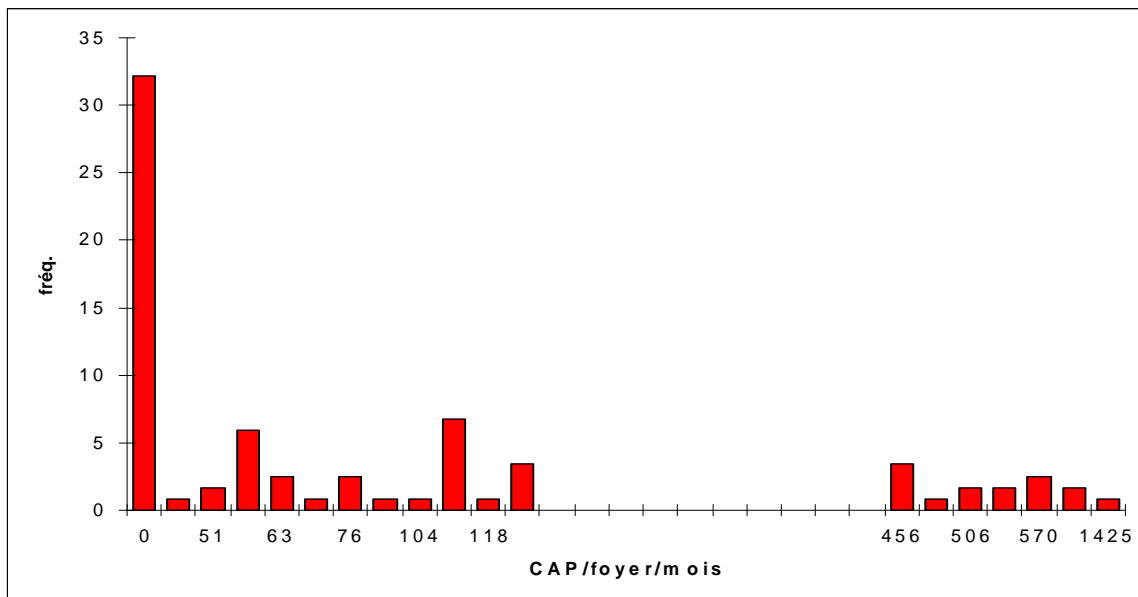


Figure 7 : Distribution des consentements à payer (CAP) corrigés des vacanciers

On observe pour chaque catégorie de population interrogée une fraction importante de consentements à payer nuls qu'il faudra examiner afin de déterminer d'une part, ceux correspondant effectivement à des vrais zéros, c'est-à-dire liés à une absence de variation du bien-être suite à la mise en œuvre du projet paysager, et d'autre part, les faux zéros basés sur un comportement de contestation face au véhicule de paiement présenté.

Sans opérer de distinction entre les vrais et les faux zéros, les consentements à payer nuls constituent 60 % des réponses des résidents de la zone d'étude, 60 % de celles des résidents du Limousin et 30 % des consentements à payer des vacanciers.

On obtient alors un consentement à payer moyen pour les résidents de la zone d'étude de 95 F/an, de 93 F/an pour les résidents du Limousin hors zone d'étude, ce qui représente respectivement une hausse de la taxe d'habitation de 7 % et de 6 %.

Pour les vacanciers, le consentement à payer moyen obtenu est de 171 F/mois. Cette valeur représente une augmentation de la taxe de séjour de 80 %, compte tenu que la taxe de séjour est de 1F/jour/personne, ce qui donne pour notre base de calcul 95F/mois/foyer moyen. Il faut apprécier ce résultat avec circonspection compte de la part réduite représentée par cette taxe dans les dépenses des vacanciers, bien que nous ayons pris toutes les précautions nécessaires en ramenant cette taxe non pas à la journée comme elle est généralement calculée, mais à la durée du séjour et au nombre de personnes accompagnant la personne interrogée.

b – Le traitement des réponses nulles

Les consentements à payer moyens calculés préalablement englobent l'ensemble des consentements à payer individuels positifs ou nuls. Il est indispensable, pour obtenir une estimation correcte de la valeur globale attribuée au programme, de tenir compte des surplus nuls, c'est-à-dire des consentements à payer nuls correspondant à une absence de variation de bien-être suite à la mise en œuvre du programme. Il convient de distinguer les « vrais zéros » des « faux zéros », c'est-à-dire les consentements à payer nuls correspondant à une absence de surplus de ceux basés sur l'expression d'une protestation. Ces réactions sont le plus souvent des réactions d'opposition face au véhicule de paiement proposé, mais peuvent également être liées à un rejet de la part des enquêtés de raisonner en termes monétaires. Ce point est capital


si l'on cherche à valoriser des actifs éloignés du marché, comme le paysage, et dont la représentation marchande n'est pas établie (Hutchinson et al., 1995)¹².

Les motifs des consentements à payer nuls sont indiqués dans le tableau ci-dessous. Les réponses correspondant à des « vrais zéros » (absence de surplus) sont grisées dans le tableau. Les « faux zéros » peuvent être le résultat d'une inadéquation du moyen de paiement ou du scénario. Les motifs liés à une inadéquation du mode de paiement sont signalés par le chiffre (1) et ceux liés à un scénario inapproprié par le chiffre (2).

Motifs des CAP nuls
Impôts trop élevés (1)
Ce n'est pas à nous de payer (1)
Utopie (2)
Liberté individuelle (2)
Rénovation pays pas prioritaire
Contre les subventions (1)
Etat du paysage satisfaisant
Trouver une autre forme de financement (1)
Contraintes budgétaires trop fortes (1)
N'en profitera pas (2)
Aides actuelles suffisantes
Vie trop chère (1)

(1) = mode de paiement inadapté

(2) = scénario inapproprié

 = vrais zéros

Nous avons constaté que les motifs justifiant des consentements à payer nuls relatifs à une absence de variation de bien-être, c'est-à-dire les « vrais zéros », représentent 22 % du total des réponses nulles. La mauvaise adéquation du véhicule de paiement explique 48 % des réponses nulles et l'inadaptation du scénario 24 %.

¹² HUTCHINSON W.G., CHILTON S.M. et al. (1995), « Measuring non-use value of environmental goods using the contingent valuation method : problems of information and cognition and the application of cognitive questionnaire design methods », *Journal of Agricultural Economics*, 46 (1), pp. 97-112.

Nous exposons dans les tableaux suivants la répartition des consentements à payer nuls et non formulés pour chaque catégorie de population interrogée.

Nombre de CAP nuls ou non exprimés des résidents de la zone	66	62%
vrais zéros	26	24%
non réponses et faux zéros	40	38%

Tableau 16 : Répartition des consentements à payer nuls et non formulés par les résidents de la zone d'étude

Nombre de CAP nuls ou non exprimés des résidents du Limousin	113	62%
vrais zéros	17	9%
non réponses et faux zéros	96	53%

Tableau 17 : Répartition des consentements à payer nuls et non formulés par les résidents du Limousin hors zone d'étude

Nombre de CAP nuls ou non exprimés des vacanciers	38	32%
vrais zéros	10	8%
non réponses et faux zéros	28	24%

Tableau 18 : Répartition des consentements à payer nuls et non formulés par les vacanciers

Les consentements à payer nuls ou non formulés représentent 52 % du total des réponses, toutes catégories confondues. Ce qui constitue un chiffre relativement élevé. Un tel résultat n'est toutefois pas étonnant du fait de la difficulté, déjà indiquée, qu'ont les enquêtés à s'astreindre à l'exercice d'évaluation contingente lorsque le bien estimé est un bien essentiellement non-marchand.

Le dernier tableau fournit les statistiques descriptives synthétisant les éléments de la structure des consentements à payer positifs et nuls et indique les consentements à payer moyens de chaque catégorie de population interrogée après élimination des « faux zéros ».

sous-population	% de l'échantillon			CAP par ménage/an en FF (sans faux zéros)			
	CAP>0	vrais zéros	faux zéros	effectif	moyenne	maximum	écart-type
R1	40	26	40	66	152	1000	165
R2	69	17	96	86	197	1000	193
VAC	80	10	28	90	212	1425	218

Tableau 19 : Répartition des réponses nulles et distinction des vrais et faux zéros

2 – Les modèles explicatifs de la formation du consentement à payer

L'analyse précédente constitue uniquement une étude descriptive et ne permet pas de déterminer de lien de causalité entre les caractéristiques des personnes interrogées et le consentement à payer. Un examen plus complet du mécanisme de formation du consentement à payer implique l'élaboration d'hypothèses permettant de spécifier les variables à caractère explicatif. Il s'agit en effet de rechercher, dans notre questionnaire, les variables explicatives potentielles, étant donné que l'ensemble des questions n'avait pas pour objectif d'expliquer la formation du consentement à payer. Nous allons dans cette partie dresser la liste des variables susceptibles d'expliquer le consentement à payer. Nous maintenons pour l'instant la partition de l'échantillon en trois sous-populations. L'agrégation des consentements à payer ne sera envisagée que sur la base de l'acceptation ou du refus de payer en raison de l'application de véhicules de paiement différents (taxe d'habitation pour les résidents de la zone d'étude et les résidents du Limousin hors zone d'étude ; taxe de séjour pour les vacanciers).

a – Les variables explicatives du consentement à payer

L'ensemble des variables explicatives du consentement à payer sont présentées dans les tableaux suivants, pour chaque catégorie de population. Dans un premier point, nous expliquons comment ont été définies ces variables en fonction des différentes valeurs retenues. Nous avons réparti les raisons relatives à la protection des paysages ouverts en cinq catégories de référence : la valeur paysagère, la valeur récréative, la valeur environnementale, la valeur économique¹³ et la valeur culturelle.

¹³ Cette valeur fait référence au soutien au développement local.

Modalités finales utilisées dans les traitements	Valeur paysagère	Valeur récréative	Valeur environnementale	Valeur économique	Valeur culturelle
Réponses à la question ouverte (version questionnaire)	- beauté - paysage entretenu - paysage agricole - paysage sauvage	- promenade	- biodiversité	- soutien économie locale - tourisme	- symbole

Variables	Description	Min	Max
FONCIER	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée possède des terres, 0 si non	0	1
ENTRETIEN	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée entretient ses terres, 0 si non	0	1
PRNONAGR	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage non agricole (photo 1), 0 si elle préfère le paysage agricole (photo 2)	0	1
PRFEUIL	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage avec feuillus (photo 3), 0 si elle préfère le paysage avec résineux (photo 4)	0	1
PRSAUV	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage sauvage (photo 5), 0 si elle préfère le paysage entretenu (photo 6)	0	1
VPATR	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur patrimoniale aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VPAYS	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur paysagère aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VRECRE	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur récréative aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VENV	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur environnementale aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VECO	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur économique aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VCULT	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur culturelle aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
SEXE	0 si homme, 1 si femme	0	1
AGE	Age de la personne : variable numérique créée à partir des milieux des classes de la variable d'origine		
ETUDE	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée a un niveau d'étude égal ou supérieur au bac, 0 si non	0	1
REV	Revenu du ménage : variable numérique créée à partir des milieux de classes de la variable d'origine		

Tableau 20 : Les variables explicatives du modèle pour les résidents de la zone d'étude

Variables	Description	Min	Max
CONPLAT	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne connaît déjà le Plateau, 0 si non	0	1
RES2	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne possède une résidence secondaire sur le Plateau, 0 si non		
PRNONAGR	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage non agricole (photo 1), 0 si elle préfère le paysage agricole (photo 2)	0	1
PRFEUIL	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage avec feuillus (photo 3), 0 si elle préfère le paysage avec résineux (photo 4)	0	1
PRSAUV	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage sauvage (photo 5), 0 si elle préfère le paysage entretenu (photo 6)	0	1
VPATR	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur patrimoniale aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VPAYS	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur paysagère aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VRECRE	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur récréative aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VENV	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur environnementale aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VECO	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur économique aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VCULT	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur culturelle aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
SEXE	0 si homme, 1 si femme	0	1
AGE	Age de la personne : variable numérique créée à partir des milieux des classes de la variable d'origine		
ETUDE	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée a un niveau d'étude égal ou supérieur au bac, 0 si non	0	1
REV	Revenu du ménage : variable numérique créée à partir des milieux de classes de la variable d'origine		

Tableau 21 : Les variables explicatives du modèle pour les résidents du Limousin hors zone d'étude

Variables	Description	Min	Max
CONPLAT	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne connaît déjà le Plateau, 0 si non	0	1
GEO	Origine géographique de la personne interrogée : 1 si département de la zone d'étude ou limitrophe, 0 si non	0	1
ETE	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée déclare venir uniquement l'été, 0 si non	0	1
FAMILLE	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée a de la famille dans la région, 0 si non		
PRNONAGR	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage non agricole (photo 1), 0 si elle préfère le paysage agricole (photo 2)	0	1
PRFEUIL	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage avec feuillus (photo 3), 0 si elle préfère le paysage avec résineux (photo 4)	0	1
PRSAUV	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée préfère le paysage sauvage (photo 5), 0 si elle préfère le paysage entretenu (photo 6)	0	1
VULAND	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée a vu des landes, 0 si non		
IMPLAND	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée accorde de l'importance aux landes, 0 si non		
VUTOURB	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée a vu des tourbières, 0 si non		
IMPTOURB	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée accorde de l'importance aux tourbières, 0 si non		
VPATR	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur patrimoniale aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VPAYS	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur paysagère aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VRECRE	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur récréative aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VENV	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur environnementale aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VECO	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur économique aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
VCULT	Variable prenant la valeur 1 si la personne interrogée associe une valeur culturelle aux paysages ouverts, 0 si non	0	1
SEXE	0 si homme, 1 si femme	0	1
AGE	Age de la personne : variable numérique créée à partir des milieux des classes de la variable d'origine		
ETUDE	Variable dichotomique prenant la valeur 1 si la personne interrogée a un niveau d'étude égal ou supérieur au bac, 0 si non	0	1
REV	Revenu du ménage : variable numérique créée à partir des milieux de classes de la variable d'origine		

Tableau 22 : Les variables explicatives du modèle pour les vacanciers

Nous pouvons également classer ces différentes variables explicatives en quatre catégories (trois pour les résidents de la zone d'étude) en fonction de plusieurs critères : le statut de la personne interrogée, l'information dont elle dispose avant l'enquête sur les paysages ouverts (landes et tourbières), ses préférences paysagères et enfin ses caractéristiques dites signalétiques. Cette classification est présentée dans le tableau suivant ; elle doit permettre de faciliter l'interprétation que nous ferons des différents modèles.

Groupe de variables	Résidents de la zone d'étude	Résidents du Limousin	Vacanciers
Variables d'état	FONCIER ENTRETIEN		GEO ETE
Variables d'information		CONPLAT RES2	CONPLAT FAMILLE
Variables de préférence	PRNONAGR PRFEUIL PRSAUV VPATR VPAYS VRECRE VENV VECO VCULT	PRNONAGR PRFEUIL PRSAUV VPATR VPAYS VRECRE VENV VECO VCULT	PRNONAGR PRFEUIL PRSAUV VULAND IMPLAND VUTOURB IMPTOURB VPATR VPAYS VRECRE VENV VECO VCULT
Variables signalétiques	SEXE AGE ETUDE REV	SEXE AGE ETUDE REV	SEXE AGE ETUDE REV

Tableau 23 : Classification des variables explicatives du consentement à payer

b – Les principaux biais

En raison du caractère hypothétique du marché contingent, les réponses à la question de la révélation de la valeur peuvent être biaisées. En effet, dans la mesure où les personnes interrogées ne sont confrontées à un marché réel, le consentement à payer révélé ne va pas correspondre à celui qui serait exprimé dans une situation réelle. L'absence de familiarité des individus au bien à valoriser est une des sources du biais hypothétique. Elle ne l'explique pas à elle seule : il est tout à fait probable que la distorsion subsiste pour un bien plus familier, étant donné que la réponse au consentement à payer ne constitue pas un engagement à effectuer le paiement (Willinger, 1996)¹⁴. Le problème de la familiarité se pose dans le cadre de notre enquête, et sans doute de façon beaucoup plus marquée pour les résidents du Limousin hors zone d'étude et pour les vacanciers. Il nous faudra donc tenter de savoir si les personnes qui ne connaissaient pas l'histoire du paysage du Plateau de Millevaches et les mesures mises en œuvre, ont révélé un consentement à payer significativement plus élevé que celui des autres (variable « CONPLAT »)¹⁵.

Une autre forme de biais – le biais d'inclusion – est jugée comme l'une des limites principales de l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente. Il découle du fait que les personnes interrogées ont des difficultés à isoler le bien à évaluer d'un ensemble plus vaste – politique de protection de la biodiversité, politique de protection de l'environnement... Ce biais regroupe trois effets différents (Hanemann, 1994)¹⁶ : l'effet d'envergure, l'effet de sous-additivité et l'effet d'ordre. L'effet d'envergure apparaît lorsque le consentement à payer révélé ne varie pas avec la taille du bien à estimer.

¹⁴ WILLINGER M. (1996), "La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction de la valeur de préservation", *Nature, Sciences, Sociétés*, 4, 1, pp. 6-22.

¹⁵ Ce test est inspiré de celui proposé par M.-H. DABAT et M.-A. RUDLOFF (1999) concernant le problème d'une lagune méditerranéenne menacée de comblement. Pour former notre hypothèse sur le signe de la variable, nous nous référons à des expériences de laboratoire qui montrent « qu'en moyenne la réponse à une question hypothétique est 2,5 fois plus élevée que la réponse obtenue sur un marché simulé [...] » (BONNIEUX et DESAIGUES, 1998, p. 250). Nous renvoyons également le lecteur à la section suivante où sont évoquées en préambule de la présentation des moyens permettant de limiter le biais hypothétique les principales études démontrant une surestimation du consentement à payer hypothétique pour des biens véhiculant une part de non usage substantielle. DABAT M.-H., RUDLOFF M.-A. (1999), "La valeur de préservation d'une lagune méditerranéenne menacée de comblement", in POINT P. (dir.), *La valeur économique des hydrosystèmes*, GIP Hydrosystèmes, Economica, pp. 107-135 ; BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), op. cit.

¹⁶ HANEMANN W.N. (1994), "Valuing the environment through contingent valuation", *Journal of Economics Perspectives*.

Cet effet a été illustré par W.H. Desvousges et alii (1993)¹⁷ qui ont appliqué la méthode d'évaluation contingente au problème de la sauvegarde de certaines espèces d'oiseaux migrateurs, dont une partie meurt chaque année après avoir fait escale dans des zones polluées par des hydrocarbures. Leur objectif était de déterminer le consentement à payer des individus pour trois niveaux de protection (2000, 20000 ou 200000 oiseaux sauvés chaque année). Chacune des personnes interrogées était soumise de façon aléatoire à l'une des trois variantes du questionnaire. Les auteurs ont alors prouvé que les CAP moyens étaient statistiquement comparables quel que soit le niveau de protection considéré. Les travaux de D. Kahneman et J.L. Knetsch (1992)¹⁸ illustrent également l'effet d'envergure. Ces auteurs montrent que le consentement à payer pour l'ensemble des politiques relatives à la protection de l'environnement en général – protection de la vie sauvage, contrôle de la pollution de l'air, préservation de la qualité de l'eau, du paysage... - est équivalent au consentement à payer alloué à une opération particulière.

Les résultats issus de ces deux études ont également permis de mettre en évidence l'effet de sous-additivité : le consentement à payer attribué à un groupe de biens est inférieur à la somme des consentements à payer alloués à chacune de ses composantes. Enfin, il existe un effet d'ordre si, dans le cas où plusieurs biens sont estimés lors d'une même enquête, le consentement à payer accordé à un bien résulte de l'ordre dans lequel les différents biens sont évalués. Cet effet a été quantifié par W. Schultze et al. (1983)¹⁹ dans une situation spécifique : en 1980, le consentement à payer moyen d'un échantillon de résidents de la ville de Chicago pour améliorer la visibilité dans le Grand Canyon a été estimé à 90 \$. En 1981, pour un échantillon différent, la question sur la visibilité dans le Grand Canyon, intervient après deux autres évaluations : l'une sur l'amélioration de la visibilité à Chicago, l'autre dans l'Est des Etats-Unis. Le consentement à payer moyen est alors seulement de 16 \$.

¹⁷ DESVOUGES W.H., JOHNSON F.R., DUNFORD R.W., BOYLE K.J., HUDSON S.P., WILSON K.N. (1993), "Measuring natural resource damages with contingent valuation : tests of validity and reliability", in HAUSMAN J.A. (ed), *Contingent valuation : a critical assessment*, North-Holland, pp. 3-38.

¹⁸ KAHNEMAN D., KNETSCH J.L. (1992), op. cit.

¹⁹ Expérience rapportée par WILLINGER M. (1996), op. cit. ; SCHULTZE W., CUMMINGS R., BROOKSHIRE D., THAYER M., WITHWORTH R., RAHMATIAN M. (1983), *Methodes development in measuring benefits of environmental commodities*, Vol. 2, Draft manuscript of a report to the office of pilicity analysis and resource management, US EPA.

Dans le cas du paysage qui apparaît comme un bien aux limites parfois floues, il convient pour minimiser ce biais d'en donner une définition la plus précise et la plus réaliste possible. Dans le cadre de notre évaluation, la délimitation du paysage à la zone du Parc Naturel Régional peut être un facteur tendant à limiter l'importance de ce biais. Le paysage est alors très spécifique dans sa forme et dans son évolution, difficilement assimilable à un espace plus vaste. Nous n'avons donc pas cherché à tester le biais d'inclusion. Nous reviendrons néanmoins sur ce biais en spécifiant les moyens de le réduire.

c– Les résultats

L'utilisation du format ouvert pour la question de révélation du consentement à payer permet un calcul direct du consentement à payer moyen empirique. Nous avons ainsi mené l'analyse économétrique en plusieurs étapes :

-dans un premier temps, nous avons étudié le consentement à payer des trois catégories de populations séparément. Pour réaliser ce calcul, nous avons choisi d'éliminer les faux zéros et les non réponses qui représentent une part importante du total des réponses (plus de 50 % du total).

- dans un second temps, nous avons analysé le consentement à payer de l'ensemble de l'échantillon en retenant les variables communes. L'objectif est de déterminer les facteurs permettant d'accroître la probabilité d'exprimer une valeur pour le consentement à payer.

Nous avons procédé à un tri parmi les modèles disponibles pour réaliser l'analyse. L'ensemble des modèles retenait au moins une variable de chaque groupe (variables d'état, variables d'information, variables de préférences et variables signalétiques). Nous avons ensuite opéré une vérification des hypothèses du modèle linéaire. Nous avons alors adopté un plan en trois étapes :

- régression linéaire,
- régression linéaire après transformation log de la variable endogène et du revenu,
- régression linéaire après transformation Box-Cox de la variable endogène.

Etant donné la taille réduite des échantillons, il faut porter un soin particulier aux tests permettant d'apprécier l'influence de chaque variable sur la stabilité des modèles et sur celle des coefficients de régression.

Les hypothèses du modèle de régression linéaire ne sont vérifiées pour aucune des sous-populations, en raison d'une distribution anormale des résidus. Ce résultat signifie que la relation entre la variable endogène et les variables exogènes n'est pas linéaire. Il faut donc la linéariser sur la base de l'hypothèse que les paramètres à estimer peuvent intervenir de manière linéaire après transformation (en logarithmes et Box-Cox). Ces modifications permettent de rendre la forme fonctionnelle reliant la variable endogène et les régresseurs intrinsèquement linéaire (Tomassone, 1983, p. 37)²⁰. Ce problème est fréquemment lié à celui du biais hypothétique.

Nous allons maintenant présenter les estimations des coefficients de régression associés aux différentes formes fonctionnelles retenues, ainsi que les statistiques d'ajustement du modèle.

(i) Les résidents de la zone d'étude

Les variables retenues pour cette sous-population sont au nombre de six. Ce choix respecte le principe établi par Tomassone (1989, p. 19)²¹ selon lequel le nombre d'observations doit être au moins deux fois supérieur au nombre de variables. Les hypothèses réalisées a priori sur le sens de l'influence de chacune des variables dépendantes sont indiquées par les signes (+) et (-).

²⁰ TOMASSONE R. (1983), *La régression : nouveaux regards sur une ancienne méthode statistique*, INRA et MASSON, Paris.

²¹ TOMASSONE R. (1989), *Comment interpréter les résultats d'une régression linéaire ?*, ITCF, Paris.

Variab les	Coefficient	t	Prob
CONSTANTE	- 111,57	- 1,94	0,05
FONCIER	60,03	3,48	0,008
ENTRETIEN	- 52,28	- 3,27	0,001
PRNONAGR	- 17,66	- 2,03	0,04
PRFEUIL	- 23,05	- 1,87	0,0644
VPATR	22,05	1,74	0,0843
LOG(REV)	10,96	2,19	0,0311

n = 40 $R^2 = 0,21$ R^2 ajusté = 0,17 F de Fisher = 3,64 P < 0,03

Tableau 24 : Résultats de l'estimation avec transformation Box-Cox

($\lambda = 0,75$) pour les résidents de la zone d'étude

Les données relatives à l'échantillon des résidents de la zone d'étude ne présentent pas une distribution satisfaisant les hypothèses d'application de la régression linéaire. La transformation log de la variable endogène et du revenu n'a pas permis de linéariser la relation fonctionnelle entre le consentement à payer et ses variables explicatives. Le seul modèle retenu est issu de la transformation Box-Cox.

Pour les résidents de la zone d'étude, les seules variables explicatives significatives au seuil de $\alpha = 0,05$ sont les variables « PRFEUIL » et « VPATR ». Cela signifie que choisir dans le couple de photographies B, un paysage avec résineux influencent négativement le consentement à payer. Ce qui semble correspondre à nos hypothèses dans la mesure où le programme vise à limiter la fermeture du paysage par enrésinement. De même, le fait d'accorder une valeur patrimoniale aux paysages ouverts va agir positivement sur le consentement à payer. Les personnes interrogées ayant accordé une valeur patrimoniale à ces paysages vont avoir un consentement à payer supérieur. La variable « REVENU » présentant le signe attendu, est significative ainsi que la variable « PRNONAGR » (significativité au seuil de $\alpha = 0,01$). Les personnes disposant d'un revenu plus important sont susceptibles d'avoir un consentement à payer supérieur. En revanche, le fait de préférer le paysage agricole n'a pas une incidence positive sur la formation du consentement à payer, mais au contraire négative.

(ii) Les résidents du Limousin hors zone d'étude

Les transformations log et Box-Cox sont du reste semblables quant à l'amélioration qu'elles apportent à l'ajustement du modèle aux données (ce qui s'explique par le fait que $\lambda = 0,15$ est proche de zéro). Sur les sept variables retenues, quatre sont significatives au seuil $\alpha = 0,05$ dans le cas des deux transformations opérées : les variables « PRNONAGR », « PRSAUV », « VPAYS » et « VECO ». Comme pour les résidents de la zone d'étude, certains signes sont contraires aux hypothèses initiales : le fait d'accorder une valeur aux paysages ouverts joue négativement sur le consentement à payer. En revanche, les autres présentent le signe que nous attendions : les individus accordant une valeur économique, préférant le paysage agricole influencent positivement le consentement à payer alors que le fait de préférer le paysage sauvage conduit à un consentement à payer moins élevé.

Au seuil $\alpha = 0,01$, les trois autres variables « CONPLAT », « VENV » et « ETUDE » sont significatives et jouent positivement sur le montant du consentement à payer. Ces résultats confirment nos hypothèses de départ : avoir une connaissance préalable du Plateau, accorder une valeur environnementale et avoir un niveau d'étude plus élevé (influence concomitante à celle du revenu) doivent conduire à un consentement à payer plus élevé. La variable « CONPLAT » destinée à déceler le biais hypothétique est significative. Son signe va dans le sens de nos hypothèses : une certaine connaissance préalable du Plateau tend à favoriser la révélation d'un consentement à payer positif.

Si l'on admet que notre test de vérification de la présence du biais hypothétique est également peu efficient²², il est possible d'appliquer le facteur correctif de 50 % recommandé par les auteurs du rapport du NOAA (1994)²³. On passe alors d'un consentement à payer moyen de 93 F/an à un consentement à payer moyen de 46,5 F/an.

²² L'introduction de questions supplémentaires aurait peut être permis d'affiner l'information relative à la connaissance du programme.

²³ NATIONAL OCEANIC and ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, Department of Commerce, Federal Register, Part 2, *Natural Resource Damage Assessment, Proposed Rules*, pp. 1139-1184.

Variables	Régression log-linéaire			Régression avec transformation Box-Cox		
	Coefficient	t	Prob	Coefficient	t	Prob
CONSTANTE	0,584	0,72	0,466	- 5,562	- 29,54	0,0000
CONPLAT	1,298	2,31	0,022	0,308	2,333	0,0209
PRNONAGR	0,67	1,45	0,1477	0,164	1,513	0,1322
PRSAUV	- 0,668	- 1,4	0,1620	- 0,142	- 1,272	0,2051
VPAYS	- 0,915	- 1,5	0,1356	- 0,206	- 1,435	0,1531
VENV	0,815	1,76	0,08	0,1857	1,707	0,0897
VECO	0,474	1,086	0,2791	0,1361	1,326	0,1868
ETUDE	1,044	2,548	0,0118	0,242	2,512	0,0130
n	69			69		
R ²	0,13			0,13		
R ² ajusté	0,09			0,09		
F de Fisher	3,339			3,4		
P <	0,002			0,002		

Tableau 25 : Résultats de l'estimation avec transformation Log-linéaire et Box-Cox pour les résidents du Limousin hors zone d'étude

(iii) Les vacanciers

Les données relatives à la population des vacanciers ne présentent pas une distribution satisfaisant les hypothèses d'application de la régression linéaire. Les transformations log et Box-Cox sont du reste semblables quant à l'amélioration qu'elles apportent à l'ajustement du modèle aux données (ce qui s'explique par le fait que $\lambda = 0,01$ est proche de zéro).

Variables	Régression log-linéaire			Régression avec transformation Box-Cox		
	Coefficient	t	Prob	Coefficient	t	Prob
CONSTANTE	- 17,416	- 2,98	0,003	- 99,179	- 1652,1	0,0000
GEO	- 3,332	- 2,769	0,0068	- 0,034	- 2,765	0,0069
ETE	1,536	2,994	0,0035	0,0157	2,988	0,0036
IMPTOURB	0,792	- 1,814	0,0729	0,008	- 1,795	0,0758
VPATR	4,730	3,158	0,0022	0,0485	3,148	0,0022
VCULT	- 2,504	- 4,574	0,0001	- 0,0257	- 4,566	0,0000
AGE	- 0,047	- 2,593	0,0111	- 0,00048	- 2,59	0,0112
LOG(REV)	1,485	3,291	0,0014	0,0152	3,284	0,0014
n	80			80		
R ²	0,45			0,45		
R ² ajusté	0,40			0,40		
F de Fisher	10,648			10,60		
P <	0,001			0,001		

Tableau 26 : Résultats de l'estimation avec transformation Log-linéaire et Box-Cox pour les vacanciers

Parmi les sept variables retenues, seule la variable « IMPTOURB » est significative au seuil $\alpha = 0,05$. Le fait d'accorder de l'importance aux tourbières joue positivement sur le consentement à payer. Au seuil $\alpha = 0,01$, la variable « AGE » joue négativement sur le montant du consentement à payer, c'est-à-dire que l'augmentation de l'âge est défavorable à la formation du consentement à payer. Si les autres variables ne sont pas significatives, il est intéressant de noter que le fait d'habiter dans le département de la zone d'étude ou dans l'un des départements limitrophes influence négativement le consentement à payer, de même que le fait d'accorder une valeur culturelle aux paysages. La variable « CONPLAT » n'est pas apparue comme significative. Si l'on admet qu'il est très difficile de déceler la présence du biais hypothétique, l'application du facteur correctif de 50 % à la valeur moyenne du consentement à payer conduit à un montant de 85,5 F/mois.

d – Les facteurs influençant la capacité à formuler un consentement à payer

Etant donné la nature particulière de la ressource évaluée, nous avons cherché à déterminer les variables qui augmentent la probabilité de formuler un consentement à payer. La variable dépendante est cette fois discrète et prend en compte l'ensemble des observations. Les deux modèles utilisés sont le modèle Probit et le modèle Logit. Leurs résultats étant très proches, nous ne présentons que ceux du modèle Probit.

Variables	Modèle 1		Modèle 2		Modèle 3	
	Coeff.	t	Coeff.	t	Coeff.	t
CONSTANTE	- 1,080	- 2,330	- 1,01	- 2,208	- 1,171	- 2,552
R1	- 0,22	- 1,279				
R2			- 0,383	- 2,517		
R3					0,767	4,206
PRNONAGR	- 0,15	- 0,864	- 0,110	- 0,63	- 0,001	- 0,008
PRFEUIL	- 0,226	- 1,153	- 0,212	- 1,076	- 0,094	- 0,468
PRSAUV	0,146	0,866	0,164	0,986	0,037	0,216
VPATR	0,772	1,696	0,841	1,848	0,711	1,550
VPAYS	- 0,101	- 0,423	- 0,137	- 0,570	- 0,202	- 0,818
VRECRE	- 0,148	- 1,004	- 0,106	- 0,712	- 0,039	- 0,260
VENV	0,251	1,517	0,328	1,956	0,319	1,905
VECO	0,308	1,984	0,225	1,453	0,273	1,748
VCULT	- 0,721	- 3,418	- 0,770	- 3,625	- 0,762	- 3,592
SEXE	0,027	0,182	0,015	0,103	- 0,0377	- 0,246
AGE	0,0001	0,409	0,0001	0,246	0,000	- 0,170
DUMETUDE	0,527	3,161	0,572	3,4133	0,517	3,059
REVENU	0,000	0,399	0,000	0,0922	0,000	- 0,293
n	346		346		346	
χ^2	48,789		48,789		48,789	
P	0,000		0,000		0,000	

Tableau 27 : Résultats du modèle Probit sur les trois échantillons fusionnés

Nous avons distingué trois modèles où nous avons intégré à chaque fois la variable discrète désignant le statut de résident de la zone d'étude, de résident du Limousin hors zone d'étude ou de vacancier.

Dans les trois modèles, il apparaît que la probabilité d'obtenir un consentement à payer formulé augmente lorsque les personnes ont un niveau d'étude au moins égal au baccalauréat. On observe aussi que les personnes accordant une valeur environnementale et une valeur économique aux paysages ouverts sont davantage susceptibles de formuler leur consentement à payer. Enfin, le statut résidentiel ne joue que lorsque c'est celui de vacancier qui est intégré dans le modèle. Toutefois, on peut penser que ce résultat est lié au biais entraîné par le manque de représentativité de la taxe de séjour dans le budget des vacanciers.

3 – Interprétation et évaluation des résultats

Nous avons mis en avant dans la première partie de notre travail le fait que les personnes interrogées dans le cadre d'un exercice d'évaluation contingente, ne procèdent pas nécessairement²⁴, selon un système de préférences classique, mais en termes de préférences lexicographiques. Il convient donc de s'interroger sur les enseignements que l'on peut tirer de nos résultats. Le premier point examine la cohérence des jugements exprimés à l'égard des paysages ouverts et l'acceptation d'un éventuel paiement.

On constate un écart important entre ceux accordant une importance particulière aux paysages ouverts et ceux acceptant de participer financièrement au programme. En effet, on observe que 80 % des résidents de la zone d'étude et 83 % des résidents du Limousin hors zone d'étude attribuent une importance aux paysages ouverts mais ils ne sont que 38 % dans les deux populations à consentir à une augmentation de leur taxe d'habitation. Cette différence est encore plus nette avec les réponses relatives à la préservation du patrimoine paysager : la quasi-totalité des résidents de la zone et des résidents du Limousin sont favorables à la sauvegarde d'un tel patrimoine (91 % et 96 %). Il convient alors de s'interroger sur la présence éventuelle d'un biais lié au véhicule de paiement (Mitchell and Carson, 1989)²⁵. Les faux zéros liés à une inadaptation du véhicule de paiement (taxe d'habitation) constituent 48 % des raisons avancées. Ce constat fournit une explication

²⁴ En particulier dans le cas d'un actif présentant les caractéristiques d'un bien public pur, comme le paysage.

²⁵ MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), op. cit.

assurément importante à l'inadéquation entre l'acceptation de payer et la volonté déclarée de protection des paysages ouverts, mais toutefois insuffisante.

Pour la catégorie des vacanciers, il semble que le mode de paiement retenu ait également eu des effets sur l'acceptation de paiement, mais cette fois dans le sens contraire. En effet, le poids réduit de la taxe de séjour dans le budget du foyer, même rapportée au nombre de personnes dans le groupe et à la durée du séjour, peut conduire à l'existence d'un biais dans la formulation des consentements à payer. Il ne semble toutefois pas avoir une influence notable quant au fait d'accepter ou de refuser une hausse de la taxe, mais apparaît prépondérant quant au montant du consentement à payer. Il existe également un biais stratégique lié au comportement de passager clandestin que peuvent adopter certains des vacanciers qui n'envisagent pas de revenir sur le site, et qui ne seront donc pas touchés par l'augmentation même s'ils assurent y être favorables. Enfin, contrairement aux résidents de la zone d'étude et aux résidents du Limousin, les vacanciers sont à 71 % favorables à une augmentation de la taxe alors qu'ils ne sont que 68 % à accorder une importance particulière aux paysages ouverts, mais 98 % à déclarer qu'il est nécessaire de préserver ces paysages ouverts en tant que patrimoine.

On ne peut donc pas écarter de l'analyse des résultats la possibilité de la présence de préférences lexicographiques, et ce pour deux raisons. La première réside dans la divergence entre les réponses qualitatives (préférences relatives au paysage, son importance et sa protection en tant que patrimoine) et les réponses relatives à l'acceptation de voir sa taxe augmenter (taxe d'habitation ou de séjour). La deuxième provient de l'écart constaté entre le nombre de personnes acceptant de payer et celles qui arrivent à chiffrer leur consentement à payer (respectivement 38 % et 20 % pour les résidents de la zone d'étude, 38 % et 22 % pour les résidents du Limousin, et 71 % et 58 % pour les vacanciers). Les résultats similaires constatés pour les deux premières sous-populations et la divergence avec ceux des vacanciers, confirment l'hypothèse selon laquelle les consentements à payer ne résultent pas d'une compensation entre monnaie et amélioration du paysage. Toutefois, la structure de nos questionnaires ne nous permet pas d'affirmer que les réponses sont basées sur un système de préférences lexicographiques²⁶.

²⁶ Pour plus de renseignements, voir l'étude de STEVENS T.H., ECHEVERRIA J. et al. (1991), "Measuring the existence value of wildlife : what do CVM estimates really show ?", *Land Economics*, 67 (4), pp. 390-400.

CONCLUSION

La méthode d'évaluation contingente nous fournit des ordres de grandeur monétaire de la valeur de préservation affectée à la poursuite voire le renforcement du programme. Toutefois, nous obtenons des résultats quelques peu dissemblables selon les différentes populations considérées : 95 F/an pour les résidents de la zone d'étude, 46,5 F/an pour les résidents du Limousin hors zone d'étude et 85,5 F/mois pour les vacanciers. Cette divergence découle du fait que les résidents du Plateau attribuent une place prépondérante à la qualité du paysage dans leurs préférences. Il apparaît assez logique que leur propension à payer pour une préservation des paysages ouverts qui constituent leur cadre de vie soit plus forte que celle des résidents du Limousin hors zone d'étude et des vacanciers. Les fondements des sommes révélées renvoient à deux aspects du programme : la préservation de la ressource paysage et la préservation d'une ressource patrimoniale. La préservation de possibilités d'usage futur ainsi que l'existence même de l'actif sont également deux motifs importants de la valeur révélée par les personnes interrogées. Il apparaît néanmoins nécessaire d'émettre quelques réserves sur nos résultats.

Notre étude n'échappe pas aux critiques généralement émises à l'égard de la méthode. La première concerne l'existence d'un biais d'auto-sélection qui limite la portée de nos résultats. Ce biais lié au mode d'administration du questionnaire peut difficilement être évité. Deuxièmement, la présence simultanée des biais hypothétique et d'inclusion explique probablement la différence importante entre le consentement à payer exprimé et le consentement à payer réel. Nous montrerons dans la section suivante qu'il existe des moyens efficaces pour les limiter.

Ainsi, en relation avec la complexité de l'objet à évaluer, une difficulté est de déterminer la part de la valeur exprimée par les enquêtés effectivement allouée au paysage. En effet, on observe que les consentements à payer révélés ne traduisent pas uniquement un consentement à payer pour la protection du paysage, mais également pour le maintien de l'agriculture à travers la rémunération d'externalités sociales, telles que le maintien de la population et des activités. On peut donc se demander si le paysage représente l'élément central pour lequel les personnes interrogées ont exprimé un consentement à payer ou s'il n'est en définitive qu'un élément parmi d'autres et dont le rôle reste incertain. Notre enquête révèle toute la difficulté à isoler l'actif étudié d'autres éléments qui lui sont associés. En fait,

dans notre cas, ce problème peut être assimilé à une forme particulière du biais d'inclusion. Il résulte de la divergence entre le modèle mental du chercheur dont le but est d'estimer un actif parfaitement identifié et isolé de son environnement, sans prise en compte des interactions éventuelles avec d'autres effets (Amigues, Desaignes et al., 1996)²⁷ et la représentation que s'en fait l'enquêté. Nous avons montré que les consentements à payer exprimés ne représentaient pas uniquement la valeur économique de la ressource paysage tel que nous l'avons défini, mais incorporent également des aspects liés aux effets économiques et sociaux que le programme provoquerait. Néanmoins, en dehors des problèmes liés à la présence de ces biais, nos résultats sont sensibles à deux autres formes de limites.

En effet, si la quasi-totalité des personnes interrogées déclarent qu'il est nécessaire de sauvegarder les paysages ouverts du Plateau de Millevaches en tant que patrimoine, seul un petit nombre d'entre elles acceptent de payer. Le refus de participer financièrement à la poursuite du programme peut s'expliquer par l'inadaptation du mode de paiement, par le refus de raisonner en termes monétaires ou encore par une mauvaise spécification du questionnaire. Cette dernière difficulté semble jouer dans le cas des résidents du Limousin hors zone d'étude et pour les vacanciers. En revanche, pour les résidents de la zone d'étude, la réaction de rejet a été motivée par des conflits d'intérêt qui les opposent à d'autres acteurs du Plateau. Dans ce cas, l'influence du contexte est déterminante.

Enfin, il faut bien voir que derrière la présence de motivations de nature morale se dessine le problème de l'incommensurabilité entre valeur monétaire et valeur éthique : l'expression du consentement à payer ne découlerait pas d'un arbitrage entre biens marchands et biens non marchands. Ce problème peut également conduire à la présence de réponses de protestation. Nous rappelons toutefois que notre questionnaire n'a pas été construit pour déterminer l'ampleur de ce type de réponses. Néanmoins, certains résultats révèlent un décalage entre l'importance accordée à l'existence intrinsèque de l'actif et la réponse apportée à la question de la révélation de la valeur. La présence de motivations de nature éthique représente un obstacle sérieux à l'usage de l'évaluation contingente comme procédure d'aide à la décision. L'analyse de cette question sera l'objet de la deuxième section de cette partie.

²⁷ AMIGUES J.P., DESAIGUES B. et al. (1996), "L'évaluation contingente : controverses et perspectives", *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (39-40), pp. 123-150.

Section 2 : A propos des limites de la méthode d'évaluation contingente : des principaux biais aux perspectives d'amélioration

Dans la section précédente, nous avons présenté une appréciation critique des résultats obtenus lors de notre enquête. Cette analyse nous a permis de mettre en évidence deux types de limites inhérentes à la méthode d'évaluation contingente et remettant chacune en question la légitimité des valeurs monétaires recueillies. La première difficulté fait référence d'une part à la capacité de calcul limitée de la personne face à l'évaluation contingente, dans une situation où la décision est difficile, et d'autre part, au fait qu'elle va également produire un effort de calcul minimum, étant donné la nature hypothétique du marché. La deuxième limite concerne l'inadéquation des fondements théoriques de la méthode à l'expression de certaines valeurs associées à un actif environnemental particulier comme le paysage. L'objectif de cette section est d'étudier le contenu de ces critiques et de déterminer les solutions permettant de les prendre en considération. Cette analyse doit nous amener à examiner plus profondément le rôle que peut tenir l'évaluation contingente dans la mise en œuvre d'une gestion des usages du paysage établie sur la participation des usagers et des citoyens.

Dans un premier point, nous analysons les deux principaux biais rencontrés : le biais hypothétique et le biais d'inclusion. Nous proposons également des moyens visant à les minimiser. Le premier cherche à améliorer le contenu informationnel du questionnaire contingent. Cette solution tend à étayer l'hypothèse selon laquelle l'achat d'un « droit » sur l'environnement est un engagement définitif et est défini sur la base d'une information minimale. Cet objectif nous conduit à remarquer que le fait d'inciter les agents à se comporter comme des consommateurs remet en cause le caractère neutre de l'évaluation contingente. En effet, certaines motivations relatives à la valeur de préservation sont difficilement assimilables à une information de nature quantitative. Cela correspond au cas où les préférences environnementales sont basées sur un principe éthique. Cette dernière observation a conduit à l'abandon de la méthode d'évaluation contingente, au bénéfice d'une procédure reposant sur un mécanisme de construction de la valeur collective, encore appelé délibératif (Van Den Hove, 2000)¹. Ainsi, dans un second point, nous étudierons les conditions de mise en œuvre

¹ VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit.

d'une telle procédure, en présentant les complémentarités possibles entre les deux modalités d'élaboration de la valeur.

I – Les critiques adressées à la méthode d'évaluation contingente

La méthode d'évaluation contingente est comme nous l'avons montré, fondée sur des marchés hypothétiques. En raison de l'inexistence de marché réel, nos résultats peuvent être invalidés par l'apparition de certains biais : le biais lié à une mauvaise définition du marché contingent, le biais stratégique, le biais d'ancrage, le biais d'autosélection, le biais hypothétique et le biais d'inclusion². Dans cette section, nous discuterons ceux sur lesquels les critiques exprimées envers la méthode d'évaluation contingente se sont essentiellement concentrées. Le premier biais auquel nous allons nous intéresser est le biais hypothétique. Il n'est pas spécifique à la méthode d'évaluation contingente, attendu que l'usage de tout type de questionnaire « *est sujet au même biais puisque la réponse à une question ne constitue jamais un engagement à exécuter des actions [...] Notons également qu'il n'existe pas de moyens de contourner ce biais puisque par hypothèse on ne dispose pas d'alternative au marché hypothétique* » (Willinger, 1996, p. 14)³. Si la première partie de cette citation est difficilement discutable, la seconde partie est remise en cause par des études récentes basées sur les enseignements de la théorie de la communication gratuite. Concernant le biais d'inclusion, il représente le biais principal découlant de la difficulté qu'ont les personnes enquêtées à isoler l'actif environnemental étudié d'un ensemble plus large de biens. Parmi les différentes explications ont été avancées, la démonstration de la présence d'un « effet de focalisation » présentée par M. Angel (1998)⁴ nous semble particulièrement intéressante. Il avance l'idée selon laquelle les mécanismes de simplification des choix à la disposition des agents lors de l'acquisition d'un bien marchand ne sont pas employés lorsqu'il s'agit de déterminer la valeur monétaire d'un bien non marchand. Ces différents points vont être analysés dans ce paragraphe.

² Cette liste ne prétend pas à l'exhaustivité. D'autres formes de biais peuvent survenir, comme par exemple le problème de la corrélation du CAP avec le prix d'un bien de référence indiqué dans le questionnaire ou encore celui de l'ordre des questions. Plusieurs typologie de ces biais ont été proposés : voir par exemple MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), op. cit. ; PEARCE D.W., TURNER K. (1990), *Economics of natural resources and the environment*, J. Hopkins University Press, 2^{ème} édition.

³ WILLINGER M. (1996), "La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction de la valeur de préservation", *Nature, Sciences, Sociétés*, 4, 1, pp. 6-22.

⁴ ANGEL M. (1998), *La nature a-t-elle un prix ?*, Les Presses de l'Ecole des Mines, Paris.

A – Le biais hypothétique

1 – Les difficultés de monétarisation du paysage : un consentement à payer surestimé

Le biais hypothétique résulte du fait que les personnes soumises au questionnaire contingent ne sont pas confrontées à un vrai marché mais un marché fictif. Sachant qu'il n'y a pas de paiement effectif, ni de sanction réelle, l'individu va révéler un consentement à payer différent de celui qui serait exprimé sur un marché réel⁵. Dans le cadre d'un marché hypothétique, l'agent peut répondre favorablement à un programme de protection du paysage, en revanche, il peut être amené dans le cas réel à reconsidérer sa réponse en tenant compte de facteurs supplémentaires (existence de substituts, contrainte budgétaire...). En outre, les individus n'ont pas eu auparavant à traduire des préférences en termes monétaires. Le manque d'expérience constitue un frein à l'élaboration de la valeur monétaire. Malgré le soin apporté à la description du scénario, du bien et du véhicule de paiement, on ne recrée pas les conditions d'un marché réel. En définitive, le montant des consentements à payer risque d'être différent en fonction des situations.

On peut raisonnablement penser que les valeurs contingentes divergent des valeurs réelles du fait du manque d'information, du manque d'expérience, de la difficulté pour l'agent à ordonner ses choix. Les individus auront tendance à surestimer leur consentement à payer. Il convient donc de tester la validité de nos résultats. Plusieurs méthodes sont disponibles. La première consiste à confronter les valeurs monétaires obtenues dans le cadre d'un marché hypothétique à celles révélées à l'aide de méthodes indirectes. Ainsi R.T. Carson et al. (1996)⁶ indiquent que de multiples études tentent de vérifier les estimations de la valeur d'usage par comparaison des résultats issus de la méthode d'évaluation contingente et ceux obtenus à l'aide de la méthode des coûts de transport. Ces travaux démontrent ainsi la convergence de ces deux types de mesure. Néanmoins, la portée d'un tel test ainsi que sa légitimité restent sujettes à caution :

⁵ Pour une comparaison expérimentale, voir CUMMINGS R., HARRISON G., RUSTOM E. (1995), "Homegrown values and hypothetical surveys : is the dichotomous choice approach incentive-compatible", *American Economic Review*, 85, 1, pp. 260-266.

⁶ CARSON R.T., FLORES N., MARTIN K., WRIGHT J. (1996), "Contingent valuation and revealed preference methodologies : comparing estimates for quasi-public goods", *Land Economics*, 72 (1), pp. 80-99.

« Une correspondance entre les estimations par les méthodes indirectes et par l'évaluation contingente n'est pas la preuve de l'exactitude des mesures [...] mais contribue plutôt à donner une crédibilité aux deux. [...] [Il convient également de remarquer] que les bénéfices mesurés par les deux types de méthode ne sont pas strictement comparables. L'analyse des coûts de transport, par exemple, est une mesure ex post du bien-être qui écarte les valeurs d'existence, alors que l'évaluation contingente est une mesure ex ante et incorpore ces valeurs »⁷.

D'autres travaux démontrent l'existence d'une relation significative entre attitude et comportement, ce qui indique que l'intention peut être un bon prédicteur du comportement. La vérification de la validité des réponses hypothétiques se fait alors directement par comparaison de ces valeurs aux paiements réels pour le même bien. Certaines études novatrices en la matière se sont intéressées au cas où la valeur du bien étudié comporte une part de non-usage. Ainsi, J.A. Sinden (1988)⁸ n'observe pas de différence significative entre les consentements à payer et les paiements réels pour la protection des sols et des eucalyptus. En revanche, K. Seip et J. Strand (1992)⁹ qui ont comparé les consentements à payer pour supporter une association de protection de la nature norvégienne aux paiements effectifs de ces mêmes personnes pour y adhérer, arrivent à la conclusion suivante : les consentements à payer hypothétiques sont supérieurs aux consentements à payer réels. Ce constat est corroboré par une étude plus récente de T. Brown et al. (1996)¹⁰ concernant un programme de réaménagement d'une partie du Grand Canyon destiné à faire disparaître les anciennes routes utilisées autrefois pour le bétail et le contrôle des feux. La plupart des études concluent à une surestimation du consentement à payer dans le cadre d'un marché hypothétique, ce qui a conduit ces différents auteurs à rechercher les solutions permettant de corriger ce biais hypothétique.

2 – Des solutions pour corriger ce biais

⁷ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit., pp. 204-205.

⁸ SINDEN J.A. (1988), "Empirical tests of hypothetical bias in consumers surplus surveys", Australian Journal of Agricultural Economics, 32, pp. 98-112.

⁹ SEIP K., STRAND J. (1992), "Willingness to pay for environmental goods in Norway : a contingent valuation study with real payment", Environmental and resource economics, 2, (1), pp. 91-106.

¹⁰ BROWN T., CHAMP P., BISHOP R., MCCOLLUM D. (1996), "Which response format reveals the truth about donations to a public goods ?", Land Economics, 72 (2), pp. 152-166.

En effet, certains auteurs préconisent de corriger les valeurs du consentement à payer obtenues par l'approche contingente (Amigues et al., 1996)¹¹. Une étude menée sur le niveau de véracité manifesté relatif au respect de l'engagement pris, a été réalisée par P.A.Champ et al. (1997)¹². Pour cela, ils ont employé trois types de questionnaires : un premier questionnaire réclamant une donation effective (1), le second un versement hypothétique (2) et le dernier demandant aux enquêtés de se prononcer sur leur degré de certitude associé au maintien du montant de leur contribution initiale s'ils devaient effectivement la payer (3). Sur la base d'un modèle prédictif des consentements à payer construit à partir des résultats du questionnaire (1), les auteurs ont pu repérer dans les réponses au questionnaire (2) celles responsables d'une surestimation du consentement à payer. Ces réponses ont alors été confrontées à celles indiquant une incertitude quant au respect du contrat initial (3) : les résultats de ces deux sous-groupes sont statistiquement équivalents. Les auteurs ont également établi que les évaluations des contributions moyennes obtenues avec (1) et celles du sous-groupe soumis au questionnaire (3) et constitué d'agents ayant manifesté un degré de certitude maximum n'étaient pas significativement divergentes. Ce constat indique que des questions relatives au niveau de certitude quant au respect du montant du consentement à payer initial pourraient permettre de réduire la surestimation des bénéfices liée à la présence du biais hypothétique.

Le biais hypothétique peut également être limité par l'apport d'un supplément d'information. Il s'agit d'amener les personnes interrogées à produire un effort minimal à l'occasion de l'élaboration de leur réponse. Une première voie consiste à rendre l'enquête la plus réaliste possible (Mitchell et Carson, 1989)¹³ : il convient alors de préciser que les réponses auront une influence réelle (même infime) sur la prise de décision publique. On admet implicitement que le réalisme accru de l'enquête doit permettre de rapprocher le paiement hypothétique du paiement réel. R.G. Cummings et L.O. Taylor (1998)¹⁴ ont essayé de vérifier ce principe. Une expérience est menée en soumettant les participants à deux situations différentes.

¹¹ AMIGUES J.P., DESAIGUES B., VUONG K-H. (1996), op. cit.

¹² CHAMP P.A., BISHOP R.C., BROWN T.C., McCOLLUM D.W. (1997), "Using donation mechanisms to value nonuse benefits from public goods", *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, pp. 151-162.

¹³ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

¹⁴ CUMMINGS R.G., TAYLOR L.O. (1998), "Does realism matter in contingent valuation surveys ?", *Land Economics*, 74 (2), pp. 203-215.

Dans la première situation, les personnes doivent, à l'occasion d'un vote, exprimer leur opinion sur un programme visant à aider financièrement une association du Nouveau Mexique de manière à pouvoir indiquer aux habitants d'un quartier défavorisé d'Albuquerque sur les mesures à prendre pour contrôler la potabilité de l'eau et ce à l'aide de la diffusion d'un guide. Si le oui l'emporte à la majorité, chaque individu devra payer 10 \$. Dans la seconde situation, le paiement effectif ne dépend plus uniquement de l'issue du vote. Dans le cas d'une majorité de oui, tout repose sur les résultats d'un tirage aléatoire dans une urne contenant des boules rouges et des boules blanches : le tirage d'une boule rouge renvoie à la première situation, et le tirage d'une boule blanche rend le referendum hypothétique. Trois groupes sont constitués, chacun ayant une distribution boules rouges - boules blanches particulière ((25, 75) ; (50, 50) et (75, 25)). Deux principes fondamentaux peuvent être dégagés de cette analyse : la probabilité de dire « oui » est subordonnée aux variations de probabilité (p) de tirage de la boule rouge ; seules les probabilités p supérieures à 0,50 entraîneraient des comportements de vote comparables à ceux obtenus dans le cas où le vote est contraignant.

Cette analyse permet de confirmer de façon objective le sentiment selon lequel le réalisme de l'enquête constitue une modalité indispensable à la pertinence des résultats. Dans la pratique, il convient d'expérimenter plusieurs configurations d'information – en termes de formulation, de quantité et de qualité – exposant la manière dont les résultats vont être employés par les responsables du programme.

Une deuxième réponse peut être proposée : l'apport supplémentaire d'information peut également servir à l'explication du biais hypothétique (Cummings et Taylor, 1999)¹⁵. Nous nous basons pour cela sur les travaux relatifs à la communication gratuite (Farrell et Gibbons, 1989 ; Farrell et Rabin, 1996)¹⁶. Cette thèse repose sur le principe selon lequel la réalisation d'une entente lors des prochaines étapes de la communication peut être favorisée par la diffusion d'informations sans effet direct sur les bénéfices des agents économiques en rapport. Lors d'une expérience, R.G. Cummings et L.O. Taylor ont préconisé, dans le cadre d'une expérience, de transmettre des informations « gratuites » sur la nature du biais hypothétique et

¹⁵ CUMMINGS R.G., TAYLOR L.O. (1999), "Unbiased value estimates for environmental goods : a cheap talk design for the contingent valuation method", *American Economic Review*, 89, 3, pp. 649-665.

¹⁶ FARRELL J., GIBBONS R. (1989), "Cheap talk can matter in bargaining", *Journal of Economic Theory*, 48, pp. 221-237 ; FARRELL J., RABIN M. (1996), "Cheap talk", *Journal of Economic Perspective*, summer, 10 (3), pp. 103-118.

sur la manière dont il apparaît, et ce avant que les individus n'expriment leur engagement hypothétique. Il s'agit de déterminer si cette information incite les enquêtés à se détacher du contexte pour ne se préoccuper que de l'objectif de l'enquête. L'exercice d'évaluation contingente a porté sur quatre biens, dont celui lié à la diffusion d'une brochure d'information mentionnée ci-dessus. Les trois autres sont la préservation d'habitats naturels remarquables à travers leur acquisition par un conservatoire, la protection des forêts humides par l'intermédiaire d'un fonds consacré à leur achat, le développement d'un réseau de voies piétonnières et de pistes cyclables dans la ville d'Atlanta par le biais d'un soutien financier à une association. Les agents participant à l'expérience sont soumis pour chaque bien à trois types de vote : un vote conduisant à une contribution effective si une majorité de oui est obtenue (a), un vote hypothétique (b) et un vote hypothétique associé à un apport préalable d'une information sur le biais hypothétique (c)¹⁷.

Dans un premier temps, les auteurs ont démontré que l'hypothèse selon laquelle il n'existe pas de différence significative entre les deux types de vote (a) et (b) n'était observée que pour le projet d'amélioration des voies piétonnes et des pistes cyclables. Puis dans un second temps, pour les trois autres actifs, une multitude de tests a permis de dégager le résultat suivant : les comportements de vote obtenus avec (c) sont identiques à ceux constatés dans le cas (a). Cette conclusion apparaît du reste résistante aux modifications de l'information concernant le biais hypothétique¹⁸. Elle indique que l'apport d'information sur le problème du biais hypothétique amène les individus à faire un effort afin de pallier les conséquences inflationnistes du biais hypothétique.

La validité de ce constat est néanmoins sujette à caution. En effet, la diffusion d'une information supplémentaire ne conduit-elle pas à un biais de sous-estimation complètement indépendant de toute correction de l'effet inflationniste du biais hypothétique ? Si cette affirmation se révélait exacte, alors l'exigence de neutralité du questionnaire ne serait plus respectée. Dans ce cas, l'apport d'information n'est plus considéré comme un signal « gratuit ». Mais R.G. Cummings et L.O. Taylor (1999)¹⁹ rejettent cette conclusion. Le vote (c) a été utilisé dans le cas du programme urbain pour lequel le biais hypothétique n'a pas été

¹⁷ A la fin de cette première étape informative, il est demandé aux agents de se comporter comme si le résultat du vote avait des conséquences réelles.

¹⁸ Les auteurs ont par exemple révisé le contenu du « cheap talk » en éliminant toute référence numérique sur l'évolution de la probabilité de dire oui d'une situation hypothétique à une situation réelle.

¹⁹ CUMMINGS R.G., TAYLOR L.O. (1999), op. cit.

constaté : aucune différence significative n'a été décelée entre les deux formes de vote (c) et (b). Ce qui tend à prouver que les corrections opérées par l'apport d'information sont corrélatives à l'importance de l'effet du biais hypothétique.

Les moyens déterminés dans ce paragraphe pour minimiser les conséquences du biais hypothétique dans la méthode d'évaluation contingente ne sont pas exhaustifs. Nous avons cherché à mettre en évidence les instruments permettant d'inciter les individus interrogés à utiliser les mêmes procédures de choix que sur un marché réel. L'usage de la communication gratuite peut être considéré comme une solution prometteuse. Ces efforts vont contribuer à accroître le niveau de réalisme de l'enquête. Toutefois, les réponses peuvent encore apparaître comme biaisées, en raison de la présence d'un biais d'inclusion.

B – Le biais d'inclusion

1 – Des tentatives d'explication...

Un des problèmes les plus importants de l'exercice d'évaluation contingente est celui du biais d'inclusion. Nous avons montré précédemment que le consentement à payer ne variait pas nécessairement avec la taille du bien. Cette difficulté apparaît notamment lorsque la définition du bien est délicate, manque de précision ou de réalisme et invalide les résultats de l'enquête. Elle peut se révéler déterminante lorsque les valeurs de non-usage sont une composante importante de la valeur de l'actif (cas des espèces menacées) ou lorsque les limites géographiques du bien sont floues (cas du paysage). Cette notion a été discutée et analysée dès les années 1980 et certains auteurs (Carson et Mitchell, 1995 ; Hanemann, 1994)²⁰ ont avancé plusieurs motifs pour expliquer le biais d'inclusion.

La première tentative d'explication repose sur la mise en évidence de trois effets distincts : l'effet d'envergure (*scope effect*), l'effet d'ordre (*sequence effect*) et l'effet de sous-additivité (*subadditivity effect*).

²⁰ CARSON R.T., MITCHELL R.C. (1995), "Sequencing and nesting in contingent valuation surveys", Journal of Environmental Economics and Management, 28, pp. 155-173 ; HANEMANN W.M. (1994), "Valuing the environment through contingent valuation", Journal of Economic Perspectives, 8, pp. 19-43.

- L'effet d'envergure correspond à l'effet déjà évoqué à savoir que les individus ne font pas de différence entre les quantités d'un bien. En définitive, pour un même bien, la décroissance de l'utilité marginale explique qu'un agent soit d'autant moins disposé à concéder un montant monétaire positif que le degré de protection de l'actif augmente.

- L'effet d'ordre intervient lorsque l'on évalue plusieurs biens et que la valeur attribuée à chacun dépend de l'ordre dans lequel ils sont évalués. L'exemple classique de l'effet d'ordre est celui de l'estimation du consentement à payer pour une amélioration de la visibilité dans le Grand Canyon. Une étude réalisée en 1980 sur un échantillon de résidents de la ville de Chicago a estimé le consentement à payer annuel moyen pour préserver la visibilité dans le Grand Canyon était égal à 90 \$ par habitant (Schulze et al., 1983)²¹. Un an plus tard, la même question fut posée à un autre groupe d'habitants de Chicago, mais cette fois après leur avoir préalablement demandé leur consentement à payer pour une amélioration de la visibilité à Chicago et dans l'Est des Etats-Unis. Le consentement à payer moyen pour la préservation de la visibilité dans le Grand Canyon n'était plus que de 16 \$ dans ce cas. Ce type d'anomalie peut s'expliquer par deux effets. L'*effet-revenu* implique simplement que si l'agent consent à payer pour un actif donné, son revenu disponible pour les autres dépenses sera réduit. L'*effet-substitution* suppose que dès lors qu'un agent contribue déjà à un actif d'un certain type, il consentira un montant plus faible à un deuxième ou à un troisième actif du même type s'ils sont substituables entre eux.

- L'effet de sous-additivité existe lorsque la valeur attribuée à un ensemble de biens est inférieure à la somme des valeurs attribuées à chacune de ses parties. Dans le cas de la protection de zones humides par exemple, la procédure d'agrégation aboutit en effet à des valeurs anormalement élevées qui ne respectent pas la contrainte budgétaire et constituent des surestimations du consentement à payer.

Une deuxième explication repose sur une critique plus forte de la méthode d'évaluation contingente. Nous avons déjà évoqué dans les paragraphes précédents les résultats de l'analyse réalisée par D. Kahneman et J.L. Knetsch (1992)²². Ces auteurs ont

²¹ SCHULZE W.D., BROOKSHIRE D.S., WALTHER E.G., MACFARLAND K.K., THAYER M.A., WHITWORTH R.L., BEN-DAVID S., MALM W., MOLENAR J. (1983), "The economic benefits of preserving visibility in the national parklands of the southwest", *Natural Resources Journal*, 23, pp. 149-173.

²² KAHNEMAN D., KNETSCH J.L. (1992), op. cit.

expliqué l'existence du biais d'inclusion par le fait que le montant révélé correspondrait essentiellement à l'expression de la satisfaction morale retirée de l'acte de donner. En définitive, les personnes interrogées dans le cadre d'une évaluation contingente ont le sentiment de participer à une bonne cause. Malgré tout, le travail de D. Kahneman et J.L. Knetsch est remis en cause par G.W. Harrison (1992)²³ qui a par exemple montré que les questions précédant celle de la révélation de la valeur pour différents échantillons présentaient non seulement une introduction similaire – « cette enquête porte sur les actions touchant à l'environnement » - mais également ne procuraient pas une information assez précise. En d'autres termes, les enquêtés ont assimilé le sujet de l'évaluation aux programmes de protection en général, et ce quel que soit le degré de désagrégation présenté par la suite. Ce problème est d'autant plus susceptible d'apparaître que le mode d'administration du questionnaire était le téléphone. Les personnes interrogées se concentrent alors essentiellement sur les questions principales. De façon à éliminer ce problème de focalisation, D. Kahneman et J.L. Knetsch auraient certainement dû perfectionner la définition de leur marché hypothétique. Toutefois cette analyse ne remet pas totalement en cause la proposition selon laquelle « la satisfaction retirée de l'acte de donner » explique en grande partie l'élaboration du consentement à payer²⁴. En conclusion, il n'est pas possible d'écarter définitivement cette contribution des motifs de la présence du biais d'inclusion.

2 – Le problème de l'effet de focalisation

Enfin, une dernière explication du biais d'inclusion est avancée par M. Angel (1998, p. 71)²⁵ qui tend à montrer que les résultats obtenus par évaluation contingente ne sont pas le résultat d'une rationalité substantielle en raison d'un effet de focalisation : « *ce phénomène de conscience limitée* » - que j'appellerai « *biais de focalisation* » - explique à peu près à lui tout seul les différents biais invoqués ci-dessus – à savoir le « *biais d'inclusion* », « *l'effet de rang* », la « *non-additivité des valeurs* » et la « *non plausibilité des valeurs* ». Les personnes interrogées dans le cadre de l'évaluation contingente sont soumises à un processus de décision complexe. Usuellement, l'objet évalué est présenté de manière suffisamment désagrégée. On peut donner de nombreux exemples en plus de l'objet de notre enquête – le programme de

²³ HARRISON G.W. (1992), "Valuing public goods with the contingent valuation method : a critique of Kahneman and Knetsch", *Journal of Environmental Economics and Management*, 23, pp. 248-257.

²⁴ Voir le paragraphe consacré aux motifs de la valeur de non usage.

²⁵ ANGEL M. (1998), op. cit.

protection des paysages ouverts du Plateau de Millevaches – l’entretien des paysages de châtaigneraies des Cévennes ou encore la politique de protection d’une lagune méditerranéenne menacée de comblement. Ces différentes ressources sont souvent des éléments appartenant à des catégories plus larges : par exemple, la protection de la biodiversité des forêts riveraines de la Garonne peut être classée dans le groupe « protection de la vie sauvage » qui lui-même associé à d’autres composantes va constituer la catégorie « protection de l’environnement ». Cette dernière participe d’une unité plus vaste englobant des politiques de santé publique ou encore de développement économique.

L’agent est confronté à une situation définie par un fort degré de complexité. Dans ces conditions, les contributions monétaires révélées dans le cadre d’une évaluation contingente ne résultent pas d’une approche « rationnelle – substantielle » pour laquelle la capacité de calcul de l’agent est infinie et l’ensemble des possibilités d’allocation du budget est envisagé. M. Angel s’inspire alors des études concernant la rationalité procédurale pour expliquer le biais d’inclusion par l’effet de focalisation : les processus de simplification employés pour l’acquisition de biens marchands ne jouent plus pour évaluer la valeur monétaire d’un bien non-marchand²⁶, l’agent interrogé sur son consentement à payer pour l’amélioration de la qualité d’un actif environnemental particulier va concentrer son attention sur ce bien ; il va alors annoncer une contribution monétaire supérieure à celle qui aurait prévalu s’il avait adopté une stratégie de simplification amenant à considérer toutes les possibilités d’allocation de son budget.

Il est apparaît alors légitime de se demander comment minimiser l’effet de focalisation. La solution retenue par M. Angel est celle recommandée dans l’étude de M.A. Kemp et C. Maxwell (1993)²⁷. Cette analyse préconise l’apport d’une aide à la décision aux enquêtés (p. 224) : « *l’approche que nous avons choisie de développer – la désagrégation du haut vers le bas – cherche à faciliter la prise en compte des contraintes budgétaires en considérant les nombreux biens publics pouvant avoir de la valeur pour les ménages* »²⁸. Dans un premier temps, ces auteurs ont demandé aux individus leur consentement à payer annuel pour financer un programme étendu sur 10 ans destiné à minimiser les risques de

²⁶ M. Angel (1998) cite quatre procédures de simplification de la décision : la méthode des « sub-goal » (ou buts inférieurs intermédiaires), le recours au « suffisant », la routine et l’habitude et l’imitation.

²⁷ KEMP M.A., MAXWELL C. (1993), “Exploring a budget context for contingent valuation estimates”, in HAUSMAN J.A. (ed.), *Contingent valuation : a critical assessment*, Elsevier Science Publishers, pp. 217-265.

²⁸ KEMP M.A., MAXWELL C. (1993), op. cit.

marée noire sur la côte d'Alaska (suite à la marée noire de l'Exxon Valdez). Le consentement moyen obtenu fut de 85 \$ /an/foyer. Dans un second temps, ils ont proposé un questionnaire présentant un ensemble de 8 programmes d'action portant sur l'éducation, la prévention du crime, la protection de l'environnement... Pour chaque programme, les personnes interrogées devaient formuler leur CAP annuel pour un financement sur 10 ans. Le thème « protection de l'environnement » a bénéficié d'un CAP moyen de 106 \$/an/foyer. Les auteurs ont ensuite questionné les individus sur la répartition de ce CAP général entre différents sujets tels que la préservation des sites naturels et de la vie sauvage, la protection des forêts tropicales ou encore la lutte contre les pluies acides. A ce niveau de désagrégation, la catégorie « préservation des sites naturels et de la vie sauvage » a bénéficié d'un CAP moyen de 14 \$/an. Ce dernier thème a lui-même était décomposé en « lutte contre les causes humaines » et « autres causes ». La première sous-catégorie a conduit à un CAP moyen de 5,20 \$/an réparti encore entre différents thèmes dont celui de « lutte contre les marées noires » pour lequel le CAP moyen obtenu a été de 1,12 \$/an. Enfin, une dernière étape a permis de déterminer la répartition de ce dernier CAP sur la protection de diverses côtes américaines, la côte d'Alaska ayant bénéficié d'un CAP moyen annuel de 0,29 \$.

Au final, les auteurs ont obtenu, pour un même programme un CAP moyen par foyer de 85 \$ par question directe et un CAP moyen par foyer de 29 cents lorsque la question est posée après désagrégation du général au particulier... La méthode utilisée par M.A. Kemp et C. Maxwell est comparable à celle des « sub-goals » (ou méthode des buts inférieurs intermédiaires). « *La méthode des buts intermédiaires consiste simplement à assigner des buts pour lesquels on cherche tour à tour les moyens les plus appropriés ; une fois ces moyens caractérisés, on les regardera à leur tour comme des buts (« sub-goals ») dont il s'agira de déterminer les moyens de réalisation et ainsi de suite* »²⁹. M.A. Kemp et C. Maxwell ont donc cherché à recréer de manière artificielle le processus de simplification de la décision systématiquement utilisé par les agents pour l'acquisition de biens marchands. Le résultat est plutôt convaincant puisque l'effet de focalisation est fortement réduit : le premier CAP obtenu est 290 fois supérieur à celui déterminé à l'aide du second questionnaire.

La limite de la méthode réside dans l'interdépendance des différents sous-objectifs qui va expliquer en partie la faiblesse du CAP : par exemple entre l'aide au développement et la

²⁹ MONGIN P. (1984), "Modèle rationnel ou modèle économique de la rationalité", *Revue Economique*, n°1, pp. 9-63.

défense de l'environnement, entre la préservation de l'Amazonie et la préservation des singes... De plus, le CAP moyen va varier en fonction du niveau de désagrégation retenu et de la constitution des différentes catégories réalisées. Par exemple, le fait de rajouter un niveau intermédiaire aura sans doute comme conséquence de réduire le CAP moyen final. La pertinence de la méthode de décomposition repose sur une définition précise et appropriée du marché contingent de façon à ce que la désagrégation soit non seulement exhaustive mais assure également l'interdépendance entre les différentes catégories.

Si les résultats des analyses sur le biais d'inclusion sont souvent sujets à caution, il apparaît néanmoins nécessaire de ne pas les omettre. Ces travaux ont pour objectif principal de minimiser voire d'éliminer l'effet de focalisation, généré soit par une mauvaise définition du marché hypothétique, soit par la complexité du processus de décision. Une spécification compréhensible et précise de l'actif à évaluer et sa prise en considération dans un ensemble plus vaste de biens, par l'intermédiaire par exemple d'une procédure de répartition du consentement à payer, peut permettre de résoudre ce problème.

Les corrections apportées au biais hypothétique, associées aux stratégies envisagées pour limiter le biais d'inclusion, permettent de confirmer la proposition selon laquelle le consentement à payer formulé découle d'un arbitrage entre biens marchands et biens hors-marché. Toutefois, cette confirmation reste partielle. En effet, cette conclusion repose sur une proposition essentielle à savoir que l'agent est appréhendé comme un consommateur pour lequel l'amélioration de la qualité d'un actif naturel peut conduire à une variation de son bien-être. Peut-on pour autant affirmer que toutes les motivations à la base de la formation des consentements à payer découlent de l'objectif de recherche de maximisation de la satisfaction ? L'existence de mobiles d'ordre éthique nous amène à reconsidérer la portée de cette proposition.

II – L'amélioration de la MEC au service du processus de prise de décision

L'administration d'un questionnaire d'évaluation contingente auprès d'individus repose, dans le cas de l'évaluation d'un actif véhiculant une valeur d'existence intrinsèque, sur l'hypothèse que les individus ont un droit (de propriété) sur ce bien. L'expression d'un consentement à payer suppose que l'on raisonne en termes marchands, ce qui établit

précisément les fondements de la méthode. La valeur marchande d'un bien entraîne automatiquement la notion d'échange et de structure des droits de propriétés explicitement déterminée. Mais dans le cas du paysage, cette répartition n'est pas clairement établie. Bien qu'il existe des lois destinées à sauvegarder les paysages en édifiant un cadre d'expression des droits de propriété, ceux-ci concernent l'individu en tant que citoyen et non pas en tant que consommateur ayant un choix à faire dans l'allocation de son budget (Sagoff, 1988 ; Gabriel and Lang, 1995, p. 174)³⁰. Cette analyse nous amène à considérer qu'en présence de motivations d'ordre déontologique, les individus ne raisonnent pas selon la règle de substitution entre valeur monétaire – forme d'expression du bien-être – et qualité de l'environnement. Les consentements à payer révélés sont davantage apparentés à l'affirmation d'un devoir de protection de l'actif environnemental. L'adoption de ce comportement de citoyens entraîne différentes formes de réponses : soit les personnes interrogées peuvent annoncer une valeur nulle ou s'abstiennent de répondre, estimant que l'engagement envers une cause d'ordre moral n'est pas réductible à une valeur monétaire ou désirant exprimer une forme de protestation ; soit elles expriment une valeur positive, qui peut être considérée comme le résultat d'un choix reposant sur des préférences lexicographiques ou plus simplement, comme l'expression de l'approbation de l'opération conduite. Dans ce cas, les bases théoriques de la méthode d'évaluation contingente apparaissent trop limitées pour témoigner de cette forme de comportement.

Cette limite a conduit au développement de toute une série de critiques plus vives à l'égard de la méthode d'évaluation contingente, et simultanément, envers l'analyse coûts-avantages. Dans ces conditions, l'évaluation d'un actif environnemental et, par extension, la réduction des divergences d'intérêts qu'elle peut générer, doivent s'appuyer sur un mécanisme participatif. Ce type de procédure semble particulièrement adaptée aux situations où la ressource environnementale est difficilement appropriable de manière privative comme peut l'être le paysage.

Il peut paraître arbitraire de privilégier un mode de construction de la valeur environnementale en fonction du type de comportement que l'on désire voir émerger. Néanmoins, rejeter la méthode d'évaluation contingente en tant qu'instrument d'aide à la décision uniquement sur la base d'un jugement de valeur est peu satisfaisant, voire même

³⁰ SAGOFF M. (1988), *The Economy of the Earth*, Cambridge University Press, Cambridge ; GABRIEL Y., LANG T. (1995), *The unmanageable consumer*, London, SAGE Publications.

infondé. A cette distinction consommateur-citoyen, on peut objecter que les décisions des agents manifestent conjointement des comportements de consommateur et de citoyen (comportements citoyens de consommateurs) : « *Ultimately, the citizens do not take markets as given but will seek to regulate them, control them and tame them. They seek to do so either through direct action and active participation, or indirectly, through the state. And this is where the state comes into discussions of citizens and contemporary consumption* » (Gabriel and Lang, 1995, p. 176)³¹. Il semble indispensable de déterminer la manière dont les personnes interrogées dans le cadre d'un exercice d'évaluation contingente vont réellement construire leur valeur. Il se peut qu'une telle analyse amène à reconsidérer le rôle de cette méthode dans le processus de prise de décision publique.

A – La MEC : une méthode inadaptée à l'expression des motivations citoyennes

1 – Une démarche non adaptée ?

L'usage de l'évaluation monétaire des ressources environnementales est remis en cause par certains auteurs (Sagoff, 1988 ; O'Neill, 1996, 1997 ; Jacobs, 1997)³². Ils considèrent que la méthode d'évaluation contingente et, également l'analyse coûts-avantages, sont incapables de rendre compte de l'ensemble des valeurs qu'un agent peut attribuer à un actif environnemental. En effet, ces procédures reposent sur l'expression des comportements de consommateurs faisant de la ressource environnementale à estimer ou une partie de celle-ci, un bien marchand. La démarche de l'évaluation contingente vise à attribuer un prix à un actif qui ne fait précisément pas l'objet d'une institutionnalisation clairement définie. Pour cela, elle tend à reconstituer le fonctionnement d'un marché en plaçant la personne interrogée dans la position d'acheteur d'un droit ou de vendeur d'un droit. Or la démarche « intellectuelle » de l'individu n'est pas la même selon qu'il s'agisse d'un bien privé ou d'un bien public. Deux types de comportements peuvent se manifester : soit la personne accepte l'« échange », soit elle le refuse. L'interprétation classique de ces comportements est la suivante. Le premier choix peut être envisagé comme l'expression d'un arbitrage entre revenu monétaire et qualité de l'environnement. Le second choix est considéré comme un

³¹ SAGOFF M. (1988), op. cit.

³² SAGOFF M. (1988), op. cit. ; O'NEILL J. (1996), op. cit. ; O'NEILL (1997), "Managing without prices : the monetary valuation of biodiversity", *Ambio*, vol. 26, n°8 ; JACOBS M. (1997), "Environmental valuation, deliberative democracy and public decision-making institutions", in FOSTER J. (ed.), *Valuing nature*, London, Routledge.

comportement « anormal » ou encore « non satisfaisant », dans le sens où le refus ne reflète pas l'inadéquation du comportement prévu mais traduit une attitude de rejet envers le contenu du questionnaire contingent et/ou d'un élément extérieur à celui-ci. Il s'agit d'un comportement que nous pourrions qualifier de « revendicatif ».

Mais le comportement réel des personnes interrogées dans le cadre d'une évaluation contingente ne correspond pas toujours au comportement attendu. Ainsi, M. Sagoff (1988, p. 62) souligne le caractère simplificateur voire erroné de cette analyse : « *J'imagine que la raison principale [du refus de participer à la question de révélation de la valeur] tient au fait que les personnes interrogées considèrent que la politique environnementale – par exemple, le niveau de pollution permis dans les Parcs Nationaux – implique des questions éthiques, culturelle et esthétique [...] qui n'ont rien à voir avec un calcul à la marge de la satisfaction des préférences.* »³³.

Ainsi, il est possible de penser que les personnes interrogées ne livrent pas à un exercice de réaffectation du revenu monétaire. R.K. Blamey (1996)³⁴ souligne à ce propos que l'évaluation concernant une allocation très controversée des ressources environnementales relève alors d'un débat de société, d'un problème de respect des réglementations en vigueur. Par conséquent, les réponses de protestation sont considérées non pas comme de faux zéros, mais comme l'expression d'une opinion politique donnée par l'enquêté en tant que citoyen. R.K. Blamey remet en cause l'existence d'une fonction d'utilité qui inclurait un bien privé, un bien environnemental de type public et le revenu de l'individu concerné. Dans ce cas, la question appropriée n'est plus « combien cela vaut-il pour moi ? » mais devient « qu'est-il bon de faire pour la société ? ». C'est ici la validité de l'axiomatique de la théorie du consommateur qui est en cause, en particulier les hypothèses de complétude et de continuité. Par extension, le recours à toute procédure reposant sur les hypothèses de la théorie du consommateur est exclue (Sagoff, 1988)³⁵.

³³ SAGOFF M. (1988), op. cit.

³⁴ BLAMEY R.K. (1996), *Citizens, consumers and contingent valuation : clarification and the expression of citizen values and issue-opinion*, Forestry, Economics and the Environment, Wallingford, CAB International, pp. 103-133.

³⁵ SAGOFF M. (1988), op. cit.

J. O'Neill (1997)³⁶ complète cette proposition en démontrant le principe de l'irréductibilité entre motivations éthiques et valeur monétaire. Il prouve ainsi l'inadéquation des méthodes de monétarisation, et plus particulièrement de l'évaluation contingente, à la problématique de gestion des ressources naturelles. Selon cet auteur, on « peut gérer [l'environnement] sans prix. On devrait continuer à gérer sans prix » (p. 546). En effet, « certaines valeurs sont incommensurables ; [...] il existe une incommensurabilité toute particulière entre engagements moraux et valeurs monétaires » (p. 548). Il conforte son analyse en reprenant la remarque faite par A. Vatn et D.W. Bromley (1995)³⁷ qui jugent que considérer les ressources environnementales comme des biens marchands est une erreur en raison du caractère systémique de l'environnement. Or, comme l'indique A. Vatn et D.W. Bromley : « une évaluation précise exige un objet précisément délimité » (p.10).

L'inadéquation des bases théoriques de l'évaluation contingente est également mise en évidence par M. Jacobs (1997)³⁸ dans une perspective quelque peu différente. Cette méthode a généralement comme objectif de déterminer monétairement les valeurs associées à un bien public comme le paysage. Dans ces conditions, l'application de la démarche conduit à assimiler les choix réalisés à propos de biens publics à des choix faits à propos de biens privés. Or, comme le signale M. Jacobs à juste titre, un bien public entraîne des réflexions particulières en termes d'externalités, provoque des décisions fondées sur des motivations déontologiques et intéresse la société dans son ensemble puisqu'il est considéré comme un « bien commun »³⁹ : « Dans le cas de biens publics, [les conséquences de mon choix] rejaillissent sur d'autres, sur la société en général, et elles suscitent des questions en termes de bien et de mal. Dans ce contexte, de nombreux individus vont considérer leur intérêt personnel comme relativement peu important [...]. Ils essaieront d'évaluer le bien dans une perspective plus large, incluant les intérêts des autres individus, leurs propres valeurs éthiques et leurs visions de ce qu'il est bien de faire pour la société dans son ensemble. Dans ce sens, ils n'agiront pas comme un consommateur privé mais comme un citoyen »⁴⁰.

³⁶ O'NEILL (1997), op. cit.

³⁷ VATN A., BROMLEY D.W. (1995), "Choice without prices without apologies", in BROMLEY D.W. (ed.), *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell Handbooks in Economics.

³⁸ JACOBS M. (1997), op. cit.

³⁹ L'auteur associe cette idée au concept de valeur d'existence, alors qu'il assimile la présence des principes éthiques à la valeur intrinsèque des ressources naturelles.

⁴⁰ JACOBS M. (1997), op. cit., p. 214.

Par conséquent, la démarche n'apparaît plus « théoriquement » neutre et ne permet donc pas de représenter la véritable nature ainsi que l'importance des motivations citoyennes soulevées par la protection d'un actif naturel.

2 – Le recours à un processus délibératif

Toutes ces analyses aboutissent à la même conclusion : les comportements de l'agent face à la majorité des actifs environnementaux pouvant faire l'objet d'une évaluation, sont davantage ceux d'un citoyen que d'un consommateur. Ce qui conduit également ces études à préconiser les mêmes recommandations pour dépasser les limites de la méthode d'évaluation contingente. Le recours à des processus délibératifs représente ainsi pour ces auteurs un exemple de procédure particulièrement adaptée à l'expression des préférences citoyennes. En outre, M. Sagoff (1988, p. 62)⁴¹ montre que les personnes interrogées qui formulent des réponses de protestation, sont parfaitement conscientes de l'intérêt de ces processus délibératifs : « *Les répondants peuvent savoir qu'une démocratie représentative possède d'excellents processus de discussion et de débat public pour résoudre des questions chargées de significations morales et politiques* ».

Cette idée est également partagée par J. O'Neill et M. Jacobs, qui pensent respectivement que le recours à l'évaluation monétaire représente une complication inutile et que l'élaboration des préférences relatives à un bien public relève du champ des activités publiques. Ainsi, selon J. O'Neill, les difficultés liées à l'existence de conflits d'intérêts, par exemple dans le cas de la gestion forestière en Grande-Bretagne, peuvent être surmontées par la mise en place de débats et d'échanges entre les différents acteurs concernés (botanistes, ornithologistes, naturalistes, gestionnaires de sites, communautés locales, agriculteurs...). Il ne cherche pas à imposer une solution « souveraine » mais défend plutôt une orientation fonctionnelle : « [...] *critiquer les méthodes d'évaluation monétaire n'est pas un moyen de garantir les institutions délibératives existantes. Les institutions délibératives utilisées actuellement pour prendre des décisions en matière d'environnement ont des faiblesses. [...] Le débat doit passer de la critique des méthodes d'évaluation économique à une réflexion*

⁴¹ SAGOFF M. (1988), op. cit., p.62.

autour de la forme que devraient prendre les institutions délibératives pour résoudre les problèmes environnementaux. »⁴².

En revanche, M. Jacobs adopte lui une position plus normative. Il reconnaît que même dans une situation de référendum, il est possible que les choix de certains agents découlent de comportements associés à leur intérêt personnel. Néanmoins, bien que les individus ne se prononcent pas toujours dans le cas d'un bien public, cela ne constitue pas obligatoirement un argument contraire à l'exigence normative selon laquelle il devrait en être ainsi. Il va même jusqu'à opposer la nature marchande et individualisée de l'évaluation contingente au type de processus réclamé par la nature des biens publics : *« Le processus de construction des attitudes à l'égard d'eux diffèrent [...] du processus de construction des attitudes (des préférences) à l'égard des biens privés. Il implique de raisonner à propos des intérêts et des valeurs d'autrui (autant que des siennes) et de l'importance qu'il convient de leur donner ; à propos de l'application de principes moraux et de conflits entre certains d'entre eux dans certaines circonstances ; et à propos du type de société que l'on souhaite créer ou soutenir. »* (p. 219)⁴³.

M. Jacobs considère que de telles argumentations impliquent quasiment par nature, un débat public de manière à confronter les intérêts et les valeurs des différents acteurs concernés. Il en arrive au résultat suivant : en présence d'une ressource naturelle présentant les caractéristiques d'un bien public, le processus d'élaboration de la valeur adéquate ne peut être individualisé, mais doit être délibératif.

En conclusion, pour ces différents auteurs, la participation des acteurs au sens large et de ceux plus particulièrement concernés par le problème environnemental estimé doit être garantie par la mise en place d'une procédure délibérative reposant sur l'échange d'arguments, de points de vue antinomiques. Cette recommandation rejoint l'impulsion actuelle visant à associer développement durable et participation accrue des individus au processus décisionnel. Ce mouvement est expliqué par les nombreux avantages que l'on attribue à ce type de processus. Néanmoins, il apparaît nécessaire de s'interroger sur la capacité de ces procédures à évincer totalement le recours à l'évaluation contingente. Cette analyse fera l'objet du paragraphe suivant.

⁴² O'NEILL J. (1997), op. cit., p. 550.

⁴³ JACOBS M. (1997), op. cit., p. 219.

B – L’approche délibérative

De nombreux processus délibératifs sont maintenant recommandés et employés, notamment dans les pays de l’Union européenne mais également aux Etats-Unis⁴⁴. Le caractère de bien public de la plupart des ressources environnementales justifie principalement ce mouvement. De manière plus globale, la participation des citoyens à la prise de décision est présentée comme un processus approprié à la mise en œuvre du développement durable (Van Den Hove, 2000)⁴⁵.

Dans un premier paragraphe, nous allons discuter des avantages mais également des limites de ce type de procédure délibérative, comme par exemple le « jury de citoyens » proposé comme une alternative à la méthode d’évaluation contingente. Il s’agit de préciser les caractéristiques de la délibération, et de mieux cerner les différences de fonds entre cette démarche et la méthode d’évaluation contingente. Dans un deuxième point, nous analysons les raisons avancées par les détracteurs de la méthode d’évaluation contingente, qui les conduisent à préférer un processus délibératif.

1 – La consultation sans monétarisation

a – Les avantages de la délibération

L’ensemble des procédures dites délibératives est assez large comme en témoigne la liste suivante : les « focus group », les panels de citoyens, les conférences de consensus, la médiation ou encore les jurys de citoyens (The Valse Team, 1998)⁴⁶. Dans le paragraphe précédent, nous avons mis en évidence la nécessité d’une procédure d’élaboration de la valeur de nature collective (Jacobs, 1997)⁴⁷. Cette conclusion nous permet d’évoquer les conséquences éventuelles d’un processus délibératif. Nous allons en préciser le contenu. La

⁴⁴ Nous avons évoqué précédemment le recours accru aux « activités publiques conventionnelles » (charte, contrat, convention...) (LASCOURMES et VALLUY, 1996), notamment par les autorités publiques françaises. Soulignons toutefois que la fréquence de leur emploi va dépendre de la culture de chaque pays. Leur utilisation va être plus fréquente dans les pays à tradition communautaire comme les Pays-Bas que dans les pays à tradition étatique et centralisatrice comme en France.

⁴⁵ VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit.

⁴⁶ THE VALSE TEAM (1998), "Multi-criteria and participatives on environmental evaluation", Chapitre 4 du rapport final *Social processes for environmental valuation : procedures and institutions for social valuations of natural capitals in environmental conservation and sustainability policy*, projet de recherche "Environnement et climat" financé par la Commission européenne, C3ED.

⁴⁷ JACOBS M. (1997), op. cit.

plupart des concepts que nous allons présenter ont été évoqués lors de l'analyse des Contrats Territoriaux d'Exploitation collectifs, instruments classés dans le thème de la « gestion concertée ».

La présence simultanée d'acteurs et de citoyens concernés par une ressource environnementale conduit à la confrontation d'intérêts et de valeurs différents. L'objectif final du processus délibératif repose sur le dépassement de ces conflits par la réalisation des deux conditions suivantes :

- premièrement, par la compréhension des points de vue des autres acteurs,
- deuxièmement, par la réalisation d'un mécanisme d'apprentissage collectif où les différents protagonistes révisent leur perception et leur position originelles.

La démarche délibérative doit donc conduire à stimuler l'accroissement du nombre de choix possibles par l'émergence de solutions inhabituelles, c'est-à-dire à favoriser un processus de découverte d'une issue mutuellement profitable. L'apparition d'éventualités inédites requiert la mise en place d'un climat de confiance entre les différents acteurs et également entre ceux-ci et les pouvoirs publics. De plus, cette option atteste d'une amélioration des relations de confiance. D'une manière générale, l'alliance des différents acteurs au sein du processus de décision constitue une solution permettant de renforcer la légitimité du processus de décision, et, par extension, la validité et la mise en œuvre des options qui en découlent, et, ce même si toutes les solutions retenues ne font pas l'unanimité parmi les acteurs présents.

La réalisation de ces objectifs généraux, associée à la mise en œuvre de processus délibératifs va dépendre d'un certain nombre de facteurs. Ils vont, selon le type de démarche retenue, non seulement peser de façon plus ou moins importante sur la réalisation de ces objectifs, mais peuvent également limiter l'utilité de ces procédures.

Un premier élément touche à la nature et à l'intensité des relations entre les protagonistes. Un état caractérisé par des conflits d'intérêts très forts peut mener à un affrontement où chacun tente d'imposer son point de vue, alors qu'une situation de médiation par exemple, c'est-à-dire une situation définie par une faible opposition peut conduire à un manque d'implication de la part des acteurs. Dans ces circonstances, le processus ne va pas susciter l'apparition d'options inédites : « *Le degré d'interaction entre des intérêts*

potentiellement opposés peut être nul, par exemple dans le cas des procédures d'audience publique ou à l'inverse très élevé, comme dans les procédures de médiation (Beierle, 1998)⁴⁸. Seuls les processus pour lesquels la circulation de l'information est bidirectionnelle et qui impliquent une interaction de nature discursive permettent une interaction forte et directe entre des intérêts opposés. » (Van Den Hove, 2000, p. 31)⁴⁹.

Cet objectif est également dépendant du degré de contrainte : des délibérations faiblement encadrées vont difficilement entraîner l'émergence d'un dialogue constructif ; cette difficulté peut également se manifester dans le cas où les autorités à l'origine de cette démarche participative établissent un mode d'interaction entre les protagonistes très contraignant. L'instauration du débat au sein d'un cadre très contraignant peut vouloir cacher l'intention d'amener les acteurs à prendre des décisions qui auraient difficilement été approuvées si elles leur avaient été infligées de manière arbitraire : *« Les processus formels sont plus souvent initiés par les autorités alors que les approches de nature plus informelle sont plutôt (mais pas toujours) l'initiative des acteurs eux-mêmes. La réglementation négociée est un exemple d'approche participative très formalisée. Les dialogues de politique (policy dialogues) constituent quant à eux un exemple de processus très informel⁵⁰. L'intérêt des approches informelles réside dans le fait que, souvent, les acteurs peuvent mieux progresser dans leur dialogue car ils se sentent quelque peu dégagés de la contrainte de « représentation » qui pèserait sur eux dans un cadre plus formel. » (Van Den Hove, 2000, p. 31-32)⁵¹.*

Un deuxième élément aborde la question de l'influence des recommandations issues des procédures délibératives. Une dernière limite inhérente à cette procédure délibérative a été déterminée par S. Van Den Hove (2000, p. 31)⁵² qui reprend les travaux de D. Fiorino (1996)⁵³ : *« Quant aux formes démocratiques de participation [les protagonistes sont des*

⁴⁸ BEIERLE T. (1998), *Public Participation in Environmental Decisions : An Evaluation Framework Using Socials Goals*, Discussion Paper, Resources for the Future.

⁴⁹ VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit., p. 31.

⁵⁰ L'Académie Internationale de l'Environnement (Genève) a organisé entre 1991 et 1998 une série de dialogues de politique sur des questions concernant les enjeux environnementaux du développement durable (IAE 1998).

⁵¹ VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit., p. 31-32.

⁵² VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit.

⁵³ FIORINO D. (1996), "Environmental policy and the participation gap", in LAFFERTY W. et MEADOWCROFT J. (ed), *Democracy and the environment : problems and prospects*, Cheltenham, Edward Elagr, pp. 194-212.

citoyens] leurs limites éventuelles ont trait à la question de la possibilité d'une démocratie directe qui soit opérationnelle pour le traitement de certains problèmes complexes. ».

Parmi les processus délibératifs disponibles, le « jury de citoyens » est considéré comme une alternative à la méthode d'évaluation contingente (Jacobs, 1997)⁵⁴. Il semble présenter toutes les qualités nécessaires à la dimension publique des ressources environnementales.

b – Le « jury de citoyens » : une alternative délibérative à l'évaluation contingente

Le jury de citoyens est une démarche consistant à rassembler un petit groupe d'individus (entre 12 et 25) afin qu'ils débattent, parfois durant des séances successives, sur un problème environnemental particulier. Le choix des personnes peut être réalisé de manière aléatoire à partir des registres électoraux ou encore de manière à ce que l'échantillon soit représentatif d'une communauté d'agents directement concernée par la question. Les « jurés » ont le droit de solliciter le jugement d'experts et/ou de témoignages de groupes d'intérêt. L'issue des débats donne lieu à un « verdict », c'est-à-dire à des recommandations écrites. Selon M. Jacobs (1997), ce genre de démarche a déjà été employé aux Etats-Unis, en Allemagne et en Espagne⁵⁵. Cet auteur a également écrit en collaboration avec J. Aldred un rapport concernant l'expérience menée en Grande-Bretagne à propos de la préservation des zones humides dans la région de l'East Anglia⁵⁶. Nous ne décrivons pas précisément la procédure mise en œuvre lors de cette expérience. Nous nous limiterons à l'exposé des effets et des conclusions issues de ce processus.

Ce jury de citoyen institué en juillet 1997, était composé de 16 personnes issues de la région concernée et des régions avoisinantes. Il s'agissait d'évaluer les différentes possibilités disponibles permettant d'encourager la réhabilitation de zones humides dans la zone des Fens. Ce jury était encadré par un comité consultatif constitué d'acteurs ayant un intérêt dans la

⁵⁴ JACOBS M. (1997), op. cit.

⁵⁵ S. VAN DEN HOVE (2000) fournit l'exemple d'un tel processus mis en oeuvre en France – une “conférence de citoyens” – autour du problème des organismes génétiquement modifiés dans l'agriculture et l'alimentation. JACOBS M. (1997), op. cit. ; VAN DEN HOVE S. (2000), op. cit.

⁵⁶ ALDRED J., JACOBS M. (1997), *Citizens and wetlands : what priority, if any, should be given to the creation of wetlands in the Fens ? Report of the Ely citizen's jury*, CESC Lancaster University, Lancaster.

question. Ce comité est composé de représentants des conseils des comtés de Cambridgeshire et de Norfolk, de la « Countryside Commission », de la société royale pour la protection des oiseaux, de l'union nationale des fermiers, du « Silseo College » (qui appartient à l'université de Cranfield) et des résidents locaux. Certains membres du comité ont également collaboré dans les dernières années à un programme intitulé « Wet Fens for the Future » qui a permis de formuler des propositions destinées à favoriser la réhabilitation des zones humides dans la région. D'autres acteurs bien que concernés par le problème, comme certains membres du comité, n'ont pas fait partie du jury. Néanmoins, l'ensemble des membres du comité s'est engagé à prendre au sérieux les recommandations du jury. Celles-ci ne sont toutefois pas contraignantes. La question générale posée aux membres du jury était : « *Quelle priorité, le cas échéant, devrait être donnée à la création de zones humides dans les Fens ?* ».

Les conséquences attendues de la mise en œuvre du processus délibératif se sont effectivement réalisées. La démarche s'est en effet traduite par une augmentation du nombre de choix, à travers d'une part la transformation du contenu des solutions originelles, d'autre part l'apparition d'une option inédite. Il paraîtrait également que ce processus ait contribué à la formation d'une confiance mutuelle entre les pouvoirs publics et la population. Ainsi, concernant cette expérience, M. O'Connor et al. (1999, p. 63)⁵⁷ indiquent que « *non seulement les participants au jury étaient eux-mêmes convaincus de la valeur de leurs débats et recommandations, mais les hommes politiques locaux (conseillers) devinrent aussi convaincus de la valeur de l'exercice.* ». La réussite du processus tant au niveau procédural que du résultat, réside sans doute dans le fait que le jury de citoyens ait été incorporé au processus de prise de décision déjà entamé. En effet, les groupes d'intérêt intéressés ont collaboré intensément à la spécification et à la mise en œuvre du programme. En outre, l'expérience est advenue dans des conditions où les possibilités de développement étaient explicitement formalisées et le niveau territorial très judicieux.

Par conséquent, les résultats de l'expérience fournissent un exemple concret des principaux effets attendus d'un processus délibératif. Il convient donc de tirer profit des aptitudes délibératives des membres de la société. En effet, la confrontation de leur position initiale peut provoquer leur dépassement et mener à des décisions réellement innovantes. Cet exemple donne un premier aperçu des conséquences et des avantages d'une procédure

⁵⁷ O'CONNOR M., NOËL J.F., TSANG KING SANG J. (1999), «La découverte de la construction de la valeur», *Nature, Sciences, Sociétés*, vol. 7, n°3, pp. 55-70.

délibérative, mais il nous paraît pertinent de poursuivre cette analyse engagée en nous intéressant à la question du choix de la méthode.

Contrairement à la méthode d'évaluation contingente qui conduit l'individu à se comporter comme un consommateur, la démarche délibérative tel que le jury de citoyens, permet l'expression de motivations citoyennes. Mais il faut bien comprendre que toutes ces démarches ne sont pas théoriquement neutre, ce qui va conduire à la mise en œuvre d'un processus « d'obtention des états de la valeur » différents (O'Connor et al., 1999)⁵⁸. Ainsi, selon M. Jacobs (1997)⁵⁹, le choix d'une méthode comme la démarche délibérative, plutôt qu'une autre va dépendre d'un jugement sur le comportement des agents face à la question environnementale. Ce choix est considéré comme celui de la société, qui va être fonction des valeurs que les décideurs publics et les autres acteurs souhaitent voir émerger, et donc du type d'information qu'ils désirent voir apparaître⁶⁰. Mais cette analyse ne fait pas l'objet de notre travail. Nous nous limiterons à la question de la dichotomie entre le comportement de consommateur et celui de citoyen.

M. Sagoff (1988)⁶¹ a développé cette conception en montrant que les problèmes environnementaux vont favoriser l'expression de motivations citoyennes, ce qui permet de légitimer l'approche délibérative. Mais ce point de vue apparaît insuffisant pour rejeter le recours à la méthode d'évaluation contingente. En effet, il semble vraisemblable que les agents agissent le plus souvent à la fois comme des citoyens et comme des consommateurs. L'importance de la suprématie de l'une des deux catégories de motivations (personnelles et citoyennes) sera fonction des spécificités de la situation et de la ressource considérée. Ce résultat reste dépendant d'éléments fortement aléatoires. Afin de compléter cette analyse, il convient d'examiner les résultats des différentes études empiriques réalisées de manière à estimer le degré de légitimité que les personnes interrogées lors d'une évaluation contingente attribuent à l'évaluation monétaire ainsi que l'interprétation qu'ils font de la réponse donnée à la question de révélation de la valeur. C'est ce que nous nous proposons de faire dans le paragraphe suivant de manière à en tirer les enseignements concernant l'opposition supposée

⁵⁸ O'CONNOR M., NOËL J.F., TSANG KING SANG J. (1999), op. cit., tableau p. 67.

⁵⁹ JACOBS M. (1997), op. cit..

⁶⁰ L'objectif de la démarche délibérative est d'obtenir une information importante obtenue sur un petit nombre de personnes ; l'évaluation monétaire doit permettre d'obtenir une information plus large encore sur un plus grand nombre de personnes.

⁶¹ SAGOFF M. (1988), op. cit.

entre les deux procédures « d'obtention des états de la valeur », et de manière plus globale, la place à assigner à l'évaluation contingente.

2 – Consultation et monétarisation

Les travaux empiriques concernant l'opposition normative entre les adeptes de l'évaluation contingente et les partisans de l'approche délibérative sont relativement peu nombreux. Nous avons sélectionné trois études caractéristiques sur lesquels nous allons nous baser. Chacune d'entre elles tente de déterminer le degré de légitimité des valeurs monétaires obtenues grâce à la MEC, et plus généralement, de la méthode, en associant ex post les personnes interrogées à l'examen de leurs réponses. Parmi ces trois études, deux vont conduire des critiques très vives à l'égard de la MEC (D. Vадnjal et O'Connor, 1994 ; Clark et al., 2000)⁶² tandis que la dernière s'avère plus modérée dans ses conclusions (Brouwer et al., 1999)⁶³.

Pour leur étude, D. Vадnjal et O'Connor (1994) sont partis du constat que la plupart des évaluations contingentes comprenait un nombre important de réponses de protestation, de zéros et de réponses extrêmes. Ils ont donc tenté d'apprécier l'adéquation des hypothèses néoclassiques retenues dans la MEC pour rendre compte de l'interprétation que les personnes interrogées font des questions relatives à la révélation de la valeur. Dans une première étape, ils ont recueilli auprès d'un échantillon (250 répondants) de la population d'Auckland en Nouvelle-Zélande leur consentement à payer pour empêcher « l'artificialisation » de l'Ile de Rangitoto. Puis dans un second temps, les participants ont répondu à une enquête qualitative approfondie. Les résultats ont été les suivants :

- 185 individus ont affirmé que la monnaie ne représentait pas une mesure adaptée de la valeur qu'ils attribuaient à la protection de l'Ile dans son état naturel,

- 151 ont fourni des réponses peu fidèles à l'interprétation habituelle que l'on peut faire du CAP : en résumé, le sujet de l'évaluation représente un symbole pour eux et le

⁶² VADNJAL D., O'CONNOR M. (1994), "What is the value of Rangitoto Island ?", *Environmental Values*, 3, pp. 369-380 ; CLARK J., BURGESS J., HARRISON C.M. (2000), "I struggled with this money business : respondents perspectives on contingent valuation", *Ecological Economics*, 33, pp. 45-62.

⁶³ BROUWER R., POWE N., TURNER R.K., BATEMAN I.J., LANGFORD I.H. (1999), "Public attitudes to contingent valuation and public consultation", *Environmental Values*, 8, pp. 325-347.

protéger est un principe ; il appartient à tout le monde. Dans cette population, les agents ayant exprimé un CAP positif l'envisagent comme une déclaration adressée aux autorités publiques.

En définitive, l'interprétation que les personnes interrogées font de leur CAP serait très éloignée des comportements que l'on attend d'eux si l'on se réfère aux hypothèses fondant la méthode d'évaluation contingente.

La réflexion menée par J. Clark et al. (2000) porte également sur le problème de l'adéquation de ces hypothèses. Ces auteurs partent du constat que les travaux empiriques sont le plus souvent destinés à limiter les biais mais ne remettent que rarement en question la validité de l'évaluation contingente. Leur objectif a donc consisté à tenter de donner un contenu empirique à cette dernière question en interrogeant les participants sur le degré de légitimité qu'ils attribuaient à la MEC comme processus d'aide à la décision et sur le sens qu'ils donnaient à leur CAP. Premièrement, une évaluation contingente a été réalisée auprès d'habitants du sud de l'Angleterre afin de déterminer leur CAP pour contribuer à un programme agri-environnemental imposant des conditions d'exploitation compatibles avec la protection d'une zone marécageuse présentée comme remarquable d'un point de vue faunistique et floristique. Puis dans une deuxième phase, certains des répondants ont collaboré à des groupes de discussion (« in-depth groups »). Ce processus est assimilé à une procédure délibérative. Différents petits groupes ont été constitués et se sont réunis une fois par semaine durant plusieurs semaines afin d'étudier la question de la pertinence de la MEC comme procédure d'aide à la décision. Cette méthode suit une dynamique différente de celle de D. Vадnjal et M. O'Connor (1994) : alors que pour J. Clark et al. (2000), la circulation de l'information est essentiellement unidirectionnelle⁶⁴, la première a pour avantage d'inscrire la question dans un contexte social plus vaste permettant une circulation de l'information multidirectionnelle⁶⁵. La délibération doit conduire à l'obtention d'une information plus importante. Les conclusions principales ont été les suivantes :

- les personnes interrogées ont exprimé une valeur monétaire en raison du caractère officiel et « sérieux » de l'enquête,

⁶⁴ Dans ce cas, la circulation de l'information se fait à sens unique des participants vers les décideurs (par exemple dans les procédures d'audiences publiques) ou à l'inverse, des décideurs vers les participants (par exemple les procédures d'information des acteurs).

⁶⁵ L'approche participative peut susciter un véritable dialogue, qui provoque une création de sens. Celle-ci peut émerger dans les processus de type discursif, par exemple les ateliers multi-acteurs ou les conférences de consensus.

- elles ont également estimé que la monnaie n'était pas une mesure adaptée de la valeur qu'ils accordaient à la protection du site, celle-ci reposant sur des motivations déontologiques,

- enfin, les participants ont considéré que la MEC n'était pas un instrument adéquat pour informer les pouvoirs publics sur les valeurs qu'ils attribuaient à la préservation de la zone.

En définitive, les participants à cette démarche délibérative aimeraient davantage être intégrés aux processus de décision relatifs à leur environnement local de manière collective plutôt que de façon isolée, dans des réunions « où ils pourraient délibérer sur des questions touchant aux normes, à l'équité, aux droits et aux responsabilités, tout autant que sur des questions concernant l'allocation d'un budget à des projets spécifiques » (Clark et al., 2000, p. 60)⁶⁶.

Enfin, la dernière étude de R. Brouwer et al. (1999) reprend une démarche similaire à celle de J. Clark et al. (2000) et tend à estimer l'opinion des personnes interrogées sur la MEC, le sens de leur évaluation monétaire ainsi que l'intérêt de cette forme de participation au processus de décision et leurs préférences quant au mode de participation. Les auteurs ont cherché à estimer la légitimité de la MEC à l'aide d'une démarche délibérative. Dans une première étape, une évaluation contingente a été réalisée auprès des visiteurs présents dans une zone touristique ayant pour spécificité la présence de nombreux lacs et voies navigables⁶⁷. Cette zone fait l'objet d'une réglementation particulière au titre de parc naturel. Les visiteurs (2100) sont interrogés sur leur CAP pour un programme de protection du site face aux inondations salines. Dans une deuxième étape, de petits groupes de citoyens (7 « focus groups »⁶⁸ de 6 à 9 personnes) ont été constitués. Les résultats issus de l'examen de ces débats apportent une certaine validité à la MEC :

⁶⁶ CLARK J., BURGESS J., HARRISON C.M. (2000), op. cit.

⁶⁷ Cette enquête a pour objectif de fournir des données à une analyse coûts-avantages portant sur le projet de prévention des inondations de la région.

⁶⁸ S. VAN DEN HOVE (2000) donne une définition assez précise d'un « focus group » : il s'agit « de petits groupes de citoyens [qui] sont réunis autour d'un « médiateur » pour débattre et s'exprimer sur un problème précis. Différentes méthodes peuvent être utilisées pour focaliser les discussions, en particulier des supports documentaires (écrits ou images), des jeux de rôle, des techniques de libre association, des scénarios (réels ou prospectifs), ou encore des programmes informatiques interactifs. Les « focus groups » sont employés pour structurer l'interface entre sciences et citoyens [ils sont parfois utilisés ex ante pour élaborer les questionnaires contingents], pour la résolution de conflits et pour la participation du public aux processus de décision (p. 8). Contrairement au « in-depth group », dans un « focus group », le protocole est beaucoup plus strict (au niveau des thèmes abordés, du déroulement des discussions...). S. VAN DEN HOVE (2000), op. cit.

- 5 groupes sur 7 ont estimé non seulement que l'approche était pertinente mais aussi que les CAP formulés étaient suffisamment significatifs pour fournir une information aux décideurs ;
- un constat crucial se dégage également : la majorité des groupes n'a pas désiré rectifier le montant du CAP formulé lors de l'enquête à l'issue des débats ;
- 75 % des personnes interrogées ont certifié qu'ils n'avaient pas rencontré de difficultés majeures quant au principe de l'expression monétaire de leurs opinions et de leurs sentiments ;
- dans 5 groupes, une majorité a considéré que l'enquête individuelle est un processus de participation du public tout aussi adapté que la délibération.

Les résultats de cette dernière enquête s'opposent quelque peu à ceux des deux premières. Ces divergences reposent en partie sur des facteurs propres à la méthode, aux situations et à l'objet⁶⁹ de chacune d'entre elles. Il s'avère donc difficile voire impossible de se prononcer de manière formelle sur la question du choix entre MEC et approche délibérative. Pour ce faire, il conviendrait de comparer des études présentant des similitudes quant au bien à évaluer, à la construction et à l'administration du questionnaire contingent, à la méthode qualitative post-enquête employée... Néanmoins, le constat qui émane des différents travaux proposés, a pour conséquence de ne plus formuler la question en termes de choix mais plutôt en termes de complémentarité.

En définitive, l'usage unique des hypothèses néo-classiques comme cadre d'interprétation aurait pour effet la perte d'une partie fondamentale de l'information. Il semble alors pertinent de considérer l'emploi d'une évaluation contingente du point de vue de la « complexité » (O'Connor, 1998)⁷⁰. Deux pistes nous paraissent encourageantes :

- la première repose sur l'usage de techniques d'enquête permettant d'acquérir simultanément une information quantitative (CAP) et qualitative, la dernière permettant d'éclaircir la première. Cette réflexion peut être illustrée par le travail de C. Spash et al.

⁶⁹ L'étude de R. Brouwer et al. (1999) porte sur un bien pour lequel les bénéfices d'usage sont prépondérants, alors que pour les deux enquêtes précédentes, les biens évalués présentent des bénéfices d'usage dominants.

⁷⁰ O'CONNOR (1998), "The valse methodology", chapitre 1 du rapport final *Social processes for environmental valuation : procedures and institutions for social valuations of natural capitals in environmental conservation and sustainability policy*, projet de recherche "Environnement et climat" financé par la Commission européenne.

(1998)⁷¹ qui ont élaboré leur questionnaire contingent de sorte à déterminer la nature du raisonnement à l'origine de la révélation de la valeur monétaire. Les auteurs ont utilisé pour cela des travaux réalisés en psychologie sociale pour relier la décision de payer aux appréciations que les individus possédaient sur les problèmes environnementaux. Certaines de ces opinions sont superficielles et sont susceptibles d'évoluer avec l'ajout d'informations supplémentaires (par exemple, dans le cas d'une zone humide, un agent peut initialement ne considérer que la création d'une zone marécageuse susceptible de conduire à la présence désagréable d'insectes), d'autres considérations plus essentielles doivent être prises en compte et renvoient à des positions d'ordre moral. On voit donc émerger de ces travaux un résultat important qui rejoint notre réflexion sur les motivations déontologiques : les auteurs ont associé celles-ci à l'existence de préférences lexicographiques. Ils ont constaté que les individus attestant de telles opinions éthiques étaient davantage susceptibles de formuler une valeur monétaire positive que de refuser l'exercice d'évaluation. Cette conclusion a pour conséquence de remettre en cause la liaison habituellement reconnue entre les réponses de protestation et motivations éthiques.

- la seconde est issue des résultats établis par R. Brouwer et al. (1999)⁷² et de J. Clark et al. (2000)⁷³ lors de leurs études. Elle repose sur l'usage simultané des approches délibératives et de l'évaluation contingente, avec deux objectifs majeurs : apporter une compréhension supérieure de la procédure utilisée par les répondants à une enquête contingente pour y répondre et de manière plus globale, améliorer le processus décisionnel par la prise en compte des dimensions non quantitatives de l'information.

Ces différents résultats font référence à des approches mutli-disciplinaires (sciences économiques, psychologie, sciences politiques) et pourraient contribuer à une meilleure insertion de l'évaluation monétaire dans le processus de décision. Nous reviendrons plus précisément sur ce point dans la conclusion de partie.

CONCLUSION

⁷¹ SPASH C., HOLLAND A., O'NEILL (1998), "Environmental values and wetlands ecosystems, CVM, ethics and attitudes", *Rapport de recherche*, Cambridge University.

⁷² BROUWER R., POWE N., TURNER R.K., BATEMAN I.J., LANGFORD I.H. (1999), op. cit.

⁷³ CLARK J., BURGESS J., HARRISON C.M. (2000), op. cit.

Cette section nous a permis de mettre en évidence les deux principales formes de limites inhérentes à la méthode d'évaluation contingente. Ces limites reposent sur l'aptitude de la méthode à révéler une estimation monétaire susceptible de rendre compte le plus précisément possible des préférences des répondants. Les premières critiques concernent les biais relatifs à l'administration même du questionnaire, sans pour autant remettre en cause l'existence d'un consentement à payer réel. Les moyens destinés à limiter la présence de ces biais doivent alors se concentrer sur le soin apporté à la spécification du questionnaire. Cette proposition exposée dans l'ouvrage de R.T. Mitchell et R.T. Carson (1989)⁷⁴ a été par la suite reprise et développée dans des études postérieures. Les difficultés liées au biais d'inclusion ainsi qu'au biais hypothétique ont été analysées à travers deux types de travaux. Les solutions avancées pour minimiser ces deux biais tendent à provoquer chez la personne interrogée un comportement similaire à celui qu'elle aurait dans une situation réelle et pour un bien coutumier. L'objectif est non seulement de prévenir l'effet de focalisation – lié à l'absence de processus de simplification des choix ou bien à un manque de spécification initiale – en plaçant le bien à évaluer dans un ensemble plus large de ressources environnementales procurées, mais également de minimiser l'effet inflationniste lié à la dimension hypothétique du questionnaire par la fourniture d'une information « gratuite » concernant le biais lui-même. Si la poursuite des recherches s'avère nécessaire, ces solutions apparaissent néanmoins relativement performantes quant à l'obtention de l'objectif théorique initial de la méthode qui deviendrait ainsi plus cohérente. Toutefois, ces progrès sont-ils suffisants pour justifier l'utilisation de la méthode en tant que processus de participation du public à la prise de décision ? Cette question renvoie à deux types de réponses totalement opposées.

La première tend à présumer que les consentements à payer formulés sont relativement conformes aux hypothèses de la méthode, ce qui permet de considérer que la méthode peut être légitimée en tant que procédure de participation du public. En revanche, la deuxième oppose l'interprétation généralement faite du consentement à payer et la forme de logique appliquée par les individus dans une situation de choix portant sur un bien public. Les agents manifestent alors davantage un comportement de citoyen qu'un comportement de consommateur. En définitive, l'application d'une procédure de démocratie participative à la gestion du paysage et de l'environnement est une affaire de justesse et de profondeur du

⁷⁴ MITCHELL R.C., CARSON R.T. (1989), op. cit.

raisonnement (O'Neill, 1996)⁷⁵ plutôt qu'une question de mesure de « l'intensité » des préférences.

Cette dernière réflexion remet en cause l'utilisation d'une méthode mono-critère et renvoie au problème plus global de la nature du rôle de la population dans le mécanisme de prise de décision. Le processus délibératif apparaît particulièrement adapté à la construction de la valeur dans le cas d'un bien de nature collective comme le paysage. Son principal avantage réside dans le phénomène d'apprentissage collectif qu'il génère, qui en passant de la simple compréhension des points de vue des différents acteurs à leur évolution, permet d'étendre l'espace des possibilités. Cette hypothèse conduit à préférer l'approche délibérative à la méthode d'évaluation contingente. Cette forme de procédure contribue à la révélation de motivations citoyennes. Toutefois, elle présente des limites et tout comme l'évaluation contingente n'est pas théoriquement neutre. Ainsi, en fonction du bien environnemental considéré et de la situation, la place respective laissée aux motivations d'ordre personnel et à celles d'ordre éthique peut varier considérablement. Les différents travaux empiriques réalisés témoignent en effet partiellement de leur présence conjointe.

Au final, il apparaît intéressant de raisonner non plus seulement en termes d'alternative, mais de considérer la possibilité de penser l'évaluation contingente du point de vue de la complexité en associant notamment à la fois processus personnalisé de révélation de la forme quantitative de l'information et processus délibératif de révélation des formes qualitatives de l'information. Cette analyse permet une meilleure compréhension du mécanisme de formation de la valeur par les personnes interrogées dans le cadre d'une évaluation contingente. Se dessine en fond la possibilité d'une part de posséder des éléments de réflexion supplémentaires relatifs à l'adéquation des hypothèses de la méthode d'évaluation contingente et d'autre part d'améliorer la procédure de prise de décision par la mise en évidence des formes qualitatives de l'information. La réalisation d'un tel objectif repose conjointement sur la volonté de mener des travaux interdisciplinaires et sur la nature de l'information et le type de participation de la population que les dirigeants désirent voir apparaître.

⁷⁵ O'NEILL J. (1996), op. cit.

CONCLUSION DE PARTIE

La présentation des résultats de notre évaluation contingente nous a permis de mettre en évidence l'intérêt que la majorité des personnes interrogées accordaient à la poursuite du programme de préservation de la qualité du paysage sur le Plateau de Millevaches. Toutefois, tous n'ont pas désiré le traduire sous forme monétaire. Les raisons majeures de ces réponses de protestation ont été identifiées : la mauvaise affectation des responsabilités telle que le marché contingent la sous-tendait, la déficience des pouvoirs publics à gérer l'argent des impôts de manière utile et efficace. Par exemple, une formulation du scénario moins centré sur le rôle des agriculteurs dans l'entretien du paysage aurait pu limiter le renvoi de la responsabilité à cette catégorie d'acteurs. Nous aurions pu également introduire le rôle de l'Etat de manière quelque peu différente, en intégrant explicitement la participation des agents au financement du projet à un critère d'aide à la décision. Pour l'échantillon des résidents de la zone d'étude, nous avons observé que certains d'entre eux, au même titre que d'autres usagers des services délivrés par le paysage, considéraient jouir d'un droit de fait. Nous aurions pu envisager l'optique du consentement à recevoir, mais d'autres types de problèmes auraient émergés (Willinger, 1996)⁷⁶. Hormis les problèmes liés à une mauvaise spécification du questionnaire, les réponses de protestation peuvent également être expliquées par l'argument d'irréductibilité entre mesure monétaire et motivations d'ordre éthique de certains individus.

En effet, ces personnes pourraient être définies par des préférences lexicographiques. Même si notre questionnaire n'a pas été construit pour déceler ce mode fonctionnement, deux types de résultats peuvent être employés pour apporter des indications sur le phénomène d'incommensurabilité dans les différents échantillons. Ainsi, une proportion élevée d'individus accordant une importance à l'existence de la ressource et à la perspective de voir se rétablir la qualité du paysage ont refusé le principe de la contribution monétaire – n'appartiennent pas à cette catégorie les personnes ayant annoncé une raison de nature budgétaire. La raison principale de ce rejet est un problème d'affectation de l'argent des impôts. Ce motif peut être interprété comme l'expression d'une position citoyenne, une forme de rappel à l'ordre sur les objectifs que la population souhaite voir réaliser pour le bien de la société.

⁷⁶ WILLINGER M. (1996), op. cit.

La présence de cette forme de préoccupations civiques peut se traduire par des réponses positives à la question de révélation de la valeur. Nos résultats statistiques et économétriques fournissent des éléments allant en partie dans ce sens. Différentes questions émergent alors : quel est le pourcentage de réponses monétaires assimilables à un comportement politique, citoyen ? A des préférences lexicographiques ? Quelle est la part expliquée par des réflexions en termes de bien-être (altruisme, égoïsme) ? Toutes ces questions peuvent être synthétisées en une seule : l'hypothèse de substitution entre biens marchands et bien naturel hors-marché est-elle toujours recevable ? Ces interrogations soulèvent plusieurs pistes de réflexion.

La première, extrême, met en cause la validité du processus de formation de la valeur utilisé par l'évaluation contingente. Elle peut être exprimée ainsi : le paysage est un bien public et concerne donc le citoyen ; l'expression des valeurs associées à l'actif repose sur la pertinence et la profondeur du raisonnement, et non sur l'évaluation de l'intensité des préférences. Leur constitution doit être stimulée par un processus délibératif. A l'échelle du Plateau de Millevaches, ce principe pourrait conduire à la mise en place d'un « jury de citoyens ». Ce jury permettrait aux résidents de la zone d'étude de participer à la réflexion sur la priorité à donner à la protection du paysage sur le Plateau. Une telle démarche pourrait conduire à mettre en perspective la question de la poursuite du programme dans le contexte plus large de la planification du paysage. Cette solution aurait comme avantage majeur d'intégrer la population à la détermination des opérations. Il conviendrait alors d'évaluer l'influence des résultats de la discussion dans le processus de prise de décision.

En définitive, la délibération entre les membres des populations concernées constitue une forme de participation adaptée à l'obtention des valeurs que le programme peut véhiculer et/ou stimuler. Autrement dit, discussion et confrontation sont des instruments de participation des acteurs et des citoyens à la gestion de la qualité du paysage les plus adaptés. Cette position pourrait être celle des opposants à la méthode d'évaluation contingente. Ces derniers proposent en effet l'approche délibérative comme une alternative à l'évaluation contingente, et, plus largement, à l'analyse coûts-avantages. Leur démarche est de considérer que l'évaluation d'un bien public est par nature une activité publique et ne peut se concevoir par une estimation mono-critère – en l'occurrence monétaire. La mesure de la valeur d'un bien public n'est pas un problème de force des préférences – au risque que certaines d'entre elles soient passées sous silence – mais davantage une question de justesse et de profondeur du

raisonnement. Approuver totalement cette position reviendrait à invalider notre expérience d'évaluation monétaire des bénéfices liés à la poursuite du programme de préservation du paysage par la méthode d'évaluation contingente.

A l'inverse, les adeptes de l'évaluation économique présentent un argument de défense de nature pratique (Pearce et alii, 1989 ; Pearce et Moran, 1995 ; Pearce, 1998)⁷⁷ qui est exprimé ainsi : « *[l'analyse coûts-avantages] peut, au mieux, informer le processus de décision, et il est important qu'elle tienne ce rôle, dans la mesure où l'efficacité économique est trop facilement oubliée dans le processus politique. En fin de compte, la question est de savoir si nous disposons d'une meilleure aide à la décision. Il convient d'en douter. L'ACA semble toujours demeurer 'the best game in town'* » (Pearce, 1998, p. 97)⁷⁸. La question de l'expression de la valeur de non-usage n'est pas oubliée par ces auteurs. Néanmoins, elle ne se pose pas avec autant d'intensité lorsque la controverse est transposée au problème de la prise en compte effective de ces bénéfices dans le processus de décision. L'absence de leur mesure monétaire impliquerait une sous-estimation de l'objectif de protection des actifs naturels par les décideurs. Au final, « *si vous voulez influencer, parlez monnaie* » (O'Neill, 1997, p. 549)⁷⁹.

Ce point de vue témoigne de l'intérêt des résultats de notre évaluation contingente. En effet, ces derniers pourraient servir à légitimer des arguments invoqués pour justifier les efforts techniques, financiers et humains supplémentaires nécessaires à la poursuite du projet de protection du paysage. Mais il semble peu probable que l'ensemble des acteurs et des décideurs du Plateau de Millevaches approuvent la totalité de ces résultats, puisqu'ils considèrent la méthode d'évaluation contingente comme une boîte noire. Il apparaît tout aussi improbable qu'ils les refusent en totalité, étant donné que certains acteurs auraient tout intérêt à les utiliser pour justifier et maintenir leur position.

Toutefois, l'influence effective de cette évaluation reste incertaine, et l'étude de différentes tentatives d'évaluation économique, au niveau européen essentiellement (Barde et

⁷⁷ PEARCE D.W., MARKANDYA A., BARBIER E. (1989), op. cit. ; PEARCE D.W., MORAN D. (1995), *The economic value of biodiversity*, Earthcan, London ; PEARCE D.W. (1998), "Cost-benefit analysis and environmental policy", *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 14, n°4, pp. 84-100.

⁷⁸ PEARCE D.W. (1998), op. cit.

⁷⁹ O'NEILL J. (1997), op. cit.

Pearce, 1991)⁸⁰ apportent des éléments de réponse complémentaires. Ainsi, en Norvège, par exemple, deux applications de la méthode d'évaluation contingente ont conduit leurs auteurs à souligner la méfiance de plusieurs des acteurs participant au processus de décision, quant aux résultats et à la fiabilité de la méthode ; ce qui justifie que les résultats n'aient eu aucun impact sur la décision. Il résulte de ce constat la proposition suivante : en plus d'initier les décideurs aux méthodes d'évaluation des bénéfices, « *les praticiens devraient être formés pour adapter leurs méthodologies aux spécificités des problèmes environnementaux en jeu, aux besoins de leurs clients et, en dernier mais non par ordre d'importance, de présenter leur résultat dans une forme compréhensible* » (Barde et Pearce, 1991, p. 8)⁸¹.

Dans cette perspective, la recommandation tendant à considérer évaluation contingente et approche délibérative comme complémentaires et non plus comme concurrentes, apparaît comme un moyen de contribuer à l'acceptation des résultats d'une évaluation monétaire par les acteurs et les décideurs. Elle doit garantir une prise en compte plus importante de l'information et une meilleure compréhension de ses différentes dimensions. L'application de cette proposition requiert néanmoins que l'expert admette de reconsidérer les présupposés de la méthode d'évaluation contingente, en particulier, la généralité de l'hypothèse impliquant que tout choix peut s'exprimer en termes de variation de bien-être personnel, et donc en termes monétaires. La recherche d'une meilleure connaissance des mécanismes de construction de la valeur par l'individu pourrait sans doute permettre de perfectionner l'usage de l'évaluation contingente et ainsi de mieux intégrer ses résultats dans le processus de décision.

Les conclusions issues de cette deuxième partie esquissent les conclusions générales qu'il est possible de dégager de l'analyse des enjeux de la gestion participative de la qualité du paysage présentée dans cette thèse.

⁸⁰ BARDE J.-P., PEARCE D.W. (1991), *Valuing the environment : six case studies*, Earthcan Publications Limited.

⁸¹ BARDE J.-P., PEARCE D.W. (1991), *op. cit.*

CONCLUSION GENERALE

Il nous apparaît nécessaire dans un premier temps de rappeler l'objectif premier de notre travail. Nous sommes partis du constat selon lequel la gestion de la qualité des paysages agricoles est devenue un problème majeur. Issus d'un contexte en pleine mutation, les paysages agricoles français deviennent un enjeu, donc une source de conflits entre consommateurs et producteurs de paysages qui considèrent leur action comme légitime. Cette évolution impose de considérer le paysage comme un objet aux usages multiples et comme un patrimoine. En effet, la notion même de paysage n'a pas reçu à ce jour de définition satisfaisante. Or, le paysage est aujourd'hui reconnu de tous, comme objet de négociation ou comme élément de gestion de l'espace face aux questions posées par le développement de notre société. Par ailleurs, les politiques paysagères ne peuvent plus ignorer une opinion publique qui dans un mouvement de protection et de revendication identitaire de plus en plus fort, anticipe les transformations paysagères futures. Dans cette perspective, nous avons choisi de nous intéresser à une procédure particulière fondée sur la gestion concertée : les Contrats Territoriaux d'Exploitation en France. A travers eux, il s'agit de favoriser un partage collectif des responsabilités entre les différents acteurs. Cette approche nous a amenés à étudier une des solutions susceptibles d'offrir des repères aux décisions définies sur une base concertée : la méthode d'évaluation contingente. A travers l'exemple que nous avons retenu, celui des paysages du Plateau de Millevaches en Limousin comme service rendu par les agriculteurs, le travail réalisé s'inscrit dans ce débat en faisant le choix d'expérimenter cette méthode standard afin d'établir en quoi les concepts mobilisés par cette dernière présentent des limites quant à leur application au paysage.

Dans la première partie, nous avons cherché à apprécier dans quelle mesure la théorie économique et les concepts qu'elle propose, permettent de rendre compte des différentes caractéristiques du paysage agricole. Dans un premier temps, cette analyse nous a conduit à mettre l'accent sur la nature collective du paysage agricole, en tant que bien ; nature qui exige la mise en œuvre d'une gestion adaptée. Cette réflexion nous conduit à apprécier l'opportunité respective des modalités requérant l'intervention active d'une autorité publique et des modalités de coordination décentralisée et collective. Chacune de ces solutions présente des

coûts relatifs à la présence de comportements stratégiques, de comportements opportunistes, des coûts d'organisation de l'intervention publique ou encore des coûts de mise en œuvre des droits. Revendiquer la supériorité de l'une de ces deux alternatives ou dans le cas où elles sont associées, d'une disposition particulière, exigerait une comparaison, difficilement réalisable, des avantages nets.

Dans un second temps, après avoir mis en avant la dimension collective du paysage agricole, il apparaît nécessaire de l'envisager en tant que patrimoine. Le point important est alors de savoir comment respecter un principe d'équité inter-générationnelle à partir du moment où l'on admet que le paysage est un patrimoine. Il s'agit de transmettre aux générations futures un stock global de capital constant, étant entendu que ce patrimoine se compose de deux éléments : du paysage naturel et du paysage artificiel. Nous avons ainsi mis en évidence les limites des possibilités de substitution entre ces deux catégories de paysage. Ce constat nous a amené à envisager la mise en œuvre d'une gestion patrimoniale spécifique basée sur la reconnaissance de la demande sociale en matière de paysage et de ses usages multiples. Ainsi, les législations française et européenne ont pris en compte cet aspect. En effet, d'un objet protégé, le paysage est peu à peu devenu l'objet de préoccupations économiques visant à l'intégrer davantage dans les activités humaines, et notamment agricoles. Les politiques publiques ont traduit la demande sociale par des mesures agri-environnementales spécifiques, et officialisé ainsi le rôle de producteurs de biens et services paysagers aux agriculteurs contractants. Que cette fonction soit reconnue par la loi et que des aides soient explicitement versées au titre de l'entretien du paysage ne doit pas pour autant faire oublier que les aides versées à l'agriculture, même si elles sont destinées à un projet précis, sont garantes de la pérennité de la plupart des exploitations et, par conséquent de la multifonctionnalité que ces dernières assurent en milieu rural. La légitimation de ces aides passe par l'identification des valeurs associées au paysage agricole. Cette question a été prise en compte par l'économie de l'environnement qui a complètement renouvelé, derrière l'éternelle question de la valeur, l'appréhension du paysage. Celui-ci apparaît comme un bien essentiellement hors-marché dont les valeurs de non-usage sont importantes. Cette caractéristique renvoie au problème du financement du non-marchand et de la légitimité d'un soutien à l'agriculture en faveur du paysage. En effet, l'existence même de ces instruments de politique publique rend inévitable la question de leur évaluation.

La seconde partie étudie ce dernier point et examine la capacité de la méthode d'évaluation contingente à soutenir de manière effective la mise en œuvre d'une gestion équilibrée et globale du paysage agricole. En effet, le dispositif sur lequel repose notre analyse est celui des Contrats Territoriaux d'Exploitation collectifs. Ces derniers s'appuient sur un cadre structurant qui fixe les objectifs majeurs, les délais et définit les procédures de mise en œuvre, mais peuvent évoluer vers différentes formes de participation et différents types de résultats. Sur une base participative et collective, un ensemble d'acteurs vont s'accorder sur un contrat de type incomplet. Dans certains cas, le processus va être faiblement participatif dans la mesure où les solutions considérées n'engendrent pas de discussion, certaines d'entre elles étant préalablement spécifiées. Le Contrat Territorial d'Exploitation constitue un cadre structurant opportun. Il apparaît alors nécessaire de s'interroger sur le caractère durable de l'accord, sur les bénéfices que la procédure est susceptible d'engendrer, par rapport à une situation où elle n'aurait pas été employée. Dans d'autres cas, le mécanisme d'élaboration peut être assimilé à une négociation, définie par des conflits d'objectifs, des conflits d'intérêts ou encore par une asymétrie dans les rapports de force. Toutefois, les effets procéduraux sur la nature des décisions et sur la pérennité de la mobilisation des acteurs seront d'autant plus marqués que le processus d'élaboration se manifeste par l'apparition de comportements de coopération – par exemple l'émergence d'un projet de territoire semble davantage favorable à l'harmonisation des intérêts de certains partenaires. D'autres conditions peuvent concourir à la mobilisation durable des acteurs : la qualité de l'animation lors de la phase de mise en œuvre des mesures ; l'existence de relations de confiance, liées à la volonté de conserver une réputation ou encore à la présence d'antécédents communs ; la qualité de l'engagement des partenaires financiers publics. Ainsi une amélioration du dispositif pourrait être utilement complétée par une amélioration de la connaissance de la valeur des fonctionnalités des paysages.

Ce travail s'inscrit dans une réflexion sur la validité des résultats chiffrés obtenus par l'évaluation contingente et l'efficacité pratique de cette forme d'évaluation (Godard, 1998)¹, dans un contexte de décision concertée et décentralisée. Le recours à la méthode d'évaluation contingente pour estimer les bénéfices engendrés par le programme de protection du paysage agricole sur le Plateau de Millevaches en Limousin se traduit par la création d'un espace

¹ GODARD O. (1998), "Commentaires sur l'analyse de conjoncture concernant *La place de l'économie dans la problématique environnementale*", *Les Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 35, pp. 48-51.

démocratique supplémentaire (Mitchell et Carson, 1989)². Dans ce cadre, son usage contribue à la mise en œuvre d'un modèle participatif de gestion de la qualité du paysage. L'expression de l'information sous forme monétaire sous-tend l'hypothèse selon laquelle tous les motifs constitutifs des valeurs de non-usage sont équivalents à des variations en bien-être. Or, cette condition n'est plus valable en présence de motivations d'ordre moral. Ce qui signifie qu'elles ne peuvent être exprimées sous la forme d'un consentement à payer. Le paysage agricole, de par sa nature collective, génère cette forme de comportements ; les résultats de notre enquête en fournissent quelques preuves.

Ce raisonnement conduit à reconsidérer l'aptitude de l'évaluation contingente à témoigner des motivations citoyennes et à lui préférer une approche délibérative de construction des valeurs. Ce dernier point illustre la recommandation selon laquelle la formation des valeurs générées par une ressource naturelle collective ne peut être assimilée qu'à une activité publique et atteste également d'un mouvement de société en faveur des initiatives cherchant à fonder l'aide à la décision sur ce que l'on appelle la « démo-logie » (Roqueplo, 2000, p. 593)³ : *« ce dont il s'agit pour le « demos » n'est pas tant ici d'exercer quelque pouvoir que ce soit que de se forger une opinion sur ces questions, de se rassembler en cellules de réflexion, de prendre la parole et de susciter ainsi de vastes débats publics, intégrant les scientifiques et procédures publiques d'expertises contradictoires [...] », ces délibérations s'adressant alors aux acteurs « afin qu'ils débattent en « connaissance de cause » »*. Ainsi, on peut envisager de substituer à l'analyse coûts-avantage une approche délibérative telle que par exemple un jury de citoyens. Le programme de protection du paysage agricole serait mis en perspective dans le cadre plus large de la gestion équilibrée du paysage. Il s'agit d'intégrer la population à la (re)définition des mesures de gestion du Plateau de Millevaches. Toutefois, cette approche doit faire face à quelques écueils, et le fait de recommander la délibération comme méthode d'évaluation environnementale comprend une part d'arbitraire. Une solution peut être de ne plus envisager le problème seulement en termes d'exclusivité mais en termes de complémentarité entre la méthode d'évaluation contingente et l'approche délibérative afin de garantir une prise en compte plus large de l'information et une meilleure compréhension de ses différentes dimensions. C'est probablement à cette condition que la méthode d'évaluation contingente gagnera en efficacité pratique.

² MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), op. cit.

³ ROQUEPLO P. (2000), "Emballage techniciste et hémorragie du sens", in LAGADEC P. (dir.), *Ruptures créatrices*, Tendances, Editions d'Organisation.

Toutefois, les réflexions présentées restent partielles. Elles connaissent des limites dont certaines représentent autant de développements directs de notre travail.

Sans doute plus que tout autre ressource environnementale, le paysage met à jour les limites des méthodes d'évaluation dont la science économique dispose et la nécessité qui en résulte d'avoir des approches plus adaptées aux spécificités de ces « objets » originaux. Ce besoin est en effet exprimé par les pouvoirs publics et la société dans son ensemble (Godard, 1998)⁴. L'une des principaux problèmes repose sur la difficulté à instituer une définition de ce bien « paysage » qui soit suffisamment explicite pour assurer une compréhension identique pour toutes les personnes interrogées, tout en permettant d'isoler l'actif au sein de l'ensemble des biens et des activités auquel il est souvent associé (activités récréatives, maintien du tissu social...). Or, l'intégration du paysage dans le calcul économique par les méthodes d'évaluation n'échappe pas à cette exigence de clarification.

En outre, concernant l'usage de la méthode d'évaluation contingente, nous avons remis en cause sa légitimité en constatant le problème de cohérence entre certains consentement à payer révélés et les fondements théoriques de la méthode. Cet aspect apparaît essentiel puisqu'il va conditionner la validité de la technique et son influence sur le processus de décision. Dans une situation de gestion concertée comme celle du paysage du Plateau de Millevaches, notre réflexion aurait pu être améliorée par la diffusion des résultats de notre enquête auprès des différents acteurs concernés, de manière à pouvoir juger des différentes interprétations – et des difficultés d'interprétation – des résultats chiffrés recueillis. Dans cette optique, afin de tester la pertinence de nos conclusions, il conviendrait d'organiser des groupes de réflexion, constitués des participants à notre évaluation. Il serait ainsi possible de déterminer le sens qu'ils attribuent au consentement à payer formulé, leurs préférences quant au mode de participation et au type de configuration de l'information concernant la poursuite du programme de protection du paysage agricole sur le Plateau de Millevaches. Cette dernière remarque met en avant l'enjeu central auquel est confrontée la méthode d'évaluation contingente : celui de la transférabilité des valeurs. Il s'agit « *de recourir à des données collectées sur d'autres sites, pour lesquels des évaluations ont déjà été réalisées, et dont les*

⁴ Voir à ce titre la synthèse de O. GODARD sur les investigations de la science économique dans le domaine de l'environnement, qui fait le point sur les étapes désormais franchies en matière de prise en compte de l'environnement dans le développement économique et sur le rôle joué par la discipline dans cette évolution, GODARD O. (1998), op. cit.

caractéristiques sont similaires à celle du site pour lequel des choix publics doivent être réalisés » (Rozan et al., 1999, p. 172)⁵.

La possibilité de transférer les valeurs d'une évaluation à une autre est nécessaire pour que le principe de prise en compte des valeurs non-marchandes dans la décision publique soit généralisé. La justification du transfert des valeurs repose également sur le fait que l'évaluation économique apparaît comme une procédure longue et coûteuse. Ce qui conduit certains auteurs à conseiller le recours à un examen préalable permettant de dégager des ordres de grandeur, de manière à pouvoir apprécier la pertinence de l'usage d'une évaluation plus poussée des bénéfices (Maniere et Rotillon, 1999)⁶. Les efforts pour améliorer la crédibilité et l'acceptabilité de l'évaluation contingente supposent un minimum de ressources dont les décideurs ne disposent pas toujours ou ne veulent pas mobiliser. Dès lors, les bénéfices estimés pour la poursuite du programme de protection du paysage sur le Plateau de Millevaches en Limousin, si tant est qu'un maximum de précautions et de recommandations aient été réellement respectées, peuvent-ils servir de référence pour un programme analogue en France ? A. Rozan et alii. (1999)⁷ ont indiqué que, même dans certaines conditions idéales où les sites étudiés ont des caractéristiques très proches, le transfert de valeurs rencontre des difficultés. Par conséquent, pour un site comme le Plateau de Millevaches défini par des attributs physiques, sociologiques et économiques spécifiques, la proposition de transférer les bénéfices obtenus s'avère peu indiquée. Par la même, l'apport de critères monétaires aux décideurs concernant la poursuite du programme sur le Plateau de Millevaches ne peut être réalisé par le recours à l'estimation de bénéfices effectués sur d'autres sites. Toutes ces remarques suggèrent que l'économiste en tant qu'expert, doit, pour contribuer effectivement à l'élaboration collective des décisions en matière de gestion de la qualité des paysages agricoles, ajuster sa méthode d'analyse aux différentes situations qu'il est susceptible de rencontrer.

En ce qui concerne le processus de décision collectif, nous nous sommes attachés au dispositif des Contrats Territoriaux d'Exploitation collectifs. Cette analyse apporte des

⁵ ROZAN A., STENGER A., WILLINGER M. (1999), "Valeur de préservation et transférabilité des bénéfices : application à la nappe phréatique d'Alsace" in POINT P. (dir.), *La valeur économique des hydrosystèmes*, GIP Hydrosystèmes, Economica, pp. 171-199.

⁶ MANIERE D., ROTILLON G. (1999), "Le coût d'opportunité de la pollution de l'air", Journée *Economie de l'environnement* du PIREE, Strasbourg, 2 et 3 décembre.

⁷ ROZAN A., STENGER A., WILLINGER M. (1999), op. cit.

enseignements intéressants quant aux conditions d'apparition d'une gestion à la fois équilibrée, globale et patrimoniale. Néanmoins, elle reste partielle et pourrait être améliorée par l'étude d'un échantillon de contrats plus large et selon différents axes :

- Insister sur l'impact réel de la société civile, en particulier les associations de protection de l'environnement et de consommateurs, dans la perspective de l'intégrer davantage à la gestion des paysages,

- Évaluer l'effet du processus des CTE sur le comportement des acteurs concernés – et donc sur la pérennité de la qualité des paysages – en réalisant une étude de l'efficacité des contrats signés. Il convient, dans cette optique, d'analyser le processus de concertation lors de la phase de mise en œuvre du contrat, de spécifier et d'étudier les formes qu'ont pu adopter les réflexions poursuivies et les mesures portant sur la gestion équilibrée et globale du paysage considéré.

- Dans la même logique que précédemment, déterminer dans quelle mesure l'examen des processus de concertation initiés lors des CTE peut être utile à la compréhension des négociations prévalant dans le cas d'autres mesures en faveur du paysage décidées dans le cadre de l'agriculture.

Du fait de leur domaine d'application élargi et de leur portée réglementaire, les CTE se présentent comme des outils incontestables de mise en œuvre de la gestion durable des paysages. Toutefois, au-delà de la formulation du principe, il conviendra, une fois le dispositif suffisamment avancé, de juger du degré de durabilité de ces contrats, ce qui implique évidemment le choix d'une méthode de mesure. Auparavant, l'analyse des phases d'élaboration des CTE devrait permettre de mieux saisir la forme et le degré de participation à l'œuvre. La contractualisation décentralisée n'est toutefois pas une condition suffisante pour garantir la mise en œuvre de la gestion d'un capital critique comme le paysage. Il est essentiel qu'elle soit complétée par le développement des autres instruments. Il se pose alors la question de la capacité – au regard de l'ampleur des coûts de transaction – et de la volonté des autorités publiques d'assurer le suivi et le contrôle de l'application du dispositif (suivi, évaluation et contrôle sont déjà prévus dans le cadre des CTE ; mise en place de l'éco-conditionnalité au niveau des mesures agri-environnementales). Sans cela, le risque est de parvenir à des résultats décevants en matière d'amélioration de la qualité des paysages agricoles.

Ainsi, en résumé, dans ce travail, nous avons dégagé des éléments susceptibles de permettre une meilleure appréhension du paysage agricole et d'éclairer les conditions de son intégration dans la décision publique, au-delà de la protection des paysages remarquables. Une meilleure prise en compte de leur dimension multi-fonctionnelle et patrimoniale nécessite en effet une évolution vers des formes de gestion où participation, évaluation économique et décision seront davantage associées.

ANNEXES

ANNEXE 1

Le cadre législatif français relatif à la protection du paysage

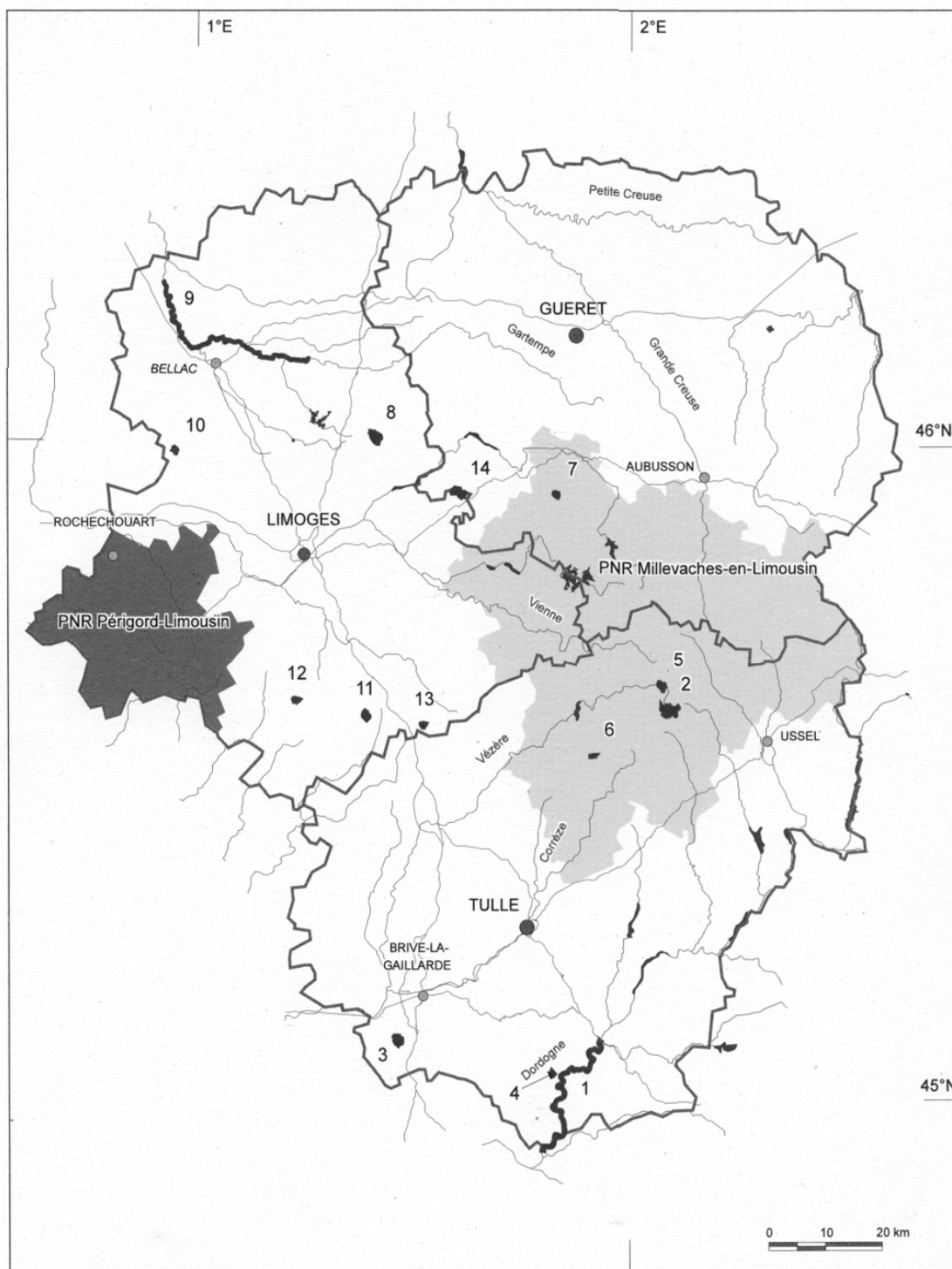
Date	Intitulé	Objectif
26 avril 1906	• Loi sur la protection des monuments et sites naturels d'intérêt artistique	• Protection de l'architecture
31 décembre 1913	• Loi sur la protection des monuments historiques par l'Etat	• Protection de l'architecture
2 mai 1930	• Loi sur la protection des monuments naturels et site de caractère artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque	• Protection de la nature (zone de protection des monuments et sites répertoriés)
22 juillet 1960 31 octobre 1961	• Loi et décret sur la création des Parcs Nationaux	• Protéger de vastes espaces des interventions humaines • Préserver les richesses naturelles • Préserver la beauté du paysage
1 ^{er} mars 1967	• Décret sur la création des Parcs Naturels Régionaux	• Animation et protection du patrimoine
1930 1 ^{er} juillet 1957 10 juillet 1976	• Loi sur la création des réserves naturelles	• Interdiction de modifier l'état des lieux • Interdiction de mener des actions susceptibles de nuire à la faune et à la flore • mise en place des ZNIEFF (protection de la faune et de la flore) et des ZICO (protection des oiseaux sauvages)
10 juillet 1975	• Loi pour la création du Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres	
3 janvier 1986	• Loi littorale	
8 janvier 1993	• Loi paysage	• Reconnaissance officielle du paysage par les termes « protection et mise en valeur des paysages » • Objectifs de protection, d'aménagement et de gestion • Effets de la loi à terme : - création de ZPPAUP (zone de protection du patrimoine architectural, urbain et paysager) - élargissement des compétences du conservatoire du littoral aux arrière pays côtiers - reconnaissance des chartes des PNR - instauration d'un permis de construire paysager - respect et mise en valeur du paysage lors de remembrements - création de postes de gardes champêtres intercommunaux - amélioration de la sécurité dans les zones exposées aux risques naturels ou technologiques

Source : Périgord (1996)¹

¹ PERIGORD M. (1996), *ibid.*

ANNEXE 2

Présentation de la zone d'étude



Source et cartographie : DIREN Limousin, 1999
Fond BD Carthage, MATE-IGN

ANNEXE 3

Questionnaire adressé aux résidents de la zone d'étude

1. IDENTIFICATION

Date (jour et mois) :

Commune de l'enquête :

Q1 Depuis combien de temps habitez-vous ici ?

Q2 Avez-vous de la propriété foncière ?Oui Non Si non passer à
Q12**Q3 Si oui, combien d'hectares ?**

Q4 Entretenez-vous les terres dont vous avez gardé l'usage ?Oui Non Si non passer à
Q8**Q5 Quelle surface entretenez-vous ?**

Q6 Quel type d'entretien ?Entretien minimum obligatoire Au-delà **Q7 Quel type d'entretien faites-vous ?**

Multiple 7 réponses possibles

Jardin potager / fleurs Vergers d'arbres fruitiers Débroussaillage Elagage d'arbres Reboisement Greffage Rénovation de murets **Q8 Pourquoi avoir choisi cette zone pour vous installer ?**

Multiple 3 réponses possibles à classer du plus important au moins important (de 1 à 3)

Attaches familiales Climat Calme Paysage Montagne Nature

Rivière (sports nautiques, pêche,...)

Vie pas trop chère

Perception du paysage :

Q9 Pour vous, lequel des deux adjectifs suivant correspond le mieux au paysage du Plateau ?

Agricole

Non agricole

Q10 Lequel des deux adjectifs suivants correspond le mieux au paysage du Plateau ?

Ouvert

Fermé

Q11 Lequel des deux adjectifs suivants correspond le mieux au paysage du Plateau ?

entretenu

sauvage

Q12 Citez trois éléments qui à vos yeux marquent le plus le paysage du Plateau de Millevaches

-

-

-

Q13 Lequel des deux paysages suivants aimeriez-vous trouver sur le Plateau ?

Photo 1

Photo 2

Q14 Pourquoi photo 1 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs variées

Aspect sauvage

Diversité des arbres

Pas d'activité agricole

Q15 Pourquoi photo 2 ?

Multiple 4 réponses possibles

Activité agricole

Sol entretenu

Prés

Pas de résineux

Q16 Lequel des deux paysages suivants aimeriez-vous trouver sur le Plateau ?

Photo 3

Photo 4

Q17 Pourquoi photo 3 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs

Feuillus

Prés

Pas de résineux

Q18 Pourquoi photo 4 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs

Résineux

Pas de feuillus

Aspect sauvage

Q19 Lequel des deux paysages suivants aimeriez-vous trouver sur le Plateau ?

Photo 5

Photo 6

Q20 Pourquoi photo 5 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs

Diversité des arbres	<input type="checkbox"/>	Ne sait pas	<input type="checkbox"/>
Pas de feuillus	<input type="checkbox"/>		
Aspect sauvage	<input type="checkbox"/>		
<u>Q21 Pourquoi photo 6 ?</u>		<u>Q24 Pourquoi sauvegarder ce patrimoine ?</u>	
Multiple 4 réponses possibles		Multiple 9 réponses possibles	
Paysage entretenu	<input type="checkbox"/>	Beauté	<input type="checkbox"/>
Possibilité de se promener	<input type="checkbox"/>	Biodiversité/écologie	<input type="checkbox"/>
Pas de résineux	<input type="checkbox"/>	Promenade	<input type="checkbox"/>
Paysage ouvert	<input type="checkbox"/>	Soutien éco. locale	<input type="checkbox"/>
<u>Q22 Les paysages ouverts (landes et tourbières) ont-ils pour vous une importance particulière ?</u>		Symbole	<input type="checkbox"/>
Oui	<input type="checkbox"/>	Tourisme	<input type="checkbox"/>
Non	<input type="checkbox"/>	Paysage entretenu	<input type="checkbox"/>
Ne sait pas	<input type="checkbox"/>	Paysage agricole	<input type="checkbox"/>
<u>Q23 Représentent-ils un patrimoine à sauvegarder ?</u>		Paysage sauvage	<input type="checkbox"/>
Oui	<input type="checkbox"/>		
Non	<input type="checkbox"/>		

Je vais maintenant vous parler de l'évolution de ces paysages et de la politique de protection mise en œuvre ainsi que de son financement.

Présentation du projet :

Les paysages traditionnels rencontrés sur le Plateau étaient à l'origine constitués de landes et de tourbières, pour l'essentiel. Ces deux éléments faisaient également l'objet d'une utilisation agricole. Les landes servaient de pâturages pour les brebis limousines, tandis que la tourbe était utilisée pour se chauffer.

Ces landes et tourbières, malgré leur caractère initialement naturel, dépendent de l'activité humaine. Mais, depuis un siècle environ, la baisse de la population sur cette zone a entraîné une diminution très importante de ces milieux.

Ces paysages ouverts ne sont pas entretenus car ils ne présentent pas suffisamment d'intérêt d'un point de vue économique.

Les conséquences de cet abandon sont la « fermeture » du paysage liée à la progression de la friche et de la forêt. Des mesures financières, dites « mesures agri-environnementales » ont été mises en place pour inciter les agriculteurs à entretenir et maintenir ces paysages ouverts. Afin de compléter les mesures déjà existantes, sont mis en œuvre actuellement les CTE (Contrats Territoriaux d'Exploitation). Ils consistent à proposer des contrats aux agriculteurs qui s'engagent à effectuer des travaux suivant un cahier des charges précis.

Le coût de ces mesures est subventionné à la fois au niveau européen, national et régional. Il faut bien comprendre que plus on aura de CTE mis en œuvre, et plus les résultats au niveau du paysage seront importants.

Sur la zone du futur PNR Millevaches, la surface totale concernée est de 330301 ha.

En tant que résident du futur PNR (Parc Naturel Régional Millevaches), nous cherchons à savoir si vous vous sentez concernés par ces préoccupations.

Q25 Connaissez-vous les CTE ?

- Oui
Non

Q26 Que pensez-vous de cette politique d'entretien des paysages ?

- D'accord
Pas d'accord
Ne sait pas

Q27 Accordez-vous de la valeur au paysage ?

- Oui
Non
Ne sait pas

On va maintenant essayer d'estimer ensemble la valeur que vous attachez à l'entretien du paysage. Comme vous le savez, les impôts et taxes diverses que vous payez, peuvent servir à financer ce type d'opération.

Une façon de déterminer cette valeur est de vous demander ce que vous seriez prêt à payer en plus pour sauvegarder ces paysages ouverts.

Q28 Payez-vous la taxe d'habitation ?

- Oui
Non
Ne sait pas

Q29 Si vous avez répondu non à la question 28 :

Accepteriez-vous de payer pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

- Oui
Non
Ne sait pas

Si oui, combien ?

Q30 Si vous avez répondu oui à la question 28 :

Accepteriez-vous une augmentation de votre taxe d'habitation pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

- Oui
Non
Ne sait pas

Si oui, combien ?

Q31 Si réponse négative, pourquoi ?

Multiple 3 réponses possibles (du plus important au moins important)

Répartition du budget communal déjà en faveur du paysage

Ce n'est pas à nous de payer

Appliquer la loi existante

Etat du paysage satisfaisant

Rénovation des landes et des tourbières

pas prioritaire	<input type="checkbox"/>	BAC+ 4 + 5	<input type="checkbox"/>
		Plus	<input type="checkbox"/>
Choix public	<input type="checkbox"/>		
Informier davantage pour dynamiser l'éco locale	<input type="checkbox"/>	<u>Q35 Profession :</u>	
Vie trop chère	<input type="checkbox"/>	Exploitants et salariés agricoles	<input type="checkbox"/>
		Patrons de l'industrie et du commerce	<input type="checkbox"/>
<u>Q32 Sexe</u>		Cadres sup et prof lib	<input type="checkbox"/>
Homme	<input type="checkbox"/>	Cadres moyens	<input type="checkbox"/>
Femme	<input type="checkbox"/>	Employés	<input type="checkbox"/>
		Ouvriers	<input type="checkbox"/>
<u>Q33 Age</u>		Personnels de service	<input type="checkbox"/>
15-24	<input type="checkbox"/>	Autres actifs	<input type="checkbox"/>
25-34	<input type="checkbox"/>	Retraités	<input type="checkbox"/>
35-49	<input type="checkbox"/>	Autres inactifs	<input type="checkbox"/>
50-64	<input type="checkbox"/>	<u>Q36 Revenu familial annuel brut</u>	
65 ans et plus	<input type="checkbox"/>	-20000	<input type="checkbox"/>
		20000-45000	<input type="checkbox"/>
<u>Q34 Niveau d'étude</u>		45000-80000	<input type="checkbox"/>
Sans diplôme	<input type="checkbox"/>	80000-120000	<input type="checkbox"/>
Certificat d'étude	<input type="checkbox"/>	120000-180000	<input type="checkbox"/>
Brevet, CAP, BEP	<input type="checkbox"/>	180000-240000	<input type="checkbox"/>
BAC	<input type="checkbox"/>	240000-300000	<input type="checkbox"/>
BAC+ 2 + 3	<input type="checkbox"/>	300000 et plus	<input type="checkbox"/>

ANNEXE 4

Questionnaire adressé aux résidents du Limousin hors zone d'étude

1. IDENTIFICATION

Date (jour et mois) :

Commune de l'enquête :

Q1 Connaissez-vous le Plateau de Millevaches?

Oui

Non

Q2 Etes-vous déjà allé sur le Plateau de Millevaches ?

Oui

Non

Q3 Combien de fois ?

Q4 A quelles périodes de l'année ?

Multiple 3 réponses possibles

Week-end

Pendant les vacances scolaires hors été

Été

Q5 Possédez-vous une résidence secondaire sur le Plateau ?

Oui

Non

Si non passer à
Q13

Q6 Avez-vous de la propriété foncière (sur votre lieu de résidence principale et/ou secondaire) ?

Oui

Non

Si non passer à
Q12

Q7 Si oui, combien d'hectares ?

Q8 Entretenez-vous les terres dont vous avez gardé l'usage ?

Oui

Non

Si non passer à
Q12

Q9 Quelle surface entretenez-vous ?

Q10 Quel type d'entretien faites-vous?

Entretien minimum obligatoire

Au-delà

Q11 Quel type de travaux faites-vous ?

Multiple 7 réponses possibles

Jardin potager / fleurs

Vergers d'arbres fruitiers

Débroussaillage

Elagage d'arbres

Reboisement

Greffage

Rénovation de murets

Q12 Pourquoi avoir choisi cette zone pour votre résidence secondaire ?

Multiple 3 réponses possibles à classer du plus important au moins important (de 1 à 3)

Attaches familiales

Climat

Calme

Paysage

Montagne

Nature

Rivière (sports nautiques, pêche,...)

Vie pas trop chère

Perception du paysage :

Q13 Pour vous, lequel des deux adjectifs suivant correspond le mieux au paysage du Plateau ?

Agricole

Non agricole

Q14 Lequel des deux adjectifs suivants correspond le mieux au paysage du Plateau ?

Ouvert

Fermé

Q15 Lequel des deux adjectifs suivants correspond le mieux au paysage du Plateau ?

entretenu

sauvage

Q16 Citez trois éléments qui à vos yeux marquent le plus le paysage du Plateau de Millevaches

-

-

-

Q17 Lequel des deux paysages suivants aimeriez-vous trouver sur le Plateau ?

Photo 1

Photo 2

Q18 Pourquoi photo 1 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs variées

Aspect sauvage

Diversité des arbres

Pas d'activité agricole

Q19 Pourquoi photo 2 ?

Multiple 4 réponses possibles

Activité agricole

Sol entretenu

Prés

Pas de résineux

Q20 Lequel des deux paysages suivants aimeriez-vous trouver sur le Plateau ?

Photo 3

Photo 4

Q21 Pourquoi photo 3 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs

- Feuillus
- Prés
- Pas de résineux

Q22 Pourquoi photo 4 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Couleurs
- Résineux
- Pas de feuillus
- Aspect sauvage

Q23 Lequel des deux paysages suivants aimeriez-vous trouver sur le Plateau ?

- Photo 5
- Photo 6

Q24 Pourquoi photo 5 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Couleurs
- Diversité des arbres
- Pas de feuillus
- Aspect sauvage

Q25 Pourquoi photo 6 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Paysage entretenu
- Possibilité de se promener
- Pas de résineux
- Paysage ouvert

Q26 Les paysages ouverts (landes et tourbières) ont-ils pour vous une importance particulière ?

- Oui
- Non
- Ne sait pas

Q27 Représentent-ils un patrimoine à sauvegarder ?

- Oui
- Non
- Ne sait pas

Q28 Pourquoi sauvegarder ce patrimoine ?

Multiple 9 réponses possibles

- Beauté
- Biodiversité/écologie
- Promenade
- Soutien éco. locale
- Symbole
- Tourisme
- Paysage entretenu
- Paysage agricole
- Paysage sauvage

Je vais maintenant vous parler de l'évolution de ces paysages et de la politique de protection mise en œuvre ainsi que de son financement.

Présentation du projet :

Les paysages traditionnels rencontrés sur le Plateau étaient à l'origine constitués de landes et de tourbières, pour l'essentiel. Ces deux éléments faisaient également l'objet d'une utilisation agricole. Les landes servaient de pâturages pour les brebis limousines, tandis que la tourbe était utilisée pour se chauffer.

Ces landes et tourbières, malgré leur caractère initialement naturel, dépendent de l'activité humaine. Mais, depuis un siècle environ, la baisse de la population sur cette zone a entraîné une diminution très importante de ces milieux.

Ces paysages ouverts ne sont pas entretenus car ils ne présentent pas suffisamment d'intérêt d'un point de vue économique.

Les conséquences de cet abandon sont la « fermeture » du paysage liée à la progression de la friche et de la forêt. Des mesures financières, dites « mesures agri-environnementales » ont été mises en place pour inciter les agriculteurs à entretenir et maintenir ces paysages ouverts. Afin de compléter les mesures déjà existantes, sont mis en œuvre actuellement les CTE (Contrats Territoriaux d'Exploitation). Ils consistent à proposer des contrats aux agriculteurs qui s'engagent à effectuer des travaux suivant un cahier des charges précis.

Le coût de ces mesures est subventionné à la fois au niveau européen, national et régional. Il faut bien comprendre que plus on aura de CTE mis en œuvre, et plus les résultats au niveau du paysage seront importants.

Sur la zone du futur PNR Millevaches, la surface totale concernée est de 330301 ha.

En tant que résident du Limousin, nous cherchons à savoir si vous vous sentez concernés par ces préoccupations.

Q29 Connaissez-vous les CTE ?

- Oui
Non

Q30 Que pensez-vous de cette politique d'entretien des paysages ?

- D'accord
Pas d'accord
Ne sait pas

Q31 Accordez-vous de la valeur au paysage ?

- Oui
Non
Ne sait pas

On va maintenant essayer d'estimer ensemble la valeur que vous attachez à l'entretien du paysage.

Comme vous le savez, les impôts et taxes diverses que vous payez, peuvent servir à financer ce type d'opération. Une façon de déterminer cette valeur est de vous demander ce que vous seriez prêt à payer en plus pour sauvegarder ces paysages ouverts.

Q32 Payez-vous la taxe d'habitation ?

- Oui
Non

Q33 Si vous avez répondu non à la question 28 :

Accepteriez-vous de payer pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

- Oui
Non
Ne sait pas

Si oui, combien ?

Q34 Si vous avez répondu oui à la question 28 :

Accepteriez-vous une augmentation de votre taxe d'habitation pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

- Oui
Non
Ne sait pas

Si oui, combien ?

Q35 Si réponse négative, pourquoi ?

Multiple 3 réponses possibles (du plus important au moins important)

Répartition du budget communal déjà en faveur du paysage

Ce n'est pas à nous de payer

Appliquer la loi existante

Etat du paysage satisfaisant

Rénovation des landes et des tourbières pas prioritaire

Choix public

Informier davantage pour dynamiser l'éco locale

Vie trop chère

Q36 Sexe

Homme

Femme

Q37 Age

15-24

25-34

35-49

50-64

65 ans et plus

Q38 Niveau d'étude

Sans diplôme

Certificat d'étude

Brevet, CAP, BEP

BAC

BAC+ 2 + 3

BAC+ 4 + 5

Plus

Q39 Profession :

Exploitants et salariés agricoles

Patrons de l'industrie et du commerce

Cadres sup et prof lib

Cadres moyens

Employés

Ouvriers

Personnels de service

Autres actifs

Retraités

Autres inactifs

Q40 Revenu familial annuel brut

-20000

20000-45000

45000-80000

80000-120000

120000-180000

180000-240000

240000-300000

300000 et plus

ANNEXE 5

Questionnaire adressé aux vacanciers

1. IDENTIFICATION

Date (jour et mois)

Commune de l'enquête

Q1 Habitez-vous en France ou à l'étranger ?

- France
- Etranger

Q2 Origine géographique en France

Commune :

Département :

Q3 Nom du pays pour les étrangers

Q4 Mode de transport utilisé

Multiple 6 réponses possibles

- Train
- Voiture
- Moto
- Vélo
- Camping car
- Autobus

Q5 Etes-vous venu ici :

- Seul
- En famille
- Avec des amis
- Autre

Q6 Nombre de personnes dans le groupe

Q7 Où résidez-vous pendant ces vacances ?

Commune :

Q8 Mode d'hébergement

- Hôtel
- Location
- Résidence parents ou amis
- Tente
- Caravane
- village vacances
- auberge de jeunesse et autres

Q9 Durée du séjour (en jours)

Q10 S'agit-il de votre premier séjour dans la région ?

- Oui
- Non

Si oui passer à Q13

Q11 Combien de fois êtes-vous venu ?

Q12 A quelle période de l'année venez-vous ?

Multiple 3 réponses

En WE
 Pendant les vacances scolaires hors été

L'été

Q13 Avez-vous des attaches familiales dans la région ?

Oui
 Non

Q14 Pourquoi êtes-vous venu ici ?
Vous pouvez donner 3 réponses en les classant par ordre décroissant de préférence de 1 à 3.

Voir parents et amis

Climat

Calme

Paysage

Randonnée

Ambiance camping

Rechercher une maison

Découvrir la région / visiter

Montagne

Nature

Région proche du lieu d'habitation

Rivière (sports nautiques, pêche,...)

Vie pas trop chère

Q15 Pour vous, lequel des deux adjectifs correspond le mieux au paysage d'ici ?

Agricole
 Non agricole

Q16 Lequel des deux adjectifs correspond le mieux au paysage d'ici ?

Ouvert
 Fermé

Q17 Lequel des deux adjectifs correspond le mieux au paysage d'ici ?

Entretenu
 Sauvage

Q18 Citer trois éléments qui à vos yeux marquent le plus le paysage du Plateau

-

-

-

Q19 Lequel des deux paysages suivants aimez-vous trouver sur le Plateau ?

Photo 1
 Photo 2

Q20 Pourquoi la photo 1 ?

Multiple 4 réponses possibles

Couleurs variées
 Aspect sauvage
 Diversité des arbres
 Pas d'activité agricole

Q21 Pourquoi la photo 2 ?

Multiple 4 réponses possibles

Activité agricole
 Sol entretenu
 Près
 Pas de résineux

Q22 Lequel des deux paysages suivants aimez-vous trouver sur le Plateau ?

- Photo 3
- Photo 4

Q23 Pourquoi la photo 3 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Couleurs
- Feuillus
- Prés
- Pas de résineux

Q24 Pourquoi la photo 4 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Couleurs
- Résineux
- Pas de feuillus
- Aspect sauvage

Q25 Lequel des deux paysages suivants aimez-vous trouver sur le Plateau ?

- Photo 5
- Photo 6

Q26 Pourquoi la photo 5 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Couleurs
- Variété des arbres
- Aspect sauvage
- Genêts

Q27 Pourquoi la photo 6 ?

Multiple 4 réponses possibles

- Paysage entretenu
- Possibilité de se promener
- Pas de résineux
- Paysage ouvert

Q28 Avez-vous vu des landes pendant votre séjour ?

- Oui
- Non
- Ne sait pas

Q29 Les landes ont-elles une importance particulière ?

- Oui
- Non
- Ne sait pas

Q30 Avez-vous vu des tourbières pendant votre séjour ?

- Oui
- Non
- Ne sait pas

Q31 Les tourbières ont-elles une importance particulière ?

- Oui
- Non
- Ne sait pas

Q32 Pensez-vous que ces paysages ouverts (landes et tourbières) constituent un patrimoine à sauvegarder ?

- Oui
- Non

Q33 Pourquoi sauvegarder ce patrimoine ?

(du plus important au moins important)

- Beauté
- Biodiversité/écologie
- Paysage agricole

Promenade	<input type="checkbox"/>	Paysage entretenu	<input type="checkbox"/>
Soutien éco locale	<input type="checkbox"/>	Paysage agricole	<input type="checkbox"/>
Symbole	<input type="checkbox"/>	Paysage sauvage	<input type="checkbox"/>
Tourisme	<input type="checkbox"/>		

Je vais maintenant vous parler de l'évolution de ces paysages et de la politique de protection mise en œuvre ainsi que de son financement.

Présentation du projet :

Les paysages traditionnels rencontrés sur le plateau étaient à l'origine constitués de landes et de tourbières, pour l'essentiel. Ces deux éléments faisaient également l'objet d'une utilisation agricole. Les landes servaient de pâturages pour les brebis limousines, tandis que la tourbe était utilisée pour se chauffer.

Ces landes et tourbières, malgré leur caractère initialement naturel, dépendent de l'activité humaine. Mais, depuis un siècle environ, la baisse de la population sur cette zone a entraîné une diminution très importante de ces milieux. Ces paysages ne sont pas entretenus car ils ne présentent pas suffisamment d'intérêt d'un point de vue économique.

Les conséquences de cet abandon sont la « fermeture » du paysage liée à la progression de la friche et de la forêt. Des mesures financières, dites « mesures agri-environnementales » ont été mises en place pour inciter les agriculteurs à entretenir et maintenir ces paysages ouverts. Afin de compléter les mesures déjà existantes, sont mis en œuvre actuellement les CTE (Contrats Territoriaux d'Exploitation). Ils consistent à proposer des contrats aux agriculteurs qui s'engagent à effectuer des travaux suivant un cahier des charges précis.

Le coût de ces mesures est subventionné à la fois au niveau européen, national et régional. Il faut bien comprendre que plus on aura de CTE mis en œuvre, et plus les résultats au niveau du paysage seront importants.

Sur la zone du futur PNR Millevaches, la surface totale concernée est de 330301 ha.

En tant que vacancier, nous cherchons à savoir si vous vous sentez concernés par ces préoccupations

Q34 Connaissez-vous les CTE ?

- oui
- non

Q35 Que pensez-vous de cette politique d'entretien des paysages ?

- d'accord
- pas d'accord
- ne sait pas

Q36 Accordez-vous de la valeur au paysage ?

- Oui
- Non

On va maintenant essayer d'estimer ensemble la valeur que vous attachez à l'entretien du paysage. Comme vous le savez, les impôts et taxes diverses que vous payez, peuvent servir à financer ce

type d'opération. Une façon de déterminer cette valeur est de vous demander ce que vous seriez prêt à payer en plus pour sauvegarder ces paysages ouverts.

Q37 Connaissez-vous la taxe de séjour ?

- Oui
Non

Q38 Si non :

Accepteriez-vous de payer pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

- Oui
Non
Ne sait pas

Si oui, combien ?

Q39 Si oui :

Accepteriez-vous une augmentation de votre taxe de séjour pour financer la politique d'entretien des paysages ouverts du Plateau de Millevaches ?

- oui
non
ne sait pas

Si oui, combien ?

Q40 Si réponse négative, pourquoi ?

Multiple 3 réponses possibles

- répartition du budget communal en faveur du paysage
ce n'est pas à nous de payer
appliquer la loi existante

état du paysage satisfaisant

renovation des landes et des tourbières pas prioritaire

choix public

informer davantage pour dynamiser l'éco locale

vie trop chère

Q41 Sexe

homme
femme

Q42 Age

- 20
20-24
25-29
30-39
40-49
50-54
55-59
60-64
65-69
70 et plus

Q43 Niveau d'étude

- sans diplôme
certificat d'étude
CAP/BEP
BEPC
BAC
BAC+2+3
BAC+4+5
Doctorat

Q44 Profession :

- exploitants et salariés agricoles
patrons de l'industrie et du commerce

cadres sup et prof lib	<input type="checkbox"/>	20000-30000	<input type="checkbox"/>
cadres moyens	<input type="checkbox"/>	30000-450000	<input type="checkbox"/>
employés	<input type="checkbox"/>	45000-60000	<input type="checkbox"/>
ouvriers	<input type="checkbox"/>	60000-80000	<input type="checkbox"/>
personnel service	<input type="checkbox"/>	80000-100000	<input type="checkbox"/>
autres actifs	<input type="checkbox"/>	100000-120000	<input type="checkbox"/>
retraités	<input type="checkbox"/>	120000-180000	<input type="checkbox"/>
autres inactifs	<input type="checkbox"/>	180000-240000	<input type="checkbox"/>
		240000-300000	<input type="checkbox"/>
<u>Q45 Revenu familial annuel brut</u>		300000	<input type="checkbox"/>
-20000	<input type="checkbox"/>		

ANNEXE 6

Le consentement à payer moyen en fonction des différentes caractéristiques de l'échantillon : résultats descriptifs

L'observation du CAP empirique moyen en fonction des principales caractéristiques de l'échantillon permet de tirer les premiers enseignements relatifs au comportement des individus face au programme de protection proposé.

Nous organisons l'analyse du CAP moyen empirique en fonction de quatre points :

- influence du rapport au foncier sur le CAP moyen empirique
- influence des préférences paysagères sur le CAP moyen empirique
- influence des caractéristiques signalétiques sur le CAP moyen empirique

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction du statut de propriétaire foncier

Propriétaire foncier	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	29 (27,36%)	1480	51,03	109,49	11,18	90,88
non	77 (72,64%)	8580	111,42	208,77	64,79	158,05
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction de l'entretien effectif des terres

Entretien des terres	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	35 (33%)	3320	94,85	202,34	27,82	161,88
non	71 (67%)	6740	94,92	181,84	52,63	137,21
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction de leur connaissance du Plateau

Connaissance du Plateau	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	152 (83,51%)	16590	109,14	201,21	77,16	141,12
non	30 (16,49%)	420	14	32,31	2,44	25,56
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

Pour les résidents de la zone d'étude, la possession de terres de même que leur entretien ne semble pas avoir une influence quelconque sur le montant du CAP moyen. En revanche, pour les résidents du Limousin, la connaissance antérieure de l'histoire économique du Plateau conduit à un CAP moyen plus élevé.

CAP moyen des vacanciers en fonction des origines liées à la région

Attaches familiales	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	35 (29,66%)	6653	190,08	173,11	132,67	247,37
non	83 (70,33%)	13543	163,16	232,14	113,22	213,1
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction de l'origine géographique

Origine géographique	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance	
PNR	0	0	0	0	0	0
Départements limitrophes	3 (2,55%)	0	0	0	0	0
Autres départements	115 (97,45%)	20196	175,61	212,37	136,8	214,42
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction du pays d'origine

Origine	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
France	104 (88,13%)	18016	173,23	220,08	130,94	215,52
Etranger	14 (11,87%)	2180	155,71	161,15	71,3	240,12
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction du site d'hébergement

Site hébergement	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance	
en zone d'étude	100 (85%)	16322	163,22	214,98	121,08	205,36
hors zone d'étude	5 (4,23%)	631	126,2	95,31	42,66	209,74
itinérant	12 (10,17%)	2863	238,58	191,67	130,14	347,02
de passage	1 (1%)	80	80	0	0	0
Total	118	19896	152	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction du nombre de séjours

Premier séjour	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	59 (50%)	5978	101,32	169,46	126,22	212,7
non	59 (50%)	11032	186,98	256,04	121,65	252,31
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

Il est difficile de tirer un enseignement de la répartition du CAP moyen selon que la personne interrogée est française ou non dans la mesure où les étrangers sont sous-représentés dans le groupe des vacanciers.

Nous pouvons analyser le CAP moyen empirique en fonction de la connaissance qu'a le vacancier interrogé sur le site étudié. Cette connaissance du site est appréhendée à partir de trois variables : le lieu d'hébergement (étant entendu que l'hébergement sur le site permet d'accéder à plus d'information, notamment par l'observation des paysages), le fait d'être déjà venu ou non, et enfin l'existence d'attaches familiales locales. Au vu de ces trois critères, il apparaît que le niveau de connaissance du site a une incidence sur le CAP moyen. On observe ainsi que les vacanciers de passage ont un CAP moyen nettement moins élevé que celui des autres vacanciers. De même, le CAP moyen des vacanciers ayant déjà séjourné dans la région est plus élevé que celui de ceux qui la découvrent pour la première fois. Les vacanciers ayant des attaches familiales locales possèdent également un CAP moyen plus élevé.

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction de leurs préférences relatives au caractère agricole des paysages

Choix couple A	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 1	24 (22,64%)	1660	69	131,39	16,44	121,56
Photo 2	76 (71,69%)	6420	84	161,58	47,68	120,32
les deux	6 (5,66%)	1980	330	341,71	56,58	603,42
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction de leurs préférences relatives à la présence de résineux dans le paysage

Choix couple B	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 3	88 (83%)	7700	87,5	170,13	51,96	123,04
Photo 4	13 (12,26%)	1100	84,61	142,32	7,25	161,97
les deux	5 (4,71%)	1260	252	381,85	-82,7	586,7
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction de leurs préférences relatives au caractère entretenu des paysages

Choix couple C	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 5	43 (40,56%)	3460	80,46	140,92	38,34	122,58
Photo 6	55 (51,88%)	4560	82,9	180,48	35,21	130,59
les deux	8 (7,54%)	2040	255	324,92	29,85	480,15
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction de leurs préférences relatives au caractère agricole des paysages

Choix couple A	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 1	65 (35,71%)	7800	120	175,38	77,37	162,63
Photo 2	114 (62,63%)	9090	79,73	168,94	48,75	110,74
les deux	3 (1,65%)	120	40	56,56	-24	104
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction de leurs préférences relatives à la présence de résineux dans le paysage

Choix couple B	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 3	154 (84,61%)	13530	87,85	122,56	68,5	107,2
Photo 4	27 (14,83%)	3480	128,88	240	38,36	219,4
les deux	1 (0,54%)	0	0	0	0	0
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction de leurs préférences relatives au caractère entretenu des paysages

Choix couple C	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 5	107 (58,79%)	11050	103,27	204,94	64,44	142,1
Photo 6	72 (39,56%)	5840	81,11	161,45	43,82	118,4
les deux	3 (1,65%)	120	40	56,56	-24	104
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des vacanciers en fonction de leurs préférences relatives au caractère agricole des paysages

Choix couple A	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 1	23 (19,49%)	4321	187,86	117	140,05	235,67
Photo 2	84 (71,18%)	13486	160,54	212,52	115,1	205,98
les deux	11 (9,32%)	2389	217,18	183,25	108,89	325,47
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction de leurs préférences relatives à la présence de résineux dans le paysage

Choix couple B	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 3	81 (68,64%)	14472	178,66	220,35	130,68	226,64
Photo 4	33 (27,96%)	4822	146,12	176,5	85,9	206,34
les deux	4 (3,39%)	902	225,5	153,23	75,34	375,66
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

**CAP moyen des vacanciers en fonction de leurs préférences relatives au caractère
entretenu des paysages**

Choix couple C	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
Photo 5	83 (70,33%)	13378	161,18	225,25	112,73	209,63
Photo 6	24 (20,33%)	3759	156,62	177,89	85,45	227,79
les deux	11 (9,32%)	3059	278,09	166,5	179,7	376,48
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

L'analyse du CAP moyen en fonction des préférences paysagères que nous avons réalisée à partir de trois séries de photographies ne met pas en évidence de critère de différenciation pour les résidents de la zone d'étude. En revanche, pour les résidents du Limousin hors zone d'étude comme pour les vacanciers, les préférences paysagères influencent le CAP moyen. Celui-ci est significativement différent selon le type de paysage choisi. Ainsi, ceux des résidents du Limousin qui ont préféré un paysage agricole ont un CAP moyen plus élevé. En revanche, et paradoxalement, le CAP moyen est plus élevé chez les résidents du Limousin qui ont préféré la présence de résineux et l'aspect sauvage du paysage (mais qui rappelle néanmoins la trace de l'homme). Ce paradoxe ne se retrouve pas chez les vacanciers. Le CAP moyen est plus élevé chez ceux ayant préféré le caractère agricole, mais également l'absence de résineux et enfin, le caractère entretenu du paysage. Leur comportement va donc dans le sens de nos hypothèses.

CAP moyen des vacanciers en fonction de l'identification de landes

a vu des landes	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	58 (49%)	10870	187,41	191,45	138,14	236,68
non	60 (51%)	9326	155,43	233,2	96,43	214,43
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction de l'identification de tourbières

a vu des tourbières	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	59 (50%)	10093	171,06	183,56	124,23	217,89
non	59 (50%)	10103	171,23	241,17	109,7	232,76
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction de l'importance accordée aux landes

Importance landes	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	52 (44%)	8868	170,53	203,06	115,34	225,72
non	66 (56%)	11328	171,63	222,78	117,89	225,37
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des vacanciers en fonction de l'importance accordée aux tourbières

Importance tourbières	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
oui	58 (49%)	10989	189,46	212,45	134,79	244,13
non	60 (51%)	9207	153,45	214,63	99,15	207,75
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

Nous n'observons pas de différence significative entre le CAP moyen des vacanciers ayant déjà vu des landes et/ou des tourbières et celui des vacanciers n'en ayant jamais vu. De plus, contrairement à ce que l'on pourrait penser, l'importance accordée aux landes et/ou aux tourbières ne semble pas avoir d'influence sur le CAP moyen.

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction du sexe de la personne interrogée

Sexe de la personne interrogée	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
homme	77 (72,64%)	8280	107,53	177,94	67,79	147,27
femme	29 (27,35%)	1780	61,37	131,5	13,51	109,23
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction du sexe de la personne interrogée

Sexe de la personne interrogée	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
homme	117 (64,28%)	11310	96,66	204,14	59,67	133,65
femme	65 (35,71%)	5700	87,69	153,58	50,36	125,02
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des vacanciers en fonction du sexe de la personne interrogée

Sexe de la personne interrogée	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
homme	58 (49,15%)	9087	156,67	176,28	111,31	202,03
femme	60 (50,84%)	11109	185,15	241,69	124	246,3
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

Il est surprenant de constater la disparité des tendances entre les trois sous-populations enquêtées concernant l'influence du sexe de la personne interrogée sur le CAP. Pour le groupe des résidents de la zone d'étude, les hommes ont un CAP moyen nettement supérieur à celui des femmes. Pour les résidents du Limousin hors zone d'étude, le sexe de la personne interrogée n'est pas un facteur de différenciation du CAP moyen, même s'il est légèrement supérieur pour les hommes. En revanche, pour le groupe des vacanciers, on observe la tendance inverse.

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction de l'âge

Classe d'âge	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P =0,05	
-20	1 (0,94%)	0	0	0	0	0
20-24	1 (0,94%)	60	60	0	0	0
25-29	0 (0%)	0	0	0	0	0
30-39	16 (15,09%)	920	57,5	132,28	-7,31	122,31
40-49	26 (24,53%)	2280	87,69	135,68	35,54	139,84
50-54	12 (11,32%)	700	58,33	85,73	9,83	106,83
55-59	10 (9,43%)	2180	218	311,05	25,21	410,79
60-64	12 (11,32%)	1340	11,66	148,65	-72,44	95,76
65-69	11 (10,37%)	380	34,54	74,87	-9,7	78,78
70 ans et plus	17 (16,03%)	2320	136,47	268,87	8,66	264,28
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction de l'âge

Classe d'âge	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P =0,05	
-20	1 (0,55%)	150	150	0	0	0
20-24	3 (1,65%)	600	200	216,02	-44,44	444,44
25-29	9 (5%)	560	62,22	92,94	1,5	122,94
30-39	36 (19,78%)	5750	159,72	293,09	63,98	255,46
40-49	43 (23,62%)	3270	76,04	138,85	34,54	117,54
50-54	26 (14,28%)	2540	97,69	160,41	36,03	159,35
55-59	13 (7,14%)	1580	121,53	261,05	-20,37	263,43
60-64	12 (6,59%)	340	28,33	49,3	0,44	56,22
65-69	12 (6,59%)	520	43,33	87,49	-6,17	92,83
70 ans et plus	27 (14,83%)	1700	62,96	87,49	29,96	95,96
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des vacanciers en fonction de l'âge

Classe d'âge	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P =0,05	
-20	6 (5,08%)	1144	190,66	168,64	55,72	325,6
20-24	0 (0%)	0	0	0	0	0
25-29	9 (8%)	1700	188,88	153,18	88,81	288,95
30-39	9 (7,62%)	1826	202,88	250,22	39,41	366,35
40-49	54 (45,76%)	9133	169,12	189,89	118,48	219,76
50-54	0 (0%)	0	0	0	0	0
55-59	33 (27,96%)	3714	112,54	135,54	66,3	158,78
60-64	0 (0%)	0	0	0	0	0
65-69	7 (5,93%)	1539	219,85	493,56	-145,78	585,48
70 ans et plus	0 (0%)	0	0	0	0	0
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

La distribution du CAP moyen en fonction de l'âge ne met pas de liens explicatifs en évidence. Pour les trois sous-populations interrogées, l'âge ne semble pas être un déterminant du CAP moyen.

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction du niveau d'étude

Niveau d'étude	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
sans diplôme	0 (0%)	0	0	0	0	0
certificat d'étude	8 (6,78%)	304	38	68,5	-9,46	85,46
CAP / BEP	18 (15,25%)	1811	100,61	122,97	43,81	157,41
BEPC	12 (10,17%)	1471	122,58	153,51	35,73	209,43
BAC	29 (24,57%)	6382	220,06	321,53	95,18	329,22
BAC + 2 + 3	33 (27,96%)	6917	209,6	170,32	151,49	267,71
BAC + 4 + 5	17 (14,40%)	3220	247,69	172,78	165,56	329,82
Plus	1 (0,84%)	91	91	0	0	0
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction du niveau d'étude

Niveau d'étude	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
sans diplôme	3 (1,64%)	0	0	0	0	0
certificat d'étude	18 (9,89%)	960	53,33	63,24	24,12	82,54
CAP / BEP	34 (18,68%)	1880	55,29	188,18	-7,96	118,54
BEPC	20 (10,99%)	580	29	65,26	0,4	57,6
BAC	37 (20,33%)	5950	160,81	273,8	72,59	249,03
BAC + 2 + 3	31 (17,03%)	3800	122,58	180,85	58,92	186,24
BAC + 4 + 5	23 (12,63%)	1860	80,86	140,37	23,5	138,22
Plus	16 (8,79%)	1980	123,75	160,03	45,34	202,16
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des vacanciers en fonction du niveau d'étude

Niveau d'étude	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
sans diplôme	6 (5,66%)	780	130	171,56	-7,27	267,27
certificat d'étude	11 (10,37%)	340	30,9	43,78	5,03	56,77
CAP / BEP	22 (20,75%)	380	17,27	48,35	-2,93	37,47
BEPC	18 (16,98%)	1180	65,55	128,54	6,17	124,93
BAC	20 (18,86%)	2180	109	158,3	39,63	178,37
BAC + 2 + 3	14 (13,20%)	4240	302,85	341,91	123,75	481,95
BAC + 4 + 5	11 (10,37%)	760	69,09	148,04	-18,39	156,57
Plus	4 (3,77%)	200	50	86,6	-36,86	134,86
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction de la CSP

CSP	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
exploitants et salariés agricoles	14 (13,20%)	1000	71,4	138,09	-0,93	143,73
Patrons de l'industrie et du commerce	5 (5,30%)	1020	204	254,77	182,29	225,71
cadres sup et prof lib	6 (5,66%)	400	66,66	94,28	-8,78	142,1
cadres moyens	9 (8,49%)	1100	122,22	156,56	19,94	224,5
employés	18 (16,98%)	920	51,11	75,1	40,41	109,79
ouvriers	6 (5,66%)	180	30	45,82	-6,66	66,66
personnel service	1 (0,94%)	0	0	0	0	0
autres actifs	4 (3,77%)	1200	300	392,42	-84,57	684,57
retraités	40 (37,73%)	4140	103,5	210,75	38,19	168,81
autres inactifs	3 (2,83%)	0	0	0	0	0
Total	106	10060	94,9	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction de la CSP

CSP	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
exploitants et salariés agricoles	4 (2,19%)	60	15	25,98	-10,46	40,46
Patrons de l'industrie et du commerce	4 (2,19%)	180	45	49,74	-3,74	93,74
cadres sup et prof lib	24 (13,18%)	3830	159,58	240,66	63,3	255,86
cadres moyens	18 (9,89%)	2160	120	188,74	32,81	207,19
employés	37 (20,32%)	4220	114,05	230,17	39,89	188,21
ouvriers	17 (9,34%)	1730	101,76	216	-0,92	204,44
personnel service	1 (0,55%)	0	0	0	0	0
autres actifs	20 (10,99%)	1870	93,5	159,5	23,6	163,4
retraités	53 (29,12%)	2760	52,07	88,87	28,15	75,99
autres inactifs	4 (2,19%)	200	50	86,6	-34,87	134,87
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des vacanciers en fonction de la CSP

CSP	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
exploitants et salariés agricoles	3 (2,54%)	270	90	63,64	17,99	162,01
Patrons de l'industrie et du commerce	2 (1,69%)	513	256,5	28,5	239,66	273,34
cadres sup et prof lib	11 (9,32%)	2248	204,36	191,02	91,48	317,24
cadres moyens	30 (25,42%)	6930	231	208,93	156,24	305,76
employés	35 (29,66%)	5699	162,82	185,24	101,45	224,19
ouvriers	3 (2,54%)	456	152	107,48	30,38	273,62
personnel service	2 (1,69%)	342	171	171	-65,99	407,99
autres actifs	8 (6,78%)	336	42	73,92	-9,22	93,22
retraités	16 (13,56%)	2165	135,31	339,33	-30,96	301,58
autres inactifs	9 (7,62%)	1237	137,44	147,65	40,98	233,9
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

CAP moyen des résidents de la zone d'étude en fonction du niveau de revenu

Revenu	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
-20000	4 (3,77%)	100	25	43,3	-17,43	67,43
20000-30000	0 (0%)	0	0	0	0	0
30000-45000	10 (9,43%)	700	70	152,38	-24,4	164,44
45000-60000	9 (8,49%)	120	13,33	24,03	-2,37	29,03
60000-80000	0 (0%)	0	0	0	0	0
80000-100000	21 (19,81%)	1460	69,52	145,48	7,3	131,74
100000-120000	0 (0%)	0	0	0	0	0
120000-180000	17 (16,03%)	1660	97,64	138,72	31,7	163,58
180000-240000	14 (13,20%)	2240	160	273,39	16,79	303,21
240000-300000	12 (11,32%)	2220	185	287,18	22,52	347,48
300000	9 (8%)	1200	133,33	205,48	-0,91	267,57
non déclaré	10 (9,43%)	360	36	48	6,25	65,75
Total	106	10060	94,6	188,76	58,97	130,83

CAP moyen des résidents du Limousin en fonction du niveau de revenu

Revenu	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
-20000	0 (0%)	0	0	0	0	0
20000-30000	8 (4,39%)	320	40	65,57	-5,43	85,43
30000-45000	12 (6,59%)	780	65	85,71	16,51	113,49
45000-60000	0 (0%)	0	0	0	0	0
60000-80000	14 (7,69%)	930	66,42	83,54	22,66	110,18
80000-100000	29 (15,93%)	2130	73,44	188,79	4,73	142,15
100000-120000	0 (0%)	0	0	0	0	0
120000-180000	42 (23,07%)	3400	80,95	196,83	21,43	140,47
180000-240000	28 (15,38%)	3290	117,5	220,38	35,88	199,12
240000-300000	9 (4,94%)	1980	220	215,61	79,14	360,86
300000	23 (13%)	3840	66,85	256,91	-38,14	171,84
non déclaré	17 (9,34%)	340	20	43,38	-0,62	40,62
Total	182	17010	93,46	187,7	66,2	120,72

CAP moyen des vacanciers en fonction du niveau de revenu

Revenu	Réponses	Somme	CAP moyen	Ecart-type	Intervalle de confiance P = 0,05	
-20000	0 (0%)	0	0	0	0	0
20000-30000	0 (0%)	0	0	0	0	0
30000-45000	2 (1,69%)	0	0	0	0	0
45000-60000	0 (0%)	0	0	0	0	0
60000-80000	3 (2,54%)	266	88,66	78,08	0,31	177,01
80000-100000	16 (13,56%)	2628	164,25	341,1	-2,89	331,38
100000-120000	0 (0%)	0	0	0	0	0
120000-180000	24 (20,34%)	2484	103,5	140,29	47,38	159,62
180000-240000	27 (22,88%)	5690	210,74	199,55	135,47	286,01
240000-300000	18 (15,25%)	3610	200,55	221,68	98,14	302,96
300000	23 (19%)	4663	156,95	179,7	83,51	230,39
non déclaré	5 (4,23%)	855	171	169,08	22,8	319,2
Total	118	20196	171,15	214,4	132,47	209,83

L'examen du CAP moyen en fonction des différentes classes de revenu ne laisse pas apparaître de rapport de causalité entre niveau de revenu du ménage et CAP moyen. Cette observation est valable pour les trois sous-population.

Afin de s'assurer du respect de la contrainte budgétaire dans la formulation des CAP, nous avons procédé au calcul du ratio CAP_i / revenu . Aucune valeur aberrante du CAP n'a été trouvée, même si la fourchette des CAP est relativement grande. Le ratio le plus élevé est de 2,8%, ce qui est bien en deçà du plafond recommandé par Kemp et Maxwell (1992)¹. Le niveau bas de ce ratio laisse penser que le revenu du ménage n'a pas servi de référent pour l'élaboration des CAP individuels. Nous pensons que seul le niveau initial de la taxe utilisée comme véhicule de paiement a servi à la formulation.

¹ RUDLOFF M.A. (1997), *La construction d'un marché contingent. Une application à la qualité de l'eau*, Sciences Economiques, Montpellier, Université Montpellier I, 295 p.

BIBLIOGRAPHIE

ADELMAN I., GRILICHES Z. (1961), "On an index of quality change", Journal of the American Statistical Association, 56, pp. 531-548.

AJZEN I., DRIVER B.L. (1992), "Contingent value measurement : on the nature and meaning of willingness to pay", Journal of Consumer Psychology, 1(4) : pp. 297-316.

ALDRED J., JACOBS M. (1997), *Citizens and wetlands : what priority, if any, should be given to the creation of wetlands in the Fens ? Report of the Ely citizen's jury*, CESC Lancaster University, Lancaster.

ALDRED J. (1998), "Existence value, moral commitments and in-kind valuation", in FOSTER J. (ed), *Valuing Nature ?*, Routledge, pp. 155-169.

ALONSO W. (1964), *Location and Land Use*, Cambridge, Mass, Harvard University Press.

ALLARD F. (1995), *Valeur sociale des paysages de bocage : Application de l'approche contingente à la reconstitution des haies du Cotentin*, Mémoire de DEA Modélisation micro-économique et applications, Option : Economie des Ressources et de l'Environnement, Faculté de Sciences Economiques de Rennes I.

ALPHANDERY P. et al. (1995), *Agriculture, protection de l'environnement et recomposition des systèmes ruraux : les enjeux de l'article 19*, Rapport final PIREN-CNRS.

ALPHANDERY P. et BILLAUD J.-P. (1996), "Cultiver la nature", Etudes Rurales, n°141-142.

ALT J. and SHEPSLE K. (1990), *Perspectives on political economy*, Cambridge University Press.

AMBROISE R., CABANEL J. et DIANA O. (1993), "Quelques réflexions à propos de la réforme de la PAC et des propositions prises par le Ministère de l'Environnement", Bulletin Technique d'Information, numéro spécial "Economie du Paysage et Agriculture", janvier-février / mars-avril, 11-12 nouvelle série, pp. 55-58.

AMBROISE R. (1996), "Agriculture et Paysage, Quel projet ? L'expérience des Plans de Développement Durable", *Compte Rendu de l'Académie d'Agriculture Française*, 82, n°4, pp. 71-78.

AMBROISE R., BARNAUD M., MANCHON O., VEDEL G. (1998), "Bilan de l'expérience des plans de développement durable du point de vue de la relation agriculture-environnement", Le Courrier de l'Environnement de l'INRA, n°34, juillet 1998, pp. 5-20.

AMIGUES J.P., DESAIGUES B. et al. (1996), "L'évaluation contingente : controverses et perspectives", Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales, n°39-40, pp. 123-150.

ANGEL M. (1998), *La nature a-t-elle un prix ?*, Les Presses de l'Ecole des Mines, Paris.

ARROW K. J. (1976), *Les limites de l'organisation*, Presses Universitaires de France.

ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P.R., LEAMER E.E., RADNER R., SCHUMAN H. (1993), "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation", Federal Register, 58, n°10, Janvier, pp. 4602-4614.

AURAY J-P, BAILLY A., DERYCKE P-H, HURIOT J-M (1994), *Encyclopédie d'Economie spatiale, concepts-comportements-organisations*, Economica, Paris.

AUSSILLOUX V., HEL-THELIER S., MARTINEZ E. (2002), "Une hiérarchisation des biens collectifs globaux fondée sur le concept de développement durable", Revue Française d'Economie, n°3/vol XVII, pp. 129-169.

BAILLY A., BEGUIN H. (1993), *Introduction à la Géographie Humaine*, Collection Géographie, 4ème édition, Masson, Paris, p. 106.

BARDE J.-P., PEARCE D.W. (1991), *Valuing the environment : six case studies*, Earthcan Publications Limited.

BARDE J.P. (1992), *Economie et Politique de l'Environnement*, Presses Universitaires de France.

BARON D. P. (1985), "Regulation of prices and pollution under incomplete information", Journal of Public Economics, 28, pp. 211-231.

BARRAQUE B., THEYS J. (1998), *Les politiques de l'environnement. Evaluation de la première génération : 1971-1995*, Editions Recherches.

BARRUE-PASTOR M. (1995), "Recomposition des procédures et émergence de politiques agri-environnementales", in ALPHANDERY P. et al. (eds.), *Agriculture, protection de l'environnement et recomposition des systèmes ruraux : les enjeux de l'article 19*, Rapport final PIREN-CNRS, pp. 195-220.

BATEMAN I.J., LANGFORD I.M., TURNER R.K., WILLIS K.G., GARROD G.D. (1995), "Elicitation and truncation effects in contingent valuation studies", Ecological Economics, 12, pp. 161-179.

BATEMAN I. J., WILLIS K. G. (2001), *Valuing environmental preferences*, Oxford University Press.

BATIE S. S. (1984), "Alternative views of property rights : implications for agricultural use of natural resources", American Journal of Agricultural Resources, 66, pp. 814 – 818.

BATOR F. M. (1958), "Anatomy of Market Failure", Quarterly Journal of Economics, 72, pp. 351-379.

BAUMAIS O. et CHIROLEU-ASSOULINE M. (2001), *Economie de l'environnement*, Amphi Economie, Bréal, Paris.

BAUMOL W. J. (1972), "On taxation and the control of the externalities", American Economic Review, 62 (3), june, pp. 307-322.

BAUMOL W. J., OATES W. E. (1988), *The theory of environmental policy*, Cambridge, Cambridge University Press.

BEASLEY S.D., WORKMAN W.G. et WILLIAMS N.A. (1986), "Non-Market Valuation of Open Space and Other Amenities Associated with retention of Lands in Agricultural Use", Bulletin 71, Agricultural and Forestry Experiment Station, School of Agriculture and Land Resources Management, University of Alaska-Faibanks.

BENARD J. (1985), *Economie Publique*, Paris, Economica.

BENKO G. (1998), *La Science Régionale*, PUF, Paris.

BERGSTROM J.C., DILLMAN B.L. et STOLL J.R. (1985), "Public Environmental Amenity benefits of Private Land : the Case of Prime Agricultural land", Southern Journal of Agricultural Economics, vol 17, n°1, juillet, pp. 139-149.

BERTHELOT P., CHATELLIER V. et al (1997), *L'impact des mesures agri-environnementales sur le revenu des exploitations agricoles françaises. Les mesures agri-environnementales : premiers bilans des expériences européennes* (Colloque SFER), Paris, Société Française d'Economie Rurale.

BERTIER P., DE MONTGOLFIER J., NATALI J.M., JOFFRE L.M. (1982), *Comptes du patrimoine naturel végétal méditerranéen, Application à la Corse*, Rapport final CIPN, 48 p.

BEURET J.E., SAIKA Y. (1999), *Cultiver les aménités rurales, une perspective de développement économique*, OCDE, Paris, 122 p.

BEYNEL C. (1998), *Forêt et Société de la Montagne Limousine*, PULIM, Limoges.

BEIERLE T. (1998), *Public Participation in Environmental Decisions : An Evaluation Framework Using Socials Goals*, Discussion Paper, Resources for the Future.

BINKLEY C.S., HANEMANN W.M. (1978), *The Recreation Benefits of Water Quality Improvement : Analysis of Day Trips in a Urban Setting*", report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C..

BISHOP R.C., HEBERLEIN T.A. (1979), "Measuring values of extramarket goods : are indirect measures biased ?", American Journal of Agricultural Economics, 61, pp. 926-930.

BLAMEY R., COMMON M. et al. (1995), "Respondents to contingent valuation surveys : consumers or citizens ?", Australian Journal of Agricultural Economics, 39(3), pp. 263-288.

BLAMEY R.K. (1996), *Citizens, consumers and contingent valuation : clarification and the expression of citizen values and issue-opinion*, Forestry, Economics and the Environment, Wallingford, CAB International, pp. 103-133.

BOCKSTAEL N.E., McCONNEL K.E. (1980), "Calculating Equivalent and compensating variation for Natural Resource Facilities", Lands Economics, vol. 56, n°1, pp. 487-490.

BOHM P., RUSSEL C. S. (1985), "Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments", in KNEESE A. V., SWEENEY J. L. (eds), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, Vol. I, Amsterdam, North Holland.

BOISSON J.M. (1970), *Essai critique sur l'intégration des effets externes dans le calcul économique individuel*, Sciences Economiques, Paris, Université de Paris, p. 371.

BOISSON J. M., PUECH D. (1995), "Eau-ressource Eau-milieu. Une interdépendance croissante impliquant une évolution des modalités de gestion", in PUECH D., BOISSON J. M., COULOMB S., INGLES J., PILLET B., *Eau-ressource et eau-milieu : vers une gestion durable*, Les Cahiers de l'Economie Méridionale, Collection Rapports d'Etude, n°1, pp. 5-47.

BONNIEUX F. (1998), "Principes et mise en oeuvre de la méthode d'évaluation contingente", Economie Publique, Etudes et Recherches, Revue semestrielle de l'IDEP, 1, pp. 47-90.

BONNIEUX F., DESAIGUES B., VERMERSH D. (1992), "France", Chap. 2, in NAVRUD S., *Pricing the European Environment*, Scandinavian University Press, pp. 45-64.

BONNIEUX F. and P. Le GOFFE (1997), "Valuing the Benefits of Landscape Restoration : a Case Study of the Cotentin in Lower-Normandy, France", *Journal of Environmental Management*, 50, pp. 321-333.

BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), *Economie et politiques de l'environnement*, Précis Sciences Economiques, Dalloz, Paris.

BONNIEUX F., RAINELLI P. (1991), *Catastrophe écologique et dommages économiques*, INRA, Economica, Paris.

BONNIEUX F. et RAINELLI P. (1994), "Les mesures agri-environnementales et le recours à l'évaluation contingente", Actes et Communications, « Réformer la Politique Agricole Commune », INRA ESR, n°12, pp. 247-261.

BONNIEUX F., RAINELLI P. et VERMERSH D. (1995), *The provision of environmental goods by agriculture*, The European Association of Environmental and Resource Economists, VIth annual conference EAERE, Umea, Suède, juin.

BONNIEUX F., RAINELLI P. (1999), "Contingent valuation methodology and the EU institutional framework" in BATEMAN I.J., WILLIS K.G. (eds), *Valuing environmental preferences*, Oxford University Press, pp. 585-612.

BONNIEUX F., RAINELLI P. (2000), "Aménités agricoles et tourisme rural", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, n°5, pp. 803-820.

BONTEMS P. (1995), *Contrôle de pollution en présence d'asymétries d'information*, Thèse pour le Doctorat en Sciences Economiques, Université de Paris X-Nanterre.

BOURGEOIS K. (2001), *Projet de cahier des charges pour l'évaluation intermédiaire du contrat territorial d'exploitation en Limousin*, Mémoire, Diplôme d'Agronomie Approfondie, ENSA, Rennes.

BOWES M.D. and J.V. KRUTILLA (1989), *Multiple-use management : the economics of public forestlands*, Whashington, Resources for the Future.

BOYER R., CHAVANCE B., GODARD O. (1991), *Les figures de l'irréversibilité en économie*, Editions de l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris.

BRAMS S. (1973), *Game Theory and Politics*, New York (E-U), MacMillan.

BRADEN J.B. et C.D. KOLSTAD (1991), *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Science Publishers B.V. North Holland.

BROMLEY D. W., HODGE I. (1990), "Private property rights and presumptive policy entitlements : reconsidering the premises of rural policy", European Review of Agricultural Economics, 17, pp. 197- 214.

BROMLEY D.W. (1991), *Environment and economy : property rights and public policy*, Oxford, Basil Blackwell.

BROMLEY D.W. (1995), *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell Handbooks in Economics.

BROOKSHIRE D., IVES B. et SCHULZE W. (1976), "The valuation of aesthetic preferences", Journal of Environmental Economics and Management, 3, pp. 325-346.

BROOKSHIRE D.S., D'ARGE C., SCHULZE W.D. and THAYER M.A. (1981), "Experiments in Valuing Public Goods", in SMITH V.K. (ed), *Advances in Applied Microeconomics*, Greenwich, Connecticut, JAI Press.

BROOKSHIRE D.S., D'ARGE C., SCHULZE W.D. and THAYER M.A. (1982), "Valuing Public Goods : A Comparison of Survey and Hedonic Approaches", The American Economic Review, Vol. 72, n°1, pp. 165-177.

BROOKSHIRE D.S. and CROCKER T.D. (1981), "The Advantages of the Contingent Valuation Methods for Benefit-Cost Analysis", Public Choice, vol. 36, pp. 235-242.

BROMLEY D.W. and I. HODGE (1990), "Private property rights and presumptive policy entitlements : reconsidering the premises of rural policy", European Review of Agricultural Economics, 17, pp. 197-214.

BROUSSEAU E. (1993), "Les théories des contrats : une revue", Revue d'Economie Politique, 103 (1), janvier – février, pp 2–82.

BROUWER R., POWE N., TURNER R.K., BATEMAN I.J., LANGFORD I.H. (1999), "Public attitudes to contingent valuation and public consultation", Environmental Values, 8, pp. 325-347.

BROWN-WEISS E. (1993), *Justice pour les générations futures*, Unu Press/Sang de la Terre.

BROWN T.C., CHAMP P.A. et al. (1996), "Which response format reveals the truth about donations to a public good ?", Land Economics, 72 (2), pp. 152-166.

BUCHANAN J.M. and G. TULLOCK (1962), *The calculus of consent, Logical foundations of constitutional democracy*, University of Michigan.

BUREAU D. et J.C. BUREAU (1999), *Agriculture et négociations commerciales*, Conseil d'Analyse Economique, La Documentation Française, Paris.

CABANEL J. (1995), *Paysage, Paysages*, ouvrage publié avec le soutien du Ministère de l'Environnement, Jean-Pierre de Monza éditions.

CALABRESI G. (1966), "Transaction cost, resource allocation, and liability rules", The Journal of Law and Economics.

CALLATAY de E. (1991), "L'Economie du non-marchand dans une économie de marché", Reflets et Perspectives de la Vie Economique, Wezembeck, Belgique, repris dans Problèmes Economiques, n°2291, 16 septembre, pp. 24-28.

CANDAU J. (1999), "Usage du concept d'espace public pour une lecture critique des processus de concertation", Economie Rurale, n°252, juillet-août, pp. 9-15.

CANTILLON R. (1755), *Essai sur la Nature du Commerce en général*, édition 1997, Institut National d'Etudes Démographiques, Paris.

CARSON R.T., MITCHELL R.C. (1995), "Sequencing and nesting in contingent valuation surveys", Journal of Environmental Economics and Management, 28, pp. 155-173.

CARSON R.T., FLORES N., MARTIN K., WRIGHT J. (1996), "Contingent valuation and revealed preference methodologies : comparing estimates for quasi-public goods", Land Economics, 72 (1), pp. 80-99.

CARSON R.T., FLORES N., MEADE N.F. (2001), "Contingent Valuation : Controversies and Evidence", Environmental and Resource Economics, 19, pp. 173-210.

CATIN M. (1985), *Effets externes, marché et systèmes de décision collective*, Paris, Cujas.

CAULKINS P.P., BISHOP R.C. et Sr. BOUWES N.W. (1986), "The Travel Cost Model for Lake Recreation : A Comparison of Two Methods Incorporating Site Quality and Substitution Effects", American Journal of Agricultural Economics, vol. 68, n°2, pp. 291-297.

CENTI J.-P. (1987), "Quel critère d'efficience pour l'analyse économique du droit ?", Revue de la recherche juridique, Droit prospectif, 2, Presses universitaires d'Aix Marseille, p. 455-476.

CES (1998), "Croissance et environnement", Avis et rapports du Conseil Economique et Social (17), 174 p.

CHAMBRE d'AGRICULTURE Corrèze, Creuse, Haute-Vienne (1998), *Diagnostic de Territoire du futur PNR Millevaches en Limousin, Volet Agriculture*, Conseil de Valorisation de Millevaches en Limousin.

- CHAMP P.A., BISHOP R.C., BROWN T.C., McCOLLUM D.W. (1997), "Using donation mechanisms to value nonuse benefits from public goods", Journal of Environmental Economics and Management, 33, pp. 151-162.
- CHEROT J.-Y. (1987), "Trois thèses de l'analyse économique du droit. Quelques usages de l'approche économique des règles juridiques", Revue de la recherche juridique, Droit prospectif, 2, Presses Universitaires d'Aix Marseille, p. 443-453.
- CHISHOLM M. (1968), *Rural Settlement and Land Use. An Essay in Location*, revised edition, London, Hutchinson University Library (First published, 1962).
- CHIVA I. (1995), "Patrimoine culturel, naturel et aménagement du territoire rural", in *Patrimoine culturel, patrimoine naturel*, Ecole Nationale du Patrimoine, colloque des 12 et 13 décembre 1994, Paris, La Documentation Française, p. 108-117.
- CIRIACY-WANTRUP S. V., BISHOP R. C. (1975), "Common property as a concept in natural resources policy", Natural Resources Journal, 15, pp. 713-727.
- CLARK J., BURGESS J., HARRISON C.M. (2000), "I struggled with this money business : respondents perspectives on contingent valuation", Ecological Economics, 33, pp. 45-62.
- CLAWSON M., KNETSCH J. (1966), *Economics of outdoor recreation*, Baltimore, The Johns Hopkins Press.
- CNASEA (1998), *Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France – éléments de bilan (1993-97)*, mai 1998.
- CNASEA (2002), *Rapport d'activité 2001*, juin 2002.
- COASE R.H. (1937), "The nature of the firm", Economica, 4, pp. 386-405.
- COASE R.H. (1988), *The firm, the market, the law*, New York, The University of Chicago Press.
- COASE R.H. (1992), "Le problème du coût social", Revue Française d'Economie, Vol. VII, n°4, pp. 153-193, traduction française de l'article de 1960 « The problem of social cost », Journal of Law and Economics, 1, pp. 1-44.
- COHEN DE LARA M., DRON D. (1997), *Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques*, La Documentation française, Paris.
- COHENDET P., LLERENA P. (1989), *Flexibilité, information et décision*, Paris, Economica.
- COLSON F., STENGER-LETHEUX A. (1995), "Evaluation monétaire des avantages environnementaux de l'agriculture. Une analyse coût-bénéfice appliquée à la gestion des espaces et des paysages agricoles dans le cadre de la nouvelle PAC", Nantes, INRA.
- COLSON F., STENGER-LETHEUX A. (1996), "Evaluation contingente et paysages agricoles. Application au bocage de Loire-Atlantique", Cahiers d'économie et sociologie rurales, n°39-40, 2^{ème} et 3^{ème} trimestres, pp. 151-177.

- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES (1998), *Evaluation des programmes agri-environnementaux*, Document de travail de la Commission – DG VI, Etat d'Application du Règlement (CEE) N° 2078/92.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES (2002), *Révision à mi-parcours de la politique agricole commune*, Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen, Bruxelles.
- CONSTANTIN F. (2002), *Les biens publics mondiaux, Un mythe légitimateur pour l'action collective ?*, L'Harmattan, Paris.
- CONYBEARE J. A. C. (1984), "Public Goods, Prisoner's Dilemmas and the International Political Economy", *International Studies Quarterly*, 28, pp. 5-22.
- COOTER R.D. (1987), *Coase theorem*, in *The New Palgrave, a dictionary of economics*, MacMillan.
- CORNES R. and T. SANDLER (1996), *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*, 2^{ème} édition, Cambridge : Cambridge University Press.
- COSTANZA R. (1991), *Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York.
- COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M. (1998), *Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France au titre du règlement européen 2078/92, éléments de bilan*, CNASEA sur la base de calcul du RICA-1995.
- COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M. (1999), "Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France", *Economie Rurale*, n°249, janvier-février, pp. 6-10.
- CRIDEAU (2002), *Etude d'impact sur le projet de loi autorisant la ratification de la Convention européenne du paysage*, Centre International de Droit Comparé de l'Environnement, CNRS-INRA, Université de Limoges.
- CROPPER M.L. and OATES W.E. (1992), "Environmental Economics : A Survey", *Journal of Economic Literature*, juin, pp.675-740.
- CROZET Y. (1997), *Analyse économique de l'Etat*, Armand Colin, Paris.
- CUMMINGS R.G., BROOKSHIRE D., SCHULZE W.D. (1986), *Valuing Environmental Goods : A State of the Arts Assessment of the Contingent Method*, Totawa, N.J., Rowman and Allanheld.
- CUMMINGS R.G., HARRISON G.W. (1995), "The measurement and decomposition of nonuse values : a critical review", *Environmental and Resource Economics*, 5, pp. 225-247.
- CUMMINGS R., HARRISON G., RUSTROM E. (1995), "Homegrown values and hypothetical surveys : is the dichotomous choice approach incentive-compatible", *American Economic Review*, 85, 1, pp. 260-266.

CUMMINGS R.G., TAYLOR L.O. (1998), "Does realism matter in contingent valuation surveys ?", Land Economics, 74 (2), pp. 203-215.

CUMMINGS R.G., TAYLOR L.O. (1999), "Unbiased value estimates for environmental goods : a cheap talk design for the contingent valuation method", American Economic Review, 89, 3, pp. 649-665.

DABAT M.-H., RUDLOFF M.-A. (1999), "La valeur de préservation d'une lagune méditerranéenne menacée de comblement", in POINT P. (dir.), *La valeur économique des hydrosystèmes*, GIP Hydrosystèmes, Economica, pp. 107-135.

DABBERT S., DUBGAARD A., SLANGEN L. and WHITBY M. (1998), *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*, CAB International.

DASGUPTA P.S. (1982), *The control of Resources*, Basil Blackwell, Oxford.

DAVID E.L. (1968), "Lake shore propertie value : guide to public investment in recreation", Water Resource Research, 4, pp. 697-707.

DAVIS J.R. and J.R. HULETT (1977), *An Analysis of Market Failure : Externalities, Public Goods, and Mixed Goods*, Gainesville, (E-U), University Press of Florida.

DELPECH R., DUME G, GALMICHE P. (1985), *Typologie des stations forestières, vocabulaire*, Ministère de l'Agriculture, Direction des Forêts, Institut pour le développement forestier.

DE MONTGOLFIER J., NATALI J.-M. (1987), *Le Patrimoine du Futur, Approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, collection-économie agricole et agro-alimentaire, Economica, Paris.

DEMSETZ H. (1996), "The Core Disagreement between Pigou, the profession, and Coase in the analyses of the Externality Question", European Journal of Political Economy, Vol. 12, pp. 565-579.

DERYCKE P-H, HURIOT J-M, PUMAIN D. (1996), *Penser la ville : théories et modèles*, Anthropos, Paris, p18.

DESAIGUES B., LESGARDS V. (1992), "L'évaluation contingente des actifs naturels. Un exemple d'application", Revue d'Economie Politique, 101, 1, pp. 99-122.

DESAIGUES B. et POINT P. (1990), "L'économie du patrimoine naturel : quelques développements récents", Revue d'Economie Politique, n°6, pp. 707-785.

DESAIGUES B. et P. POINT (1990), "Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel", Revue Economique, 41(2), pp.269-319.

DESAIGUES B., POINT P. (1993), *Economie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfiques de protection de l'environnement*, Economica, Paris.

- DESAIGUES B., POINT P. (1998), *Economie et politiques de l'environnement*, Précis Dalloz, Paris.
- DESVOUGES W.H., JOHNSON F.R., DUNFORD R.W., BOYLE K.J., HUDSON S.P., WILSON K.N. (1993), "Measuring natural resource damages with contingent valuation : tests of validity and reliability", in HAUSMAN J.A. (ed), *Contingent valuation : a critical assessment*, North-Holland, pp. 3-38.
- DEVLIN R. A., GRAFTON R. Q. (1998), *Economic rights and environmental wrongs : property rights for the common good*, Edward Elgar Publisher.
- DEWARRAT J-P, QUINCEROT R., WEIL M., WOEFFRAY B. (2003), *Paysages ordinaires, De la protection au projet*, Architecture + Recherches / Mardaga, Genève.
- DIAMOND P.A., HAUSMAN J.A. (1994), "Contingent valuation : Is some number better than non number ?", *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 8, n°4, pp. 45-64.
- DICKINSON J.C. (1967), "Variations on the Von Thünen theme in a semi-traditional society", *Annals of the Association of American Geographers*, 57, p. 172.
- DILLMAN B.L., BERGSTRÖM J.C. (1991), "Measuring Environmental Amenity Benefits of Agricultural Land", in HANLEY N., *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*, CAB International, Wallingford, Oxon.
- DI PIETRO F., DRILLEAU A. (1999), "La prise en compte du paysage par les plans de développement durable agricoles : une évaluation en Val de Loire", *Aménagement et Nature*, n°134 – Evaluation environnementale des plans et programmes, pp. 93-99.
- DIRECTION de L'ESPACE RURAL et de la FORET (1998), *Aides de l'Etat en faveur de l'agriculture*, Paris, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- DIRECTION GENERALE DES COLLECTIVITES LOCALES (1995), *Patrimoine et paysages. Guide pratique de l'élu*, Paris, Ministère de l'Intérieur.
- DIRECTION REGIONALE de l'AGRICULTURE et de la FORÊT (2001), *Spécial Recensement Agricole 2000*, Agreste Limousin, *Revue Trimestrielle de la Statistique Agricole*, n°10.
- DIRTWILER C.D. (1975), "The Substitution of Technology for Nature : the Case of Recreation", *American Journal of Agricultural Economics*, février 1975, n°1, pp. 106-110.
- DOBRE M. (1995), *L'opinion publique et l'environnement*, Orléans, IFEN.
- DOCKES P. (1969), *L'espace dans la pensée économique du XVIème siècle au XVIIIème siècle*, Flammarion, Paris, p140.
- DOMAS A. (2000), "Les contrats territoriaux d'exploitation : contraintes juridiques et difficultés de mise en place", *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°41, pp. 81-86.

DONADIEU P. (1995), "Pour une conservation inventive du paysage", in ROGER A. (dir.), *La théorie du paysage en France*, Champ Vallon, Seyssel, pp. 400-423.

DONADIEU P. (1998), "Du désir de campagne à l'art du paysagiste", L'Espace géographique, n°3, pp. 193-203.

DONADIEU P. (1998), "L'agriculture peut-elle devenir paysagiste ? ", Les Carnets du paysage, printemps, pp. 100-117.

DORFMAN N. et DORFMAN R. (1975), *Economie de l'environnement*, Calman-Lévy, Paris.

DRAKE L. (1992), "The non-market value of the Swedish agricultural landscape", European Review of Agricultural Economics, vol. 19-3, pp. 351-364.

DUANE T.P. (1997), "Community participation in ecosystem management", Ecology Law Quarterly, vol. 24, pp. 771-797.

DUPONT C. (1992), "Fondements théoriques de la négociation : dimension et perspective", in RUEGG J., METTAN N., VODOZ L. (dir.), *La négociation : son rôle, sa place dans l'aménagement du territoire et la protection de l'environnement*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, pp. 193-209.

DUPONT C. (1994), *La négociation*, Dalloz, p. 134.

DUPUIS X. et GREFFE X. (1989), "La valorisation économique du patrimoine", Communication au Colloque d'économie de la culture d'Avignon, Mars 1986, reprise dans Economie et culture, La Documentation Française, Paris.

EDWARDS S.F. (1986), "Ethical preferences and the assessment of existence values : does the neoclassical model fit ?", Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics, 15, (2), pp. 145-150.

FACCHINI F. (1992), *Essai d'Economie du Paysage*, Thèse pour le doctorat de Sciences Economiques, Université Paris I, Panthéon-Sorbonne.

FACCHINI F. (1994), "L'évaluation du paysage : revue critique de la littérature", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, 3, pp. 375-401.

FACCHINI F. (1995), "Economie et paysage : la place de la gestion politique", L'Espace géographique, n°4, pp. 319-327.

FACCHINI F. (1997), "Gestion des externalités, droit de propriété et responsabilité civile", Economie Appliquée, tome L, n°4, pp. 97-125.

FALQUE M., MILLIERE G. (1992), *Ecologie et Liberté, une autre approche de l'environnement*, Litec, Paris.

FALQUE M., MASSENET M. (2001), *Droit de propriété, économie de l'environnement*, Dalloz, pp. 325-347.

FARRELL J. (1987), "Information and the Coase Theorem", Journal of Economic Perspectives, Vol. 1, n°2, pp. 113-129.

FARRELL J., GIBBONS R. (1989), "Cheap talk can matter in bargaining", Journal of Economic Theory, 48, pp. 221-237.

FARRELL J., RABIN M. (1996), "Cheap talk", Journal of Economic Perspective, summer, 10 (3), pp. 103-118.

FAUCHEUX S., NOEL J.F. (1995), *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris, p. 215.

FEL A., BOUET G. (1983), *Atlas et géographie du Massif Central*, Flammarion, Paris.

FLEISCHER A., TSUR Y. (2000), "Measuring the recreational value of agricultural landscape", European Review of Agricultural Economics, Vol. 27 (3), pp. 385-398.

FIORINO D. (1996), "Environmental policy and the participation gap", in LAFFERTY W. et MEADOWCROFT J. (ed), *Democracy and the environment : problems and prospects*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 194-212.

FISHER R., URY W. (1981), *Getting to yes : negotiating agreement without giving in*, Boston, Houghton Mifflin.

FISHER A., RAUCHER R. (1984), "Intrinsic benefits of improved water quality : conceptual and empirical perspectives", in SMITH V. K. et WHITE A. D. (eds), *Advances in applied microeconomics*, Greenwich, Conn., JAI Press.

FOLMER C., KEYSER M. A., MERBIS M. D., STOLWIJK H. J. J. And VEENENDAAL P.J.J. (1993), *CAP Reform and its Differential Impact on Member States*, Centre for World Food Studies, SOW-VU Research Memorandum, RM-93-01, February.

FOSTER J. (1998), *Valuing Nature ?*, Routledge.

FRANKEL M. (1985), "Amenity changes, property values and hedonic prices in a closed city", Journal of Environmental Economics and Management, 61, pp. 188-194.

FREEMAN A.M. (1974), "On estimating air pollution control benefits from land value studies", Journal of Environmental Economics and Management, 1, pp. 74-83.

GABRIEL Y., LANG T. (1995), *The unmanageable consumer*, London, SAGE Publications.

GANNON F. (1992), *Modèles de la ville et politiques urbaines optimales*, thèse, Paris X.

GARROD G.D., WILLIS K.G. (1992), "Valuing good's characteristics : an application of the hedonic price method to environmental attributes", Journal of Environmental Management, 34, pp. 59-76.

GARROD G.D., WILLIS K.G. (1999), *Economic Valuation of the Environment, Methods and Case Studies*, Edward Elgar, Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA.

GATTO P., MERLO M. (1999), "The economic nature of stewardship : complementarity and trade-offs with food and fibre production", in VAN HUYLENBROECK G., and WHITBY M. (eds), *Countryside stewardship : farmers, policies and markets*, Pergamon Press, pp. 21-46.

GAUTHIER G., THIBAUT M. (1993), *L'analyse coûts-avantages : défis et controverses*, Collection Gestion, Economica, Paris.

GHAYE G. (1994), "Une loi qui gagne à s'afficher", *Etudes Foncières*, n°63, juin 1994, pp. 15-18.

GLACHANT M. (1996), *Efficacité des politiques environnementales et coûts d'information ; une approche coasienne*, Thèse soutenue le 12 juin 1996, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

GODARD M. (1989), "Jeux de natures : quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité", in MATHIEU N. et JOLLIVET M., *Du Rural à l'Environnement*, ARF Editions / L'Harmattan, Paris, pp. 303-342.

GODARD M. (1990), "Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie du patrimoine naturel", *Revue Economique*, n°41 (2) mars 1990, pp. 215-241.

GODARD O., SALLES J.-M. (1991), "Entre nature et société. Les jeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement", in BOYER R., CHAVANCE B., GODARD O. (eds.), *Les figures de l'irréversibilité en économie*, Editions de l'EHESS, Paris.

GODARD O. (1998), *Commentaires sur l'analyse de conjoncture concernant la place de l'économie dans la problématique environnementale*, Les Dossiers de l'Environnement de l'INRA, 35, pp. 48-51.

GOEGEN T. (1994), *L'analyse multicritère comme outil d'aide à la concertation dans le cadre d'un contrat de rivière*, European postgraduate programme in environmental management, septembre, non publié.

GOFFETTE-NAGOT F. (1991), *La localisation résidentielle dans les espaces ruraux et l'occupation des sols*, Dijon : INRA-ESR, 16 décembre 1991, 20 p.

GOLDSTEIN G.S., MOSES L.N. (1973), "A survey of urban economics", Journal of Economic Literature, vol XI, n°2.

GOSSERIES A., ORBAN de XIVRY E. (1997), "Les contrats de rivière", Aménagement-Environnement, n°spécial sur les « Phénomènes consensuels dans le droit de l'urbanisme et de l'environnement », pp. 64-73.

GOURIEROUX C. (1989), *Econométrie des variables qualitatives*, Economica, Paris.

GRAVES P., MURDOCH J., THAYER M., WALDMAN D. (1988), "The robustness of hedonic price estimation : urban air quality", Land Economics, 64, pp. 220-233.

- GREEN C.H. and S.M. TUNSTALL (1991), "Is the economic valuation of environmental resources possible ?", Journal of Environmental Management, 33, pp. 123-141.
- GREFFE X. (1990), *La valeur économique du patrimoine, La demande et l'offre de monuments*, Anthropos, Paris, p. 63.
- GREFFE X. (1997), *Economie des politiques publiques*, 2^{ème} édition, DALLOZ, Paris.
- GREFFE X. (1999), *La gestion du patrimoine culturel*, Anthropos, Paris.
- GREGORY R., LICHTENSTEIN S. Et al. (1995), "How precise are monetary representations of environmental improvements ?", Land Economics, 71 (4), pp. 462-473.
- GRIFFIN E. (1973), "Testing the Von Thünen Theory in Uruguay", Geographical Review, 53, pp. 500-516.
- GROTEWOLD A. (1959), "Von Thünen in Retrospect", Economic Geography, 35, pp. 346-355.
- GUERIN M., MICHALLAND B. (2000), "Le paysage : quelles caractéristiques économiques ? ", Communication du séminaire : Le paysage a-t-il une valeur économique ? le 16 mars 2000 à Clermont-Ferrand, 16 p.
- HACKL F. and PRUCKNER G.J. (1997), "Towards more efficient compensation programmes for tourists' benefits from agriculture in Europe", Environmental and Resource Economics, 10, pp. 189-205.
- HALSTEAD J. (1984), "Measuring the non-market value of Massachusetts agricultural land : a case study", Journal of the Northeastern Agricultural Economics Council, 13, pp. 12-18.
- HAMILTON S.W., SCHWANN G.M. (1995), "Do high electric transmission lines affect property value ?", Journal of Environmental Economics and Management, 71, pp. 436-444.
- HANLEY N. (1991), *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*, CAB International, Wallingford, Oxon.
- HANEMANN W.N. (1994), "Valuing the environment through contingent valuation", Journal of Economics Perspectives, 8, pp. 19-43.
- HARDIN G. (1968), "The tragedy of the commons", Science, 162, pp. 1243-1248.
- HARDIN R. (1971), "Collective Action As an Agreeable n-Prisoner's Dilemma", Behavioral Science, 16, pp.472-481.
- HARGROVE C. (1992), "Weak anthropocentric intrinsic value", The Monist, 75, pp. 183-207.
- HARRISON D., RUBINFELD D.L. (1978), "Hedonic housing prices and the demand of clean air", Journal of Environmental Economics and Management, 5, pp. 81-102.

- HARRISON G.W. (1992), "Valuing public goods with the contingent valuation method : a critique of Kahneman and Knetsch", Journal of Environmental Economics and Management, 23, pp. 248-257.
- HART O., MOORE J. (1988), "Incomplete contracts and renegotiation", Econometrica, vol. 56, n°4, pp. 755-785.
- HAUSMAN J.A. (1993), *Contingent valuation : a critical assessment*, Elsevier Science Publishers, North-Holland.
- HENRY C. (1974), "Investment decisions under uncertainty : the irreversibility effect", American Economic Review, p. 64, décembre.
- HENRY Cl. (1984), "La microéconomie comme langage et enjeu de négociations", Revue Economique, n°1, janvier.
- HENRY C. (1990), "Efficacité économique et Impératifs éthiques : l'Environnement en copropriété", Revue Economique, vol. 41, pp. 195-214.
- HERMITTE M-A. (1991), "La nature entre l'éthique et le marché", Cahiers Français, n°250, p. 120.
- HERRIGES J.A., KING C.L. (1999), *Valuing Recreation and the Environment, Revealed Preference Methods in Theory and Practice*, New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar, Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA.
- HEY E. (1992), "The Precautionary Concept in Environmental Policy and Law : Institutionalizing Caution", The Georgetown International Environmental Law Review, vol 4.
- HODGE I. (1991), *The provision of public goods in the countryside : how should it be arranged ? Farming in the countryside : an economic analysis of external costs and benefits*, N. Hanley, Wallingford, CAB International, pp. 179-196.
- HOURCADE J.C. (1991), "Décision collective sous controverse", Projet été (226), pp.75-83.
- HUTCHINSON W.G., CHILTON S.M. et al. (1995), "Measuring non-use value of environmental goods using the contingent valuation method : problems of information and cognition and the application of cognitive questionnaire design methods", Journal of Agricultural Economics, 46 (1), pp. 97-112.
- HUGGETT R. and MEYER I. (1980), *Geography : Theory and Practice, Book two : Agriculture*, London, Harper and Row.
- HULOT J.F. (1993), *Mises en œuvre des paiements directs par la réforme de la Politique Agricole Commune*, Actes du 30^{ème} Séminaire de l'Association Européenne des Economistes Agricoles, "Les Paiements Directs dans les Politiques Agricole et Régionale", Château-d'Oex, Suisse, 11 et 13 novembre 1992, pp. 65-80.
- HUME D. (1961), *A Treatise of Human Nature*, Garden City (E-U), Dolphin Books.

HURIOT J.M. (1977), *La formation du paysage économique, Essai sur l'affectation de l'espace*, Collection de l'Institut de Mathématiques Economiques, n°15, Editions Sirey, Paris.

HURIOT J.-M. (1994), *Von Thünen, Economie et Espace*, p. 172, Steuart cité par Dockès, 1969, p. 357, *Economica*, Paris.

IFEN (1999), "Premier bilan des mesures agri-environnementales européennes", Les données de l'environnement, n°50, décembre 1999.

IFEN (2002), *L'environnement en France*, La Découverte, Paris.

JEUDY H.P. (1990), *Patrimoines en folies*, Editions Maison des Sciences de l'Homme, Paris, 297 p.

JACOBS M. (1997), "Environmental valuation, deliberative democracy and public decision-making institutions", in FOSTER J. (ed), *Valuing nature*, London, Routledge.

JAUNEAU J.-C., ROQUE O. (1999), "Quel mode de calcul pour les primes agri-environnementales ? De l'expérience des MAE aux questions soulevées par les CTE", Le Courrier de l'environnement de l'INRA, n°36, pp. 53-65.

JO de la RF (1993), "Loi n°93-24 du 8 janvier 1993 sur la protection et la mise en valeur des paysages et modifiant certaines législatives en matière d'enquêtes publiques", Journal Officiel de la République Française, pp. 503-506.

JO de la RF (1995), "Loi n°95-115 du 4 février 1995 d'orientation pour l'aménagement et le développement du territoire", Journal Officiel de la République Française, (5 février) pp.1973-1991.

JO des CE (1985), "Règlement (CEE) n°797/85 du conseil du 12 mars 1985 concernant l'amélioration des structures de l'agriculture", Journal Officiel des Communautés européennes, L93 (30 mars), pp. 1-18.

JO des CE (1992), "Règlement (CEE) n°2078/92 du conseil du 30 juin 1992 concernant des méthodes de protection agricole compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi que l'entretien de l'espace naturel", Journal Officiel des Communautés européennes, L215 (30 juillet), pp. 85-92.

JO des CE (1992), "Règlement (CEE) n°2080/92 du conseil du 30 juin 1992 instituant un régime communautaire d'aides aux mesures forestières en agriculture", Journal Officiel des Communautés européennes, L215 (30 juillet), pp. 96-99.

JOFFRE P. et SIMON Y. (1989), *Encyclopédie de gestion*, Paris : Economica 3 tomes. – p 3189.

JONASSON O. (1925), "Agricultural Regions in Europe", Economic Geography, 1, pp. 277-314.

JOHNSON R.L., BREZENGER N.S. et al. (1990), "Contingent valuation question formats : dichotomous choice versus open-ended responses" in R.L. JOHNSON. and G.V. JOHNSON,

Economic valuation of natural resources : issues, theories and applications, Westview Press, pp. 193-203.

JOHNSON R.L. and G.V. JOHNSON (1990), *Economic valuation of natural resources : issues, theories and applications*, Westview Press.

KAUL I., GRUNBERG I., STERN M.A. (2002), *Les biens publics mondiaux, La coopération internationale au XXI^e siècle*, Economica, Paris.

KAZENWADEL G., VAN DER PLOEG B., BAUDOUX P. et HÄRING G. (1998), "Sociological and Economic Factors Influencing Farmers' Participation in Agri-environmental Schemes", in DABBERT S., DUBGAARD A., SLANGEN L. and WHITBY M. (eds), *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*, CAB International.

KELLERMAN A. (1977), "The Pertinence of the Macro-Thünian Analysis", Economic Geography, 58, n°3, pp. 255-264.

KELLERMAN A. (1981), "The Pertinence of the Macro-Thünian Analysis : the case of Israel", Geographical Research Forum, n°4, pp. 46-54.

KEMP M.A., MAXWELL C. (1993), "Exploring a budget context for contingent valuation estimates", in HAUSMAN J.A. (ed), *Contingent valuation : a critical assessment*, Elsevier Science Publishers, pp. 217-265.

KIMBER R. (1981), "Collective Action and the Fallacy of the Liberal Fallacy", World Politics, 33, pp. 178-196.

KIRAT T. (1999), *Economie du droit*, Collection Repères, La Découverte, p. 68.

KNEESE A. V., SWEENEY J. L. (1996), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, Vol. I, Amsterdam, North Holland.

KNETSCH J.L. (1994), "Environmental valuation : some problems of wrong questions and misleading answers", Environmental Values, 3, pp. 351-368.

KOLM S.C. (1971), *Cours d'Economie Publique*, CNRS, Dunod, Paris.

KOLM S. C. (1971), "Possibilités et difficultés de la régulation des problèmes environnementaux par ententes spontanées entre les intéressés", Consommation, 17, 3, p. 85-116.

KOOP R.J., PORTNEY P.R. (1985), "Valuing the Outputs of Environmental Programs : A Scoping Study", Report prepared for Electric Power Research Institute, Washington, D.C., Resource for the Future.

KREPS D.M. (1990), "Corporate culture and economic theory", in ALT J. and SHEPSLE K. (eds), *Perspectives on political economy*, Cambridge University Press.

- KRISTOM B. (1993), "Comparing continuous and discrete contingent valuation questions", Environmental and Resource Economics, (3), pp. 63-71.
- KRUTILLA J. (1967), "Conservation reconsidered", American Economic Review, 57, pp. 777-786.
- KUIK O.J., OOSTERHUIS F.H., JANSEN H.M.A. (1992), *Assessment of benefits of environmental measures*, Graham and Trotman.
- KWEREL E. (1977), "To tell the truth : imperfect information and optimal pollution control", Review of Economic Studies, 44, pp. 595-602.
- LACOUR C., PUISSANT S. (1999) : *La Métropolisation, Croissance, Diversité, Fractures*, Anthropos, Paris.
- LAFFERTY W. et MEADOWCROFT J. (1996), *Democracy and the environment : problems and prospects*, Cheltenham, Edward Elagr.
- LAFFONT J.J. (1993), "Regulation of pollution with asymmetric information", Document de travail IDEI, n°24, février.
- LAJUGIE J., LACOUR C., DELFAUD P., (1985), *Espace Régional et Aménagement du Territoire*, p. 3, Dalloz, Paris.
- LANCASTER K. (1966), "A new approach to consumer theory", Journal of Political Economy, 74, pp. 132-157.
- LARRERE C. et LARRERE R. (1997), *Du bon usage de la nature*, Alto-Aubier, Paris.
- LARRUE C., PRUD'HOMME R. (1992), "Les conséquences environnementales des politiques d'aménagement du territoire : un essai d'évaluation", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, n°3, pp 329-356.
- LASCOUMES P., VALLUY J. (1996), "Les activités publiques conventionnelles (APC) : un nouvel instrument de politique publique ? ", Sociologie du Travail, n°4, pp. 551-573.
- LAURENS L. (1997), "Les labels paysage de reconquête, la recherche d'un nouveau modèle de développement durable", Nature-Science et Société 5(2) : pp. 45-56.
- LAURENT C. (1994), "L'agriculture paysagiste : du discours aux réalités", Nature-Sciences-Sociétés, 2(3), pp. 231-242.
- LAWRENCE R. Z., A. BRESSAND and T. ITO (1996), *A Vision for the World Economy : Openness, Diversity, and Cohesion*, Washington (E-U), The Brookings Institution.
- LEBOURDAIS G. (1993), "Le point de vue du Ministère de l'Agriculture", Bulletin Technique d'Information, numéro spécial "Economie du Paysage et Agriculture", janvier-février / mars-avril, 11-12 nouvelle série, pp. 97-98.

- LEFEUVRE J.-C. (1989), *De la protection de la nature à la gestion du patrimoine naturel*, Laboratoire d'évolution des systèmes naturels, Museum d'histoire naturelle, juin.
- LE GOFFE P. (1996), "La méthode des prix hédonistes : principes et application à l'évaluation des biens environnementaux", *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 39-40, pp. 179-198.
- LENCLUD G. (1995), *L'ethnologie et le paysage. Questions sans réponses in : Paysage au pluriel. Pour une approche ethnologique des paysages*, collection ethnologie de la France, Cahier 9, Paris, Maison des Sciences de l'homme, pp. 3-17.
- LEROUX A., MARCIANO A. (1999), *Traité de philosophie économique*, De Boeck Université.
- LINDAHL E. (1958), "Just Taxation – A Positive Solution", in R. MUSGRAVE and A. PEACOCK (eds), *Classics in the Theory of Public Finance*, London.
- LOYAT J. (1994), "Politiques publiques et efficacité : en agriculture, une intervention nécessaire face à une logique de rente", *Economie Rurale*, n° 220-221, mars-juin 1994, pp. 181-185.
- MADELIN V. (1993), "La rémunération des externalités positives", *Economie Rurale*, n° 220-221, mars-juin 1994, pp. 209-214.
- MAHE L-P, ORTALO-MAGNE F. (2001), *Politique Agricole, un modèle européen*, Groupe d'Economie Mondiale, Presses de Sciences Politiques, Paris.
- MÄLER K.G. (1974), *Environmental Economics*, Baltimore, John Hopkins University Press.
- MALINVAUD E., J-C. MILLERON and A. K. SEN, eds, (1998), *Development Strategy and the Market Economy*, New York (E-U), Oxford University Press.
- MALINVAUD E. (1999), *Leçons de théorie microéconomique*, 4^{ème} édition, Dunod, Paris.
- MANIERE D., ROTILLON G. (1999), "Le coût d'opportunité de la pollution de l'air", *Journée Economie de l'environnement* du PIREE, Strasbourg, 2 et 3 décembre.
- MARSHALL A. (1890), *Principles of Economics*, Londres, Mac Millan.
- MATHIEU N. et JOLLIVET M. (1989), *Du Rural à l'Environnement*, ARF Editions / L'Harmattan, Paris.
- MAY N. (1993), "L'aménagement du territoire et le système national urbain : de l'armature urbaine aux réseaux de villes. Questions pour la recherche et l'action", *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, n°5, pp. 823-832.
- MAYSTRE L., PICTET J., SIMOS J. (1994), *Méthodes multicritères ELECTRE. Description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.

McCONNEL K.E. (1975), "Problems in estimating the demand for outdoor recreation", American Journal of Agricultural Economics, 57, pp. 330-334.

McCONNEL K. E. (1997), "Does altruism undermine existence value ?", Journal of Environmental Economics and Management, 32, pp. 22-37.

MENDELSON R. et BROWN G.M. (1983), "Revealed Preference Approaches to Valuing Outdoor Recreation", Natural Resources Journal, vol. 23, juillet, pp. 608-618.

MERLO M., G. KUEHL et al. (1996), *Possibilities of additional income from environmental goods and services produced by agriculture and forestry in mountainous areas. Forestry in the context of rural development : future research needs*, P. Glück and G. Weiss. Joensuu, European Forest Institute, pp. 73-93.

MICHALLAND B., VOLLET D. (1999), "Utilisation de la méthode des prix hédonistes pour l'évaluation des aménités agricoles et forestières", Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales, 51, pp. 42-64.

MICLET G., SIRIEIX L., THOYER S., (1998), *Agriculture et alimentation en quête de nouvelles légitimités*, Collection – économie agricole et agro-alimentaire, Economica, Paris.

MILGROM P., ROBERTS J. (1997), *Economie, organisation et management*, Ouvertures Economiques – Balises, p. 41.

MINISTERE de L'AGRICULTURE et de la PECHE (1998), *Projet de loi d'orientation agricole*, République Française.

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (1999), "L'accord de Berlin : la nouvelle PAC", Les dossiers de la PAC, n°4, juillet 1999, Direction des politiques économique et internationale, Service de la Communication, 8 p.

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (1999), *Loi d'orientation agricole n°99-574 du 9 juillet 1999*, République Française

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2000), "Le Développement Rural", Les dossiers de la PAC, n°6, mai 2000, Direction des politiques économique et internationale, Service de la Communication, 16 p.

MINISTÈRE de l'AGRICULTURE et de la PÊCHE (2000), *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises*, Direction de l'espace rural et de la forêt, Paris.

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2000), *Guide pratique du contrat territorial d'exploitation*.

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2001), *Le plan de développement rural national*, Paris.

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2001), *Le contrat territorial d'exploitation : premières analyses*, Paris.

MINISTERE de l'AGRICULTURE et de la PECHE (2002), *L'agriculture et la forêt dans le paysage*, Manuel.

MINISTERE de l'ECONOMIE (1994), *Valeur des paysages agricoles et tourisme rural*, synthèse de l'étude de A. JACQUES (Université de Toulouse), Direction de la Prévision, Paris.

MITCHELL R.C. and R.T. CARSON (1989), *Using surveys to value public goods : the Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington.

MONGIN P. (1984), "Modèle rationnel ou modèle économique de la rationalité", Revue Economique, n°1, pp. 9-63.

MOUGEOT M. (1977), "Les déséquilibres implicites du marché des biens hors-marché", Revue d'Economie Politique, septembre-octobre, n°5.

MUSGRAVE R.A. (1959), *Theory of public finance*, New York, Mc Graw Hill.

MUSGRAVE R.A. (1968), "L'offre des biens publics", Economie Publique, Actes du Colloque de Biarritz, CNRS, pp. 81-117.

MUTH R.F. (1969), *Cities and Housing : The Spatial Pattern of Urban Residential Land-use, Chicago and London*, The University of Chicago Press.

NATIONAL OCEANIC and ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (1994), Department of Commerce, Federal Register, Part 2, *Natural Resource Damage Assessment, Proposed Rules*, pp. 1139-1184.

NAVRUD S (1992), *Pricing the European Environment*, Scandinavian University Press.

NELSON A.C., GENEREUX J., GENEREUX M. (1992), "House price effects of landfills", Journal of Environmental Economics and Management, 68, pp. 359-365.

NICOLAÏ R., TOSI G. (1999), "Confiance et bureaucratie", in LEROUX A., MARCIANO A. (dir.), *Traité de philosophie économique*, De Boeck Université.

NOUBLANCHE C. (1999), *Evaluation économique du paysage : Quelles possibilités d'identification des composantes de la demande pour l'aide à la décision publique, à partir de l'exemple de la châtaigneraie cévenole ?*, Doctorat Sciences Economiques, spécialité Agro-économie, INRA-ESR, Université Montpellier 1, p.65.

N° SPECIAL INGENIERIES Eau, Agriculture, Territoires (2001), *Multifonctionnalité de l'agriculture et CTE*.

OCDE (1993), "Examens des performances environnementales, Allemagne", Problèmes Economiques, n°2343, 29 septembre 1993, La Documentation Française.

OCDE (1993), *Politiques, marchés et échanges agricoles : suivi et perspectives*, Paris, 256 p.

OCDE (1994), *La réforme de la politique agricole : nouvelles orientations. Le rôle des paiements directs au revenu*, Paris.

OCDE (1995), *Evaluation économique des politiques et projets environnementaux, un guide pratique*, Paris.

OCDE (1996), *Evaluer les dommages à l'environnement, Un guide pratique*, Paris.

OCDE (2001), *Multifonctionnalité : élaboration d'un cadre analytique*, [AGR/CA/APM (2000)3/Final], Paris.

O'CONNOR M., NOËL J.F., TSANG KING SANG J. (1999), "La découverte de la construction de la valeur", Nature, Sciences, Sociétés, vol. 7, n°3, pp. 55-70.

OLLAGNON H. (1984), "Acteurs et patrimoine dans la gestion de la qualité des milieux naturels", Aménagement et Nature (74).

OLLAGNON H. (1985), "Agriculture et environnement : vers une gestion de la qualité", Revue Pour, n°99, janvier-février, pp. 25-35.

OLLAGNON H. (2001), "La gestion en patrimoine commun de la qualité de l'eau dans un bassin", dans FALQUE M., MASSENET M. (dir.), *Droit de propriété, économie de l'environnement*, Dalloz, pp. 325-347.

OLSON M. (1971), *The Logic of Collective Action*, Cambridge, MA : Harvard University Press.

O'NEILL J. (1996), "Contingent valuation and qualitative democracy", Environmental Politics, vol. 5, n°4, pp. 752-759.

O'NEILL (1997), "Managing without prices : the monetary valuation of biodiversity", Ambio, vol. 26, n°8.

O'NEILL, WALSH M. (2000), "Landscape conflicts : preferences, identities and rights", Landscape Ecology, 15, pp. 281-289.

OPALUCH J.J., SEGERSON K. (1989), "Rational roots of irrational behavior : new theories of economic decision-making", Noartheastern Journal of Agricultural and Resource Economics, 18 (2), pp. 81-95.

ORLEAN A. (1994), "Sur le rôle respectif de la confiance et de l'intérêt dans la constitution de l'ordre marchand", Revue du M.A.U.S.S., n°4, pp. 17-36.

OSTROM E. (1990), *Governing the Commons : The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.

OYE K. (1986), *Cooperation under Anarchy*, Princeton (E-U), Princeton University Press.

PAELINCK J.H.P., SALLEZ A. (1983), *Espace et Localisation, La redécouverte de l'espace dans la pensée scientifique de langue française*, Economica, Paris.

- PASSET R., THEYS J. (1995), *Héritiers du Futur*, DATAR / Editions de l'Aube, Paris.
- PEARCE D.W. (1989), *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris.
- PEARCE D., MARKANDYA A., BARBIER E. (1989), *Blueprint for a green economy*, London, Earthcan.
- PEARCE D.W. (1990), "Environmental Sustainability and Cost Benefit Analysis", Environment and Planning, 22, 1259-1266.
- PEARCE D.W., TURNER K. (1990), *Economics of natural resources and the environment*, J. Hopkins University Press, 2^{ème} édition.
- PEARCE D.W., MORAN D. (1995), *The economic value of biodiversity*, Earthcan, London.
- PEARCE D.W. (1998), "Cost-benefit analysis and environmental policy", Oxford Review of Economic Policy, vol. 14, n°4, pp. 84-100.
- PELLEGRINI N. (1995), "Les mesures agri-environnementales", Le Courrier de l'Environnement de l'INRA, n°25, septembre 1995.
- PEREIRA D. (1993), *Méthodes d'évaluation monétaire de la valeur hors-marché du paysage agricole*, Théorie Economique Approfondie, Faculté des Sciences Economiques de Nantes.
- PERIGORD M. (1993), "La notion de paysage de montagne en Limousin", Norois, t. 40, n°159, pp. 481-495.
- PERIGORD M. (1993), "Friches et landes en Limousin", Norois, t. 41, n°164, pp. 611-626.
- PERREUR J. (1989), "L'évolution des représentations de la distance et l'aménagement du territoire", Revue d'Economie Régionale et Urbaine, 1, pp. 115-141.
- PERREUR J., (1997), *Evolution et représentation du paysage : de 1750 à nos jours*, in Festival d'Histoire de Montbrison, du 28 septembre au 6 octobre 1996, Montbrison, pp. 235-252.
- PERRINGS C. (1991), "Reserved Rationality and the Precautionary Principle : Technological Change, Time and Uncertainty in Environmental Decision Making", in COSTANZA R. (ed.), *Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York.
- PERROUX F. (1950), *Les espaces économiques*, Paris.
- PETTY W. (1905), *Les Œuvres économiques de Sir William Petty*, traduit de l'anglais par Henry Dussauze et Maurice Pasquier, avec une préface de Albert Schatz, Paris.
- PHELPS E.S. (1990), *Economie Publique*, Fayard, Paris.

PICARD P. (1991), *Eléments de Microéconomie : Théorie et Applications*, Montchrestien, 2^{ème} édition.

PIGOU A.C. (1920), *Economics of Welfare*, London, MacMillan.

PIGOU A.C. (1952), *The Economics of Welfare*, London, MacMillan (publication de la quatrième édition datant de 1932).

POINT P. (1998), "La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique", Economie Publique : Etudes et Recherches, n°1, De Boeck Université, pp. 13-45.

POINT P. (1999), "La mesure économique des services délivrés par les hydrosystèmes", in POINT P. (dir.), *La valeur économique des hydrosystèmes*, Economica.

POINT P. (1999), *La valeur économique des hydrosystèmes*, Economica.

PONSARD Cl. (1955), *Economie et Espace, Essai d'intégration du facteur spatial dans l'analyse économique*, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Observation Economique, SEDES, Paris.

PORTNEY P.R. (1994), "The contingent valuation debate : Why economists should care", Journal of Economic Perspectives, Vol. 8, n°4, pp. 3-17.

PORTUGAL L. (1996), "Le rôle des paiements directs dans la réforme des politiques agricoles", Economie Rurale, n°233, mai-juin 1996, pp. 14-17.

PRICE C. (1978), *Landscape Economics*, Mac Millan Press.

PRIEUR M. et DOUMBE-BILLE S. (1996), *Droit, Forêts et Développement Durable*, Actes des 1^{ères} journées scientifiques du Réseau "Droit de l'Environnement" de l'AUPELF-UREF, à Limoges, France, 7-8 novembre 1994, Actualité Scientifique, Bruylant, Bruxelles.

PRUCKNER G. (1995), "Agricultural landscape cultivation in Austria : An application of the CVM", European Review of Agricultural Economics, vol. 22, n°2, pp. 173-190.

PUECH D., BOISSON J. M., COULOMB S., INGLES J., PILLET B. (1995), *Eau-ressource et eau-milieu : vers une gestion durable*, Les Cahiers de l'Economie Méridionale, Collection Rapports d'Etude, n°1.

RAGNI L. (1992), "Le théorème de Coase : une relecture coasienne", Revue Française d'Economie, Vol. VII, 4, pp. 121-152.

RANDALL A., IVES B. et EASTMAN C. (1974), "Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements", Journal of Environmental Economics and Management, 7, pp. 1-19.

RANDALL A., HOEHN J.P. et BROOKSHIRE D.S. (1983), "Contingent Valuation Surveys for Evaluation Environmental Assets", Natural Resource Journal, vol. 23, juillet, pp. 635-648.

RASMUSSEN E. (1989), *Games and information : an introduction to game theory*, Basil Blackwell.

REDIES T. (1992), *Estimation monétaire des externalités de l'agriculture*, Schriftenreihe Publications, Zurich.

REGAZZOLA T. (1993), "Le paysage : notion générique ou concept transitif". Recherches, études, environnement, développement, Ministère de l'Environnement, Paris, n°43-44, pp. 20-22.

RESCHER N. (1969), *Introduction to value theory*, cité par BROWN T.C., CHAMP P.A. et al. (1996), "Which response format reveals the truth about donations to a public good ?", Land Economics, 72 (2), pp. 152-166.

RIDKER R.G., HENNING J.A. (1967), "The Determination of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution", Review of Economics and Statistics, vol. 49, pp. 246-257.

RIKER W. H. and P. ORDESHOOK (1973), *An Introduction to Positive Political Theory*, Englewood Cliffs (E-U), Prentice Hall.

ROBERTS M. J., SPENCE M. (1976), "Effluent charges and licences under uncertainty", Journal of Public Economics, 5, pp. 193-208.

ROGER C. (1993), "La politique agricole commune et sa réforme : enjeux et débats", Economie et sociologie rurales, INRA.

ROGER A. (1995), *La théorie du paysage en France*, Champ Vallon, Seyssel, pp. 400-423.

ROQUEPLO P. (2000), "Emballage techniciste et hémorragie du sens", in LAGADEC P. (dir.), *Ruptures créatrices*, Tendances, Editions d'Organisation.

ROSEN S. (1974), "Hedonic prices and implicit markets : product differentiation in pure competition", Journal of Political Economy, 82, pp. 34-55.

ROUSSO A. (1995), "Le droit du paysage. Un nouveau droit pour une nouvelle politique", Courrier de l'Environnement de l'INRA, (26) : pp. 29-42.

ROY B. (1985), *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*, Economica, Collection Gestion, Paris.

ROZAN A., STENGER A., WILLINGER M. (1999), "Valeur de préservation et transférabilité des bénéfices : application à la nappe phréatique d'Alsace" in POINT P. (dir.), *La valeur économique des hydrosystèmes*, GIP Hydrosystèmes, Economica, pp. 171-199.

RUEGG J., METTAN N., VODOZ L. (1992), *La négociation : son rôle, sa place dans l'aménagement du territoire et la protection de l'environnement*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

RUTHERFORD J., LOGAN M.I. and MISSEN G.J. (1966), *New Viewpoints in Economic Geography*, Sydney, Martindale Press.

SAGOFF M. (1988), *The Economy of the Earth*, Cambridge University Press, Cambridge.

- SALANIE B. (1998), *Microéconomie, Les défaillances du marché*, Economica, Paris.
- SALLES D., ZELEM M.C. (1998), "La négociation des contrats de rivière", P.O.U.R., Edition du G.R.E.P., pp. 29-38.
- SCHELLING T.C. (1960), *The strategy of conflict*, Harvard University, Oxford University Press.
- SANTOS J.M.L. (1999), *The Economic Valuation of Landscape Change, Theory and Policies for Land Use and Conservation*, New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar, Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA.
- SCHULZE W., BROOKSHIRE D., WALTHER E., Mac FARLAND K., THAYER M., WHITWORTH R., BEN-DAVID S., MALM W. et MOLENAR J. (1983), "The Economic Benefits of preserving Visibility in National Parklands of the Southwest", Natural Resources Journal, 23, 1, pp. 149-173.
- SCHULTZE W., CUMMINGS R., BROOKSHIRE D., THAYER M., WITHWORTH R., RAHMATIAN M. (1983), *Methodes development in measuring benefits of environmental commodities*, Vol. 2, Draft manuscript of a report to the office of policy analysis and resource management, US EPA.
- SEGERSON K. (1988), "Uncertainty and incentives for non point pollution control", Journal of Environmental Economics and Management, 15, pp. 87-98.
- SEIP K., STRAND J. (1992), "Willingness to pay for environmental goods in Norway : a contingent valuation study with real payment", Environmental and resource economics, 2, (1), pp. 91-106.
- SEN A.K. (1977), "Rational fools : a critique of the behavioral foundations of economic theory", Philosophy and Public Affairs, 6, pp. 317-344.
- SEN A.K. (1993), *Ethique et économie*, PUF.
- SERVET J.M. (1994), "Paroles données : le lien de confiance", Revue du M.A.U.S.S., n°4, pp. 37-56.
- SIDGWICK H. (1887), *Principles of political economy*, MacMillan, New York.
- SIEBERT H. (1998), *Economics of the environment : theory and policy*, New York, Springer.
- SIMOS J. (1990), *Evaluer l'impact sur l'environnement*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- SINDEN J.A. (1988), "Empirical tests of hypothetical bias in consumers surplus surveys", Australian Journal of Agricultural Economics, 32, pp. 98-112.
- SKOU ANDERSEN M. (1994), *Governance by green taxes : making pollution prevention pay*, Manchester University Press.

SMITH A. (1776), *Recherches sur la Nature et les Causes de la Richesse des Nations*, Tome 1 et 2, Traduction Nouvelle, 1992, Flammarion, Paris.

SMITH V.K. (1981), *Advances in Applied Microeconomics*, Greenwich, Connecticut, JAI Press.

SMITH V. K. et WHITE A. D. (1984), *Advances in applied microeconomics*, Greenwich, Conn., JAI Press.

SMITH V.K., DESVOUGES W.H., FISHER A. (1986), "A Comparaison of Direct and Indirect Methods for Estimating Environmental Benefits", American Journal of Agricultural Economics, mai.

SMITH V.K. (1991), "Household production functions and environmental benefit estimation", in J.B. BRADEN et C.D. KOLSTAD (eds), *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Science Publishers B.V. North Holland.

SPASH C.L., HANLEY N. (1995), "Preferences, information and biodiversity preservation", Ecological Economics, 12, (3), pp. 191-208.

SPENCE A. M. (1973), *Market signalling : information transfer in hiring and related processes*, Cambridge, Harvard University Press.

SPASH C., HOLLAND A., O'NEILL (1998), *Environmental values and wetlands ecosystems, CVM, ethics and attitudes*, Rapport de recherche, Cambridge University.

SPULBER D.F. (1988), "Optimal environmental regulation under asymmetric information", Journal of Public Economics, 35, pp. 163-181.

STEUART J. (1767), *An Inquiry into the Principles of Political Economy*, trad. fr. Attribuée à E.F. de Sénovert : *Recherches sur les principes de l'économie politique*, Paris, Didot, 5 vol., pp. 1789-1790.

STEVENS T.H., ECHEVARRIA J., GLASS R.J., HAGER T., MORE T.A. (1991), "Measuring the existence value of wildlife : what do CVM estimates really show ?", Land Economics, 67, 4, pp. 390-400.

STEYAERT P. (2001), "Associer objectifs environnementaux et pratiques agricoles, Les mesures agri-environnementales à l'épreuve du terrain", Fasçade, INRA – Systèmes Agraires et Développement (SAD), n°9, janvier/mars, pp.1-4.

STIGLER J. G. (1966), *The Theory of Price*, 3^{ème} édition, New York, Mac Millan.

STRINGER Y. (1993), "Le mirage des retombées économiques" in GAUTHIER G., THIBAUT M. (dir.), *L'analyse coûts-avantages : défis et controverses*, Collection Gestion, Economica, Paris, pp. 335-350.

STRUILLOU J-F. (2003), "La prépondérance de la dimension environnementale dans les CTE", Economie Rurale, 273-274, pp. 212-226.

- STUCKI E. (1992), *Paiements directs : Clarification des notions*, Actes du 30^{ème} Séminaire de l'Association Européenne des Economistes Agricoles, "Les Paiements Directs dans les Politiques Agricole et Régionale", Château-d'Oex, Suisse, 11 et 13 novembre 1992, pp. 11-22.
- SYNDICAT MIXTE de MILLEVACHES en LIMOUSIN (2000), *Projet de Charte*, 6^{ème} édition.
- TAYLOR P. W. (1984), "Are humans superior to animals and plants ?", Environmental Ethics, 6.
- TERNY G. (1971), *Economie des services collectifs et de dépense publique*, Dunod, Paris.
- THANNBERGER-GAILLARDE E. (1997), *Contrat agri-environnemental et production de bien commun*, Thèse présentée à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat, novembre.
- THANNBERGER-GAILLARDE E. (1999), "Contrat agri-environnemental : un outil pour quelles coordinations ? ", Economie Rurale, n°249, janvier-février, pp. 34-40.
- THEYS J. (1998), "Vingt ans de politique française d'environnement : les années 70-90", in BARRAQUE B., THEYS J. (dir.), *Les politiques de l'environnement. Evaluation de la première génération : 1971-1995*, Editions Recherches, pp. 17-40.
- THIEBAUT L. (1992), *Demandes de biens d'environnement et interventions publiques en agriculture, cas de la France*, Thèse pour le doctorat d'Economie du développement agricole, agro-alimentaire et rural, Université de Montpellier I.
- THIEBAUT L. (1993), "Les Agriculteurs Producteurs de Paysage", Bulletin Technique d'Information, Numéro spécial "Economie du Paysage et Agriculture", janvier-février / mars-avril, 1993, 11-12 nouvelle série, pp. 6-13.
- THOM R. (1989), "Une définition de la réversibilité", in *Les Figures de l'irréversibilité en économie*, Colloque organisé par l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, juin 1989, Paris.
- THOMAS A. (2000), *Econométrie des variables qualitatives*, Dunod, Paris.
- TIETENBERG T.H. (1985), *Emissions Trading*, Resources for the Future, Washington.
- TOMASSONE R. (1983), *La régression : nouveaux regards sur une ancienne méthode statistique*, INRA et MASSON, Paris.
- TOMASSONE R. (1989), *Comment interpréter les résultats d'une régression linéaire ?*, ITCF, Paris.
- TOUTAIN J.C., DESAIGUES B. (1978), *Gérer l'environnement*, Economica, Paris.

- TULKENS H. (1995), "L'environnement peut-il être appréhendé comme un bien économique ? ", Cahiers de Prospective, Environnement et Choix Economiques d'Entreprises, pp. 22-37.
- TURNER R. K. (1979), "Cost-benefit analysis – a critique", Omega, vol. 7, n°5, pp. 411-419.
- TURNER R. K. (2001), "The place of economic values in environmental valuation", in BATEMAN I. J., WILLIS K. G. (eds), *Valuing environmental preferences*, Oxford University Press, pp. 17-41.
- VADNJAL D., O'CONNOR M. (1994), "What is the value of Rangitoto Island ?", Environmental Values, 3, pp. 369-380.
- VALADAS B. (1998), *Millevaches en Limousin – Architecture du Plateau et de ses abords*, Département de Géographie, Université de Limoges, p14.
- VALKENBURG S.V. and HELD C.C. (1952), *Europe*, New York, Wiley.
- VALLEE A. (2002), *Economie de l'environnement*, Editions du Seuil, Paris, p. 124.
- VAN DEN BERGH R. (1988), "Le droit civil face à l'analyse économique du droit", Revue Internationale de Droit Economique, n°2, pp. 229-254.
- VAN DEN BERGH R. (1996), "The growth of law and economics in Europe", European Economic Review, 40, pp. 969-977.
- VAN DEN HOVE S. (2000), "Approche participative pour la gouvernance en matière de développement durable", Cahiers du C3ED.
- VAN HUYLENBROECK G. and WHITBY M. (1999), *Countryside stewardship : farmers, policies and markets*, Pergamon Press.
- VANOLI A. (1980), "Quelques réflexions sur la notion de patrimoine" in *Les comptes de patrimoine*, coll. de l'INSEE, 312 p.
- VARIAN H.R. (1992), *Introduction à la microéconomie*, Bruxelles, De Boeck Bruxelles.
- VATN A., BROMLEY D.W. (1995), "Choice without prices without apologies", in BROMLEY D.W. (ed), *The Handbook of Environmental Economics*, Balckwell Handbooks in Economics.
- VAUGHN W.J., RUSSEL C.S. (1982), *Fresh Water Recreational Fishing : The National Benefits of Water Pollution Control*, Washington D.C., Resource for the Future.
- VERCHERAND J. (1991), *Réforme de la Politique Agricole Commune et Prise en Compte des Effets Externes*, Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies, Université de Bourgogne.
- VERMERSCH D. (1993), "La maldonne du nouveau soutien public à l'agriculture", DAFE / SDEP, Etudes, mars, pp. 337-340.

- VERMERSCH D. (1998), *Relations homme-nature : vers une nouvelle économie rurale ?*, Déméter 1999 : Economie et Stratégies agricoles, Armand Colin, Paris, pp. 187-206.
- VERON F. (1993), *Rémunérations liées à l'entretien de la nature*, SFER Session de Printemps, Montpellier, mai 1993.
- VERON F. (1996), "Le paysage dans les mesures agri-environnementales", Montagnes Méditerranéennes, 34, pp. 49-52.
- VINER J. (1931), "Cost curves and supply curves", Zeitschrift für Nationalökonomie, 111, pp. 23-46.
- WADE R. (1987), "The management of common property resources : collective action as an alternative to privatisation or state regulation", Cambridge Journal of Economics, 11, pp. 95-106.
- WALSH R. G. and SUTHERLAND R. J. (1985), "Effect of distance on the preservation value of water quality", Land Economics, 61, pp. 281-291.
- WALSH R.G., JOHNSON D.M. et al. (1989), "Issues in nonmarket valuation and policy application : a retrospective glance", Western Journal of Agricultural Economics Association, 14 (1), pp. 178-188.
- WALTON R.E. et McKERSIE R.B. (1965), *A behavioral theory of labor negotiations : an analysis of a social interaction system*, McGraw-Hill.
- WEITZMAN M.L. (1974), "Prices vs quantities", The Review of Economic Studies, 41, pp. 477-491.
- WHITBY M. and HANLEY N. (1986), "Problems of Agricultural Externalities : A Conceptual Model with implications for Research", Journal of Agricultural Economics, 37, 1, pp. 1-11.
- WILLINGER M. (1996), "La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction de la valeur de préservation", Natures, Sciences, Sociétés, 4, 1, pp. 6-22.
- WILLIS K.G. (1990), "Valuing non-market wildlife commodities : An evaluation and comparison of benefits and costs", Applied Economics, vol. 22, pp. 13-30.
- WILLIS K.G., BUTTON K., NIJKAMP P. (1999), *Environmental Valuation, Volume I : Methods and Anomalies*, Environmental Analysis and Economic Policy, An Elgar Reference Collection, Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA.
- WILLIS K.G., BUTTON K., NIJKAMP P. (1999), *Environmental Valuation, Volume II : Multi-Attribute Programmes, Validity, Allocation Issues and Case Studies*, Environmental Analysis and Economic Policy, An Elgar Reference Collection, Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA.

WILLIS K. G. and G. D. GARROD (1991), "Landscape values : a contingent valuation approach and case study of the Yorkshire Dales National Park", Working Paper 21, Countryside Change Working Paper Series.

WILLIS K. G. and G. D. GARROD (1991), "An individual travel-cost method of evaluating forest recreation", Journal of Agricultural Economics, Vol. 42, pp. 33-42.

WILLIS K. G. and G. D. GARROD (1992), "Assessing the value of future landscapes", Landscape and Urban Planning, 23, pp. 17-32.

WILLIS K. G. and G. D. GARROD (1993), "Valuing landscape : a contingent valuation approach", Journal of Environmental Management, 37, pp. 1-22.

WILLIS K. G., GARROD G. D., SAUNDERS C.M. (1993), *Valuation of the south downs and somerset levels and moors environmentally sensitive area landscapes by the general public*", Research Report, Centre for Rural Economy, University of Newcastle Upon Tyne.

WINGO L. (1961), *Transportation and Urban Land*, Washington DC, Resources for the Future.

WINTER L.A. (1989), "Les objectifs dits « Non-économiques » du soutien à l'agriculture", Perspectives Economiques de l'OCDE, pp. 268-300.

WOLFELSPERGER A. (1986), "La théorie des biens collectifs", Supplément aux Cahiers Français, n°228, "Les Libéralismes Economiques", octobre-décembre, La Documentation Française, Paris.

XEPAPADEAS A.P. (1991), "Environmental policy under imperfect information : incentives and moral hazard", Journal of Environmental Economics and Management, 20, pp. 113-126.

YOUNG T. et GEOFFREY A. (1986), "Methods for Valuing Countryside Amenity : an Overview", Journal of Agricultural Economics, 37, 3, pp. 349-364.

ZAJONC R. and H. MARKUS (1982), "Affective and cognitive factors in preferences", Journal of Consumer Research, 9 september, pp. 123-131.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	1
PREMIERE PARTIE : LA THÉORIE ECONOMIQUE FACE AU PAYSAGE AGRICOLE	16
CHAPITRE 1 : LE PAYSAGE AGRICOLE, UN BIEN PRODUIT ET CONSOMME	21
SECTION 1 : LA PRODUCTION DU PAYSAGE	23
I – Analyse de la formation du paysage : le cadre de l’analyse spatiale	24
A – De la structuration globale du territoire à celle de l’espace agricole par Von Thünen	25
1 – Le débat concentration / dispersion : conséquences pour le paysage	26
a – Des origines du débat à la naissance du paysage économique	26
b – Impact paysager de ces localisations	32
2 – Le modèle de Von Thünen : le paysage agricole	36
a – Le paysage agricole : résultat de la localisation des cultures	37
b – L’enrichissement du modèle	40
B – De Von Thünen au paysage agricole actuel : les limites de cette approche	41
1 – Actualité du paradigme de Von Thünen	42
a – Une réalité encore présente	42
b – Les prolongements du paradigme de Von Thünen : le paysage global	44
2 – Les limites de l’explication de la formation du paysage agricole par la théorie spatiale	47
II – La paysage : un produit joint et une externalité	52
A – Un service joint à la production agricole	52
1 – Définition du paysage en tant que produit joint	53
a – Le processus de production jointe	53
b – Place du paysage dans le processus de production jointe	55
2 – La zone d’étude : une illustration	60
a – Le paysage actuel : résultat du recul de l’agriculture	60
b – Les caractéristiques de l’externalité paysagère	64
B – Le paysage : une externalité produite par l’agriculture	69
1 – Les caractéristiques de l’externalité paysagère	70
2 – Le paysage : une externalité positive ?	72
3 – Le paysage, une externalité : conséquences et limites	74
SECTION 2 : LA NATURE ECONOMIQUE DU PAYSAGE	78
I – Le paysage agricole : un exemple de bien économique	79
A – Entre ressource naturelle et/ou bien économique	80

1 – Le paysage entre naturel et artificiel	80
2 – Le paysage : un bien public mondial	83
3 – Le paysage : bien privé ou bien public ?	85
B – La gestion du paysage agricole : un bien collectif mixte	89
1 – La production d’un bien public mixte : une production sous-optimale	89
a – Le problème du passager clandestin	90
b – Le dilemme du prisonnier	91
2 – Nécessité d’une « gestion » du bien paysage	93
a – L’apport de la théorie des clubs	94
b – L’intervention publique au service du bien collectif mixte	95
II – Les enjeux de la gestion du paysage : bien collectif mixte et externalité	98
A – Nécessité de l’intervention de l’Etat : réallocation ou redistribution des ressources ?	100
1 – Un problème de choix d’instruments	100
a – La doctrine pigouvienne	101
b – Les différents instruments des politiques d’environnement	102
c – La régulation au moindre coût	105
2 – Le problème d’asymétrie de l’information	107
a – Les limites de la régulation administrative par A.C. Pigou	107
b – La problématique du choix de l’instrument en situation d’incertitude	109
3 – Des solutions à l’incertitude informationnelle des autorités publiques	112
a – La combinaison des instruments	112
b – L’apport de la théorie des incitations au problème du déficit informationnel de l’Etat	115
B – Le recours à la solution des droits de propriété	118
1 – Le théorème de Coase	120
a – Les fondements	120
b – Les limites du théorème de Coase	122
2 – L’utilisation de la solution coasienne des droits de propriété dans le cas d’un bien public mixte	124
a – Détermination d’un système d’internalisation optimal	124
b – Droits de propriété et négociation collective décentralisée	129
3 – Droits de propriété, paysage et agriculture	134

**CHAPITRE 2 : LE PAYSAGE AGRICOLE COMME PATRIMOINE,
UNE STRATEGIE DE LEGITIMATION DE L’ACTION
DE PROTECTION 141**

SECTION 1 : LA LEGITIMITE DE LA TRANSMISSION DU PAYSAGE 144

I – Transformations du paysage agricole : destruction ou évolution naturelle	145
A – Evolution du paysage	145
1 – Le couple conservation / destruction	145
a – Irréversibilité de cette évolution ?	145
b – Incertitude sur les possibilités de substitution	148
2 – La transmission du paysage	150
a – Définition du patrimoine paysager	150
b – L'équité intergénérationnelle	153
B – La gestion patrimoniale du paysage	156
1 – Principales justifications	156
a – Un paysage aux multiples usages	156
b – Le paysage, objet d'une demande	157
2 – Principes de gestion	159
a – Les caractères propres de la gestion patrimoniale	159
b – La négociation patrimoniale	161
II – Une évolution des moyens de préservation du paysage agricole : de la protection à la gestion	162
A – La législation française au service du paysage	163
1 – Un bref rappel historique	163
a – Des sites remarquables aux paysages banals	163
b – Du paysage protégé au paysage aménagé	165
2 – Gestion du paysage par l'agriculture	167
a – Une intégration progressive	167
b – La nouvelle loi d'orientation agricole : une évolution dans les droits de propriété sur le paysage	170
B – Au niveau européen	172
1 – Un renforcement des mesures agri-environnementales et paysagères	173
a – Une première phase : les mesures agri-environnementales (MAE)	173
b – Le renforcement des MAE et le plan de développement rural	176
2 – Importance relative de ces mesures	179
a – D'un premier bilan mitigé...	179
b - ... à une deuxième phase prometteuse	182
 SECTION 2 : VALEUR ET TRANSFERABILITE DU PAYSAGE	186
I – La valeur du paysage : un bien essentiellement non marchand	188
A – Le dépassement de la valeur d'usage	188
1 – Les déterminants de la valeur de non-usage	188
2 – Nature de la valeur d'un paysage : des valeurs d'usage aux valeurs de non-usagée	192
a – Les bénéfices d'usage	193

b – La valeur patrimoniale	195
B – Le problème du financement du non-marchand	198
1 – Optimum avec un bien public	198
a – Les conditions supplémentaires de l’optimum	199
b – Interprétation économique de l’optimum	201
2 – Les formes privées de financement	203
a – L’équilibre de Lindhal	204
b – L’équilibre avec souscription	206
c – Insuffisance des formes privées de financement	208
3 – Intervention publique, fiscalisation de l’effet externe et subvention optimale	209
II – Valeur du paysage et systèmes d’exploitation agricole	212
A – Les justifications pour un soutien à l’agriculture	212
1 – Les enseignements de la théorie du bien-être	213
2 – Les justifications d’un soutien généralisé	214
B – Les modalités du soutien au secteur agricole en faveur du paysage	217
1 – Les aides directes	218
2 – Le découplage des aides au service de l’environnement	221
3 – Pour un couplage des aides ?	223
4 – Les critiques d’un soutien public à l’agriculture	225

**DEUXIEME PARTIE : POUR UNE PRESERVATION EFFICACE DU PAYSAGE
AGRICOLE : le recours à l’évaluation contingente 234**

**CHAPITRE 3 : LE CADRE DE L’EVALUATION : ASPECTS CONTEXTUELS ET
METHODOLOGIQUES 239**

SECTION 1 : LES CONTRATS TERRITORIAUX D’EXPLOITATION,

LES ENJEUX DE LA NEGOCIATION DECENTRALISEE	241
I – Des mesures agri-environnementales (MAE) aux Contrats Territoriaux d’Exploitation (CTE)	242
A – Les mesures agri-environnementales : une première avancée vers la négociation décentralisée	243
1 – Les leçons de l’expérience française	243
a – Quelques cas concrets : les OLAE et les PDD	244
b – Un bilan général	249
2 – Les caractéristiques principales des contrats agri-environnementaux	251
a – Un caractère novateur relatif	251
b – Un outil d’amélioration du bien-être collectif	253
B – Les Contrats Territoriaux d’Exploitation (CTE) : de réels progrès	254

1 – Les principes	255
2 – Un instrument territorialisé, objet d’une concertation locale	258
3 – Bilan de l’avancement du dispositif des CTE	260
II – Des CTE individuels aux CTE collectifs territoriaux : pour une meilleure prise en compte du caractère collectif du paysage	263
A – Les CTE collectifs : une responsabilisation progressive	264
1 – Un rappel sur la négociation décentralisée	264
2 – Le processus d’élaboration des CTE collectifs	268
B – L’approche contractuelle : une conciliation des usages agricoles et de la préservation des paysages	272
1 – Un processus multiforme	272
2 – Les conditions favorables à l’engagement des acteurs	275
 SECTION 2 : ANALYSE ET BILAN DES DIFFERENTES METHODES APPLIQUEES	
AU PAYSAGE	282
I – Les méthodes des marchés de substitution	283
A – La méthode des prix hédonistes	284
1 – La méthode générale et son application au paysage	284
a – Les principes	284
b – Quelques exemples d’application	287
2 – Les limites de l’application de la MPH au paysage	291
B – La méthode des coûts de transport	294
1 – Présentation de la méthode	294
2 – Les inconvénients de la méthode	298
II – La méthode d’évaluation contingente : la mesure de la valeur de non-usage	301
A – Les fondements théoriques de la méthode	302
1 – Présentation et principe général de la méthode	302
2 – La question de révélation des préférences	305
3 – Les différentes mesures du surplus du consommateur	309
4 – La pertinence de l’évaluation économique	313
a – Morale, utilité et bien-être	314
b – Incommensurabilité entre valeur éthique et valeur monétaire	316
B – Application au paysage : des résultats encourageants	319
1 – Un premier bilan	320
2 – Mise en œuvre et avantages de la méthode.....	323
 CHAPITRE 4 : LA DIFFICILE PRISE EN COMPTE DE LA DIMENSION	
COLLECTIVE DU PAYSAGE PAR LA	
METHODE D’EVALUATION CONTINGENTE	
	328

SECTION 1 : UNE APPLICATION DE LA METHODE D'EVALUATION

CONTINGENTE AU PAYSAGE DU PLATEAU DE

MILLEVACHES330

I – La méthodologie de l'enquête	331
A - Les difficultés de construction d'un marché contingent	332
1 – La question de l'information fournie	332
2 – La description du questionnaire : la question du mode de paiement	334
3 – Le scénario	336
B – L'administration par voie postale	339
1 – Le problème du biais d'auto-sélection	339
2 – La population mère	340
a – Les résidents de la zone d'étude	341
b – Les résidents du Limousin hors zone d'étude	343
c – Les vacanciers	345
II – Motivations égoïstes versus motivations altruistes	347
A – Les résultats de l'analyse descriptive	347
1 – Analyse statistique de l'échantillon	348
a – Les résidents de la zone d'étude (R1)	348
b - Les résidents du Limousin hors zone d'étude (R2)	349
c – Les vacanciers (VAC)	349
2 – Analyse des préférences	351
B – Les déterminants du consentement à payer	358
1 – L'analyse du consentement à payer	358
a – La distribution des consentements à payer	358
b – Le traitement des réponses nulles	362
2 – Les modèles explicatifs de la formation du consentement à payer	365
a – Les variables explicatives du consentement à payer	365
b – Les principaux biais	370
c – Les résultats	372
d – Les facteurs influençant la capacité à formuler un consentement à payer ...	378
3 – Interprétation et évaluation des résultats	379

SECTION 2 : A PROPOS DES LIMITES DE LA METHODE D'EVALUATION

CONTINGENTE : DES PRINCIPAUX BIAIS

AUX PERSPECTIVES D'AMELIORATION 383

I – Les critiques adressées à la méthode d'évaluation contingente	384
A – Le biais hypothétique	385
1 – Les difficultés de monétarisation du paysage : un consentement à payer surestimé	385

2 – Des solutions pour corriger ce biais	386
B – Le biais d’inclusion	390
1 – Des tentatives d’explication	390
2 – Le problème de l’effet de focalisation	392
II – L’amélioration de la MEC au service du processus de décision	392
A – La MEC : une méthode inadaptée à l’expression des motivations citoyennes	395
1 – Une démarche non adaptée ?	397
2 – Le recours à un processus délibératif	397
B – L’approche délibérative	400
1 – La consultation sans monétarisation	402
a – Les avantages de la délibération	402
b – Le « jury de citoyens » : une alternative délibérative à l’évaluation contingente	405
2 – Consultation et monétarisation	408
Conclusion générale	419
Annexes	428
Bibliographie	462

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Position sur la frontière des possibilités de production et exemples de production d'aménités paysagères.....	59
Tableau 2 : Population de 15 ans et plus par CSP.....	65
Tableau 3 : Evolution du nombre d'exploitation, de la Superficie Agricole Utilisée moyenne (ha) et de la Superficie Agricole Utilisée entre 1979 et 2000.....	67
Tableau 4 : Les différentes catégories de biens économiques.....	88
Tableau 5 : Matrice de jeu du dilemme du prisonnier.....	92
Tableau 6 : Le dilemme du prisonnier, consommateur de paysage.....	131
Tableau 7 : Les attributs du paysage, source de valeur.....	193
Tableau 8 : Les principaux travaux d'estimation des aménités liées à l'agriculture ou à la forêt par la méthode des prix hédonistes.....	290
Tableau 9 : Les différentes mesures hicksiennes de bien-être pour la méthode d'évaluation contingente	311
Tableau 10 : Consentement à payer pour préserver des paysages agricoles.....	322
Tableau 11 : Profil de l'échantillon des résidents de la zone d'étude par classe d'âge.....	342
Tableau 12 : Profil de l'échantillon des résidents de la zone d'étude par CSP.....	342
Tableau 13 : Profil de l'échantillon des résidents de la zone d'étude par niveau d'études.....	343
Tableau 14 : Profil de l'échantillon des résidents du Limousin par classe d'âge.....	343
Tableau 15 : Profil de l'échantillon des résidents du Limousin par CSP.....	344
Tableau 16 : Profil de l'échantillon des résidents du Limousin par niveau d'études.....	345
Tableau 17 : Profil de l'échantillon des vacanciers par classe d'âge.....	345
Tableau 18 : Profil de l'échantillon des vacanciers par CSP.....	346
Tableau 19 : Profil de l'échantillon des vacanciers par niveau d'études.....	346
Tableau 20 : Les différents types d'entretien effectués par les résidents de la zone d'étude.....	348
Tableau 21 : Motivations des vacanciers à venir dans la région.....	350
Tableau 22 : Principales motivations avancées par les vacanciers pour la préservation des paysages ouverts du Plateau de Millevaches.....	351
Tableau 23 : Description des différentes photographies proposées.....	352
Tableau 24 : Répartition des préférences paysagères selon les différentes catégories de personnes enquêtées (en %).....	352
Tableau 25 : Nombre de personnes (en %) accordant une importance particulière au paysage ouvert.....	356
Tableau 26 : Nombre de personnes déclarant qu'il est nécessaire de sauvegarder les paysages ouverts en tant que patrimoine.....	356
Tableau 27 : Nombre de personnes (en %) acceptant de voir leur taxe d'habitation ou de séjour augmenter pour participer au financement d'un programme d'entretien des paysages ouverts (landes et tourbières).....	356
Tableau 28 : Répartition des consentements à payer nuls et non formulés par les résidents de la zone d'étude.....	364
Tableau 29 : Répartition des consentements à payer nuls et non formulés par les résidents du Limousin hors zone d'étude.....	364
Tableau 30 : Répartition des consentements à payer nuls et non formulés par les vacanciers.....	364
Tableau 31 : Répartition des réponses nulles et distinction des vrais et faux zéros.....	365
Tableau 32 : Les variables explicatives du modèle pour les résidents de la zone d'étude.....	366
Tableau 33 : Les variables explicatives du modèle pour les résidents du Limousin hors zone d'étude.....	367
Tableau 34 : Les variables explicatives du modèle pour les vacanciers.....	368
Tableau 35 : Classification des variables explicatives du CA.....	369
Tableau 36 : Résultats de l'estimation avec transformation Box-Cox pour les résidents de la zone d'étude.....	374
Tableau 37 : Résultats de l'estimation avec transformation Log-linéaire et Box-Cox pour les résidents du Limousin hors zone d'étude.....	376
Tableau 38 : Résultats de l'estimation avec transformation Log-linéaire et Box-Cox pour les vacanciers.....	377
Tableau 39 : Résultats du modèle Probit sur les trois échantillons fusionnés.....	378

INDEX DES FIGURES

Graphique 1 : Courbe de rente	38
Graphique 2 : Détermination des cultures	39
Graphique 3 : Ensemble de production des biens agricoles et des aménités paysagères	56
Graphique 4 : Externalité paysagère producteur – consommateur associée à l’activité agricole	73
Graphique 5 : Comparaison de l’efficacité d’une taxe et d’une norme uniforme	106
Graphique 6 : Pollution et coûts et dommages marginaux	110
Graphique 7 : Systèmes alternatifs de droits de propriété et niveaux de production efficients	136
Graphique 8 : Les déterminants de la valeur d’existence	191
Graphique 9 : La négociation : entre affrontement et consensus	265
Graphique 10 : Les motifs de la préservation des paysages ouverts du Plateau de Millevaches	357
Graphique 11 : Distribution des consentements à payer (CAP) des résidents de la zone d’étude	359
Graphique 12 : Distribution des consentements à payer corrigés (CAP) (après exclusion des faux zéros) des résidents de la zone d’étude	359
Graphique 13 : Distribution des consentements à payer (CAP) des résidents du Limousin hors zone d’étude	360
Graphique 14 : Distribution des consentements à payer corrigés (CAP) (après exclusion des faux zéros) des résidents du Limousin hors zone d’étude	360
Graphique 15 : Distribution des consentements à payer (CAP) des vacanciers	361
Graphique 16 : Distribution des consentements à payer corrigés (CAP) (après exclusion des faux zéros) des vacanciers	361

INDEX DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Le cadre législatif français relatif à la protection du paysage	429
ANNEXE 2 : Présentation de la zone d’étude	430
ANNEXE 3 : Questionnaire adressé aux résidents de la zone d’étude	431
ANNEXE 4 : Questionnaire adressé aux résidents du Limousin hors zone d’étude	436
ANNEXE 5 : Questionnaire adressé aux vacanciers	441
ANNEXE 6 : Le consentement à payer moyen en fonction des différentes caractéristiques de l’échantillon : résultats descriptifs	447

LE PAYSAGE AGRICOLE :UN ESSAI D'EVALUATION

Résumé :

L'objectif de la thèse est de déterminer si le paysage agricole fait l'objet d'une gestion efficace de la part des politiques publiques à l'œuvre, notamment dans le cadre des Contrats Territoriaux d'Exploitation. Cette démarche implique que le paysage soit défini en tant que bien économique et en tant que patrimoine. La prise en compte de la dimension collective du paysage dans le processus de décision ne peut alors se faire que par rapport à sa valeur économique totale qui ne se limite plus aux seules valeurs d'usage. Il faut prendre en compte de nouvelles catégories de valeurs dites de non-usage. Pour estimer ces dernières, la méthode la plus appropriée apparaît être la Méthode d'Evaluation Contingente. Afin de tester ses capacités et ses limites, nous l'avons appliquée au site du Plateau de Millevaches en Limousin. Ces observations nous ont conduit à nous interroger sur les conditions requises pour que cette méthode d'évaluation soit capable de soutenir le processus de décision.

THE AGRICULTURAL LANDSCAPE : A TEST OF EVALUATION

Abstract:

The aim of the thesis is to determine if the agricultural landscape is the subject of an effective management on behalf of the public policies to work, in particular within the framework of the Territorial Contracts of Exploitation. This implies that the landscape is defined as an economic good and an inheritance. The taking into account of the collective dimension of the landscape in the decision-making process can then be done only compared to its total economic value which is not limited any more to the only practical values. It is necessary to take into account new categories of non-use values. To estimate this latter point, the most suitable method appears being the Contingent Valuation Method. In order to test the capacities of this method and its limits, we applied it to the site of the Plateau of Millevaches in the Limousin area (France). These observations help us to define conditions in order to support the decision-making process with this valuation method.