



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
<http://ageconsearch.umn.edu>
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Donner une valeur à la biodiversité

Caroline GAUTHIER

On the value of biodiversity

Summary — Biodiversity has become a major global issue. The 1992 Earth summit at Rio recommended discussions on approaches to safeguard biodiversity and to implement national conservation strategies (CNUED, 1993). Such preservation programs generate benefits but are costly. Planners must be given quantitative elements to appreciate these benefits and costs. Economists are then in front of a classical micro-economic problematic: they have to establish the relation between the level of biodiversity and the social value of the services flows it generates. Therefore they use a surplus analysis. This paper shows why such a valuation exercise is difficult for economists: the available frame for such an analysis in the context of the biodiversity preservation is not sufficient.

This insufficiency results firstly from the complexity of the resource. The paper shows that there is no unique and precise definition of the biodiversity. The definition of the biologists and the definition of the ecologists differ. The correspondance with the economic good biodiversity is then difficult.

This insufficiency results secondly from the non-familiarity of the individuals with the good to value. Because valuation must take into account the totality of the benefits (use and non-use benefits) that biodiversity preservation may generate, data issued from hypothetical markets have to be used. On these hypothetical markets, people are directly interviewed on the value they give to biodiversity. But the non-familiarity of the individuals with the good to value (a program of biodiversity preservation) often implies that the obtained values are biased. Individuals are not accustomed to consider a biodiversity preservation program in their program of utility maximization.

Key-words:

renewable resources and conservation management, environmental management, demand and supply.

This article proceeds by a review of the existing studies. The most remarkable ones are then developed to illustrate the above aspects

Donner une valeur à la biodiversité

Mots-clés:

biodiversité, évaluation monétaire, préservation des ressources naturelles, analyse coût-bénéfice.

Résumé – La préservation de la diversité biologique, ou biodiversité, est devenue une priorité publique pour les Etats-membres de l'ONU. Les recherches se donnent pour objectif l'identification des bénéfices et coûts de ces programmes. Une telle analyse s'appuie sur une problématique de micro-économie classique. Il s'agit d'établir la relation entre le niveau de biodiversité et la valeur sociale du flux de services rendus par ce niveau. Le cadre dont disposent les économistes pour procéder à une telle évaluation n'est cependant pas suffisant. La revue des études présentée dans cet article met en évidence cette insuffisance en insistant sur deux problèmes spécifiques à la ressource : la non-familiarité et la complexité du bien pour les individus.

* GREMAQ, Toulouse et GREEN, Université Laval, Département d'Economie, Pavillon J.A. DeSève, Ste Foy G1K 1P7, Québec.

E-mail: cgau@ecn.ulaval.ca

Je remercie Jean-Pierre Amigues ainsi qu'un lecteur anonyme de la revue pour leurs conseils lors de la rédaction de cet article.

LES Etats-membres de l'ONU ont rédigé la Convention sur la Diversité biologique lors de la Conférence de Rio (CNUED, 1993). Cette convention vise à enrayer le déclin supposé de cette ressource, conséquence des activités humaines. Au delà d'une démarche d'inventaire, il s'agit de mettre en œuvre une stratégie globale de préservation de la biodiversité à l'échelle planétaire. La préservation est en effet source de bénéfices (écologiques, économiques, esthétiques, éthiques...). Elle présente cependant des coûts. Les recherches économiques sur ce champ se donnent donc pour objectif d'offrir aux décideurs des éléments quantitatifs d'appréciation des bénéfices et des coûts des programmes de préservation de la biodiversité. Ces analyses s'appuient sur une problématique de micro-économie classique. Elles tentent de faire la relation entre un niveau de biodiversité et la valeur sociale du flux de services rendus par ce niveau. Plus précisément, l'économiste cherche à déterminer l'effet d'une petite variation du niveau de biodiversité sur le bien-être de la société. Il s'agit donc d'analyses en terme de surplus. Cet article se propose de montrer, à travers la revue des études existantes, que le cadre dont disposent les économistes pour réaliser ces analyses est encore insuffisant.

Cette insuffisance résulte premièrement de l'absence d'une définition claire et précise de la biodiversité en biologie, ce qui rend difficile la construction d'un bien économique biodiversité. On distingue en effet deux courants parmi les naturalistes. Les biologistes la définissent comme suit : « *La diversité biologique signifie la variabilité parmi les organismes vivants de toutes sortes, incluant les écosystèmes terrestres et aquatiques et les complexes biologiques auxquels ils appartiennent. Elle inclut la diversité à l'intérieur des espèces, entre les espèces et des écosystèmes* » (CNUED, 1993). Les écologistes considèrent la biodiversité du point de vue de ses fonctions, en particulier la fonction de préservation de la résilience de l'écosystème (Holling *et al.*, 1995) : « *Ainsi la diversité des systèmes écologiques peut être représentée par un petit ensemble de processus biotiques, abiotiques ou physiques, opérant chacun à différents niveaux* » (Holling, 1992). L'analyse des problèmes de la biodiversité niveau par niveau et l'analyse de la biodiversité à travers une approche fonctionnelle qui englobe simultanément plusieurs niveaux ne débouchent pas sur les mêmes conclusions, ce qui rend difficile l'analyse souhaitée. Un consensus se doit donc d'être atteint afin que les travaux des chercheurs soient complémentaires et comparables. Ce problème n'est pas traité ici (pour une analyse, voir Gauthier, 1997). Les définitions citées dans ce paragraphe introduisent cependant la notion de complexité de la biodiversité, thème qui sera largement repris dans la suite de cet article.

Cette insuffisance résulte deuxièmement des méthodes d'évaluation que l'on utilise. Dès que l'on souhaite évaluer la totalité des bénéfices afférents à un programme de préservation, il est nécessaire d'utiliser des données issues de marchés simulés, puisque seule l'interrogation directe

du consommateur permet une révélation de la totalité des bénéfices concernés. En particulier les données de marchés réels, portant sur des biens marchands que l'on pourrait considérer comme substituables ou complémentaires à la biodiversité, ne permettent pas de révéler les valeurs de non-usage ou les valeurs d'option attribuées par le consommateur, comme nous le verrons dans la revue. La plupart des études sont donc du type évaluation contingente ou classement contingent. Cependant ces méthodes se heurtent aux connaissances de la personne interrogée. Le bien est rarement familier pour l'individu, ce qui rend difficile sa prise en compte dans la fonction d'utilité du consommateur, lors de l'exercice d'évaluation. De la même façon, la complexité de la ressource est susceptible d'engendrer une mauvaise compréhension du concept. L'évaluation résultant est alors biaisée.

L'objectif de cet article est de présenter une revue des études d'évaluation de la biodiversité et de la commenter à partir des études les plus remarquables. La première section fournit un tableau récapitulatif de ces études. Les sections suivantes traitent des principaux problèmes de l'exercice d'évaluation, à partir d'exemples sélectionnés dans la littérature. On développera plus particulièrement les aspects évoqués plus haut : la diversité biologique est un bien d'autant plus difficile à évaluer qu'il est peu familier des individus, c'est l'objet de la deuxième section, le concept de la biodiversité est d'autant plus difficile à évaluer qu'il est très complexe, nous le verrons dans la troisième section.

REVUE DES ÉTUDES

Présentation de la revue

Le tableau 1 présente une revue des études d'évaluation de programmes de préservation ou d'amélioration de la biodiversité. Les études sont présentées dans l'ordre alphabétique des auteurs. Pour chaque étude, le tableau 1 précise les rubriques suivantes :

- Bien : le bien évalué (amélioration ou maintien, site concerné...)
- Echantillon : l'échantillon concerné – taille, type de public (nombre de réponses utilisables)
- Procédure : la procédure d'obtention de la valeur (méthode d'évaluation, format de la question de révélation – O pour ouvert, F pour fermé – de la valeur si cette dernière a été obtenue par questionnement direct)
- Aire/véhicule : l'aire du site évalué et le véhicule de paiement utilisé
- Valeur moyenne révélée : la valeur moyenne révélée ou la valeur agrégée (selon disponibilité dans l'étude) du consentement à payer pour le bien
- Traitement : le type de traitement effectué sur les données.

Certaines cases du tableau sont vides. Il s'agit de données non précisées dans les articles présentant les études.

Tableau 1. Etudes d'évaluation des programmes de préservation de la biodiversité

Auteur	Bien	Echantillon (réponses utilisables)	Procédure	Aire/véhicule de paiement	Valeur moyenne révélée	Traitement
Albers <i>et al.</i> (1996)	Maintien forêts tropicales Khao Yai, Thaïlande	Données du Parc Khao Yai	Impact sur la fonction de production			
Balick <i>et al.</i> (1992)	Maintien forêts du Belize		Impact sur la fonction de production		16 900 F/a	
Barbier <i>et al.</i> (1991)	Préservation de la plaine humide Hadejia-Jama'are, Nigéria		Impact sur la fonction de production		524 F/acre	
Barbier <i>et al.</i> (1996)	Conservation biodiversité	Données INBio et Parc Guanaste, Costa Rica	Impact sur la fonction de production		revenus totaux nets sociaux de protection: - 1 513 millions de F pour 40 ans (taux = 10%) 900 F/acre	
Bergstrom <i>et al.</i> (1990)	Demande récréative marais Louisiane		CV			
Boyle <i>et al.</i> (1987)	Maintien aigle chauve Wisconsin	106 membres association	CV voie postale (F)	/cotisation	non-usage: 230 F usage: 400 F	
Boyle <i>et al.</i> (1987)	Maintien poisson <i>striped-shiner</i>	537 membres association (435)	CV voie postale (F)		non-usage: 45 F/an	
Brookshire <i>et al.</i> (1983)	Maintien habitat de l'ours	680 chasseurs (170)	CV voie postale (O)	/cotisation spéciale		
Brookshire <i>et al.</i> (1983)	Maintien habitat du bœuf	432 chasseurs (108)	CV voie postale (O)	/cotisation spéciale	non-usage: 88 F/an usage: 141 F/an	
Cooper <i>et al.</i> (1991)	Amélioration gibier d'eau marais Californien	27 603 chasseurs	TCM		345 F/jour de chasse	régression
Cooper <i>et al.</i> (1991)	Amélioration observation oiseaux	3 000 (1320)	TCM (F)	90 000 acres/	TCM: 233 F/visite	
Cooper <i>et al.</i> (1991)	Amélioration observation oiseaux	3 000 (1320)	CV (O)	90 000 acres/	CV: 698(841)(872) F/an (nb oiseaux *1,5)(*2)	
Cooper <i>et al.</i> (1991)	Amélioration demande récréative marais	1 600 chasseurs (803)	CV réel puis voie postale (F)		960 F/an pour protection, 1 382 F/an pour agrandissement, 1 149 F/an pour décontamination, 1 140 F/an pour hausse nb saumons	logit
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Amélioration pêche commerciale marais louisiane	marché		450 000 ha/	2 603 F par acre/an (taux = 8%)	régression
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Amélioration commerce fourrure animaux marais	marché	Impact sur la fonction de production	450 000 ha/	1 240 F/acre/an (taux = 8%)	régression
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Hausse valeur récréative marais	7 837 visiteurs (1126)	CV par tracts (F)	450 000 ha/	850 F/an	régression
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Amélioration protection naturelle contre tempête	Données de l'US Army corps	Impact sur la fonction de production	450 000 ha/	15 725 F par acre/an (taux=8%)	régression

Author (Year)	Usage / Biodiversity	Study Area / Details	Impact on Production (Energy Analysis)	Area (ha)	Cost / Value (F/ha)	Conversion Equivalent Energy
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Usage biodiversité marais		Impact sur la fonction de production (analyse de l'énergie)	450 000 ha	52 551 F par acre/an (taux= 8 %)	
Costanza <i>et al.</i> (1997)	Services renouvelables des écosystèmes terrestres	+ de 100 études préalablement existantes	Agrégation des valeurs obtenues dans les études	51 623 millions ha	165 000 000 millions F/an	
DeKay <i>et al.</i> (1995)	Préservation espèces animales	étudiants Boulder (63)	CV	Valorisation ordinaire		
Desvousges <i>et al.</i> (1992)	Conservation gibier d'eau, animaux des marais	aléatoire	CV face-à-face (O)	/permis de chasse	345 F/an	
Diamond <i>et al.</i> (1992)	Conservation sites dans Etats Colorado, Montana, Idaho, Wyoming	240 résidents (150)	CV tél (O)	/taxe fédérale	non-usage: 342 F/an	
Dobias (1988)	Amélioration éléphants Parc National Khao Thai		CV		77 F	
Duffield (1992)	Reintroduction loups Yellow Stone National Park	1 474 visiteurs (457)	CV voie postale (F)	/cotis. assoc.	non-usage: 102 F/an usage: 32 F/an	
Duffield <i>et al.</i> (1993)	Amélioration habitat et récréation rivières MT et WA	780 résidents (260)	CV Voie postale (F)	/Conts. assoc.	non-usage: 23 F/an usage: 60 F/an	
Eubanks <i>et al.</i> (1989)	Préservation vie sauvage	30 Etats US	Analyse données fiscales	/contribution déductible	total des contributions pour 1983: 114,7 millions de F	robit
Garrud <i>et al.</i> (1997)	Préservation biodiversité forêts de conifères, UK	650 résidents aléatoire (648)	CV par rang	300 000 ha/Taxes	0.001 F/an par ha (bas niveau de préservation) 0.0017 F/an par ha (haut niveau de préservation) de 0.0006 à 0.0069 F/an par ha (préservation totale)	logit
Grimes <i>et al.</i> (1993)	Maintien forêts Amazonie équatoriale		Impact sur la fonction de production	3 ha/	3 843 F/ha	
Gutierrez <i>et al.</i> (1992)	Conservation forêts tropicales Brésil		Impact sur la fonction de production		1 880 F/ha	
Hagen <i>et al.</i> (1991)	Maintien habitat chouette tachetée du nord US	1010 résidents US (394)	CV Voie postale (F)	/Taxe+prix du bois	non-usage: 82 F/an usage: 43 F/an	
Hanley <i>et al.</i> (1991)	Maintien oiseaux rares, paysages du Flow Country Ecosse	400 aléatoire (129)	CV Voie postale	401 375 ha/	Non-utilisateurs: 133,5 F Utilisateurs: 102 F	OLS puis robit max vraisembl.
Hanley <i>et al.</i> (1993)	Diversité hauteurs d'arbres forêts britanniques	1000 visiteurs (889)	CV Face-à-face (O)	2 000 ha/	3 F/an	
Hanley <i>et al.</i> (1993)	Diversité arbres forêts britanniques	1000 visiteurs (884)	CV Face-à-face (O)	2 000 ha/	4,45 F/an	max vraisembl.

Hanley <i>et al.</i> (1993)	Présence lieu d'eau forêts britanniques	1 000 visiteurs (918)	CV Face-à-face (O)	2 000 ha/	6,25 F/an	max vraisembl.
Hanley <i>et al.</i> (1993)	Forêt ayant caractéristiques particulières	1 041 visiteurs	CV Face-à-face (O)	/Taxe entrée	8,45 F/an	max vraisembl.
Higgins <i>et al.</i> (1997)	Préservation des écosystèmes de la montagne Fynbos , Afrique du sud	Données de Cape nature Conservation et Institute for Plant Conservation résidents	Fonction de production (modèle écologique économique)	90 000 km ² /	de 211 millions de F à 333 M de F	
Imber (1991)	Préservation de zone Kakadu (Australie)		CV	5 000 ha/	de 424 F/an à 992 F/an(10 ans)	
Keith <i>et al.</i> (1996)	Agrandissement aires de vie sauvage, Utah, CO	1263 résidents aléatoire (711)	CV tél (F)	1,9 millions acres + 5,7 millions acres/	usage: 393 F/an + 11 F/an	logit
King <i>et al.</i> (1986)	Conservation mouton aux grandes cornes, Tucson AZ	847 résidents (500)	CV voie postale (O)		non-usage: 193 F/an usage: 25,5 F/an	
Kramer <i>et al.</i> (1993)	Parc National Mandradria	visiteurs	CV		335 F	
Loomis <i>et al.</i> (1987)	Conservation habitat Lac Mono	363 résidents CA (160) 120 visiteurs (100)	CV Voie postale (F)		non-usage/résid.: 653 F/an non-usage/visit.: 1 293 F/an usage/résid.: 115 F/an usage/visit.: 337,5 F/an	
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage site de Selway	72 résidents aléatoire (1/3 visiteurs)	CV (O)	1,3 millions acres/	145 F/individu sans information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage site de Selway	278 résidents aléatoire (1/3 visiteurs),	CV (O)	1,3 millions acres/	173 F/ménage sans information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage site de Selway	256 résidents aléatoire (1/3 visiteurs)	CV (O)	1,3 millions acres/	153 F/ménage avec information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage site de Selway	365 résidents aléatoire (1/3 visiteurs)	CV (F)	1,3 millions acres/	2 445 F/ménage avec information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage de 3 sites dont Selway	377 résidents aléatoire (1/3 visiteurs)	CV (F)		le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage 57 sites dont Selway	275 résidents aléatoire (1/3 visiteurs)	CV (O)	13 millions acres	2 136 F/ménage avec information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
McFadden <i>et al.</i> (1993)	Préservation vie sauvage 57 sites dont Selway	365 résidents aléatoire (1/3 visiteurs)	CV (F)	13 millions acres	395 F/ménage avec information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
Montgomery <i>et al.</i> (1994)	Préservation de la chouette tachetée du Nord, US	Données marché du bois, 1990	Modèle TAMM		3 130 F/ménage avec information dans le questionnaire sur les autres sites	max vraisembl.
Navrud <i>et al.</i> (1991)	Participation actions WWF	1 349 (423)	CV presse puis tél (O)	/Cotis. assoc.	Valeur totale: 67 (73;3) milliards F pour que prob(survie) passe de 0,82 (0,91) à 0,91 (0,95)	150 F

Northon-Griffiths <i>et al.</i> (1995)	Conservation parcs, réserves, forêts du Kenya	Données production agricole, tourisme et sylviculture, 1990	Impact sur la fonction de production	576 070 km ²	revenus nets totaux si exploitation: 1 149 millions F revenus nets si conservation: 238 millions de F
Pearce (1991)	Conservation forêt amazonienne		Impact sur la fonction de production		bénéfices totaux: 9,6 milliards de F à 31,2 milliards de F
Pearce <i>et al.</i> (1993)	Conservation forêt mexicaine		CV	51,5 millions ha	non-usage: 760 000 F/ha usage: 755 000 F/ha
Peters <i>et al.</i> (1989)	Conservation forêts tropicales Amazonie péruvienne	Impact sur la fonction de production	Estimation théorique	68 200 F/ha	Valorisation ordinale
Poliasky <i>et al.</i> (1993)	Préservation de 14 sortes de grue	Données biologiques de Rodman, 1991	Estimation théorique (Mesure de préservation)		Valorisation ordinale
Poliasky <i>et al.</i> (1995)	Conservation de 26 plantes produisant du glucosinolate	étudiants payés (42)	CV face-à-face (O)		119 F/ha régression
Spash <i>et al.</i> (1995)	Amélioration faune bois de Cranoch GB	aléatoire (64)	CV face-à-face (O)		60 F/ha régression
Spash <i>et al.</i> (1995)	Amélioration flore bois de Cranoch GB	étudiants payés (42)	CV face-à-face (O)		96 F/ha régression
Spash <i>et al.</i> (1995)	Amélioration flore bois de Cranoch GB	aléatoire (50)	CV face-à-face (O)		480 F/ha régression
Spash <i>et al.</i> (1995)	Amélioration faune et flore bois de Cranoch GB	de Cranoch GB			
Stevens <i>et al.</i> (1991)	Maintien aigle chauve Nouvelle-Angleterre	206 résidents (85) usage: 21,6 F/ha	CV Voie postale (O)	/don	non-usage: 98,5 F/ha
Stevens <i>et al.</i> (1994)	Maintien aigle chauve GB, détermination composantes de la valeur	aléatoire (600)	CV Voie postale (F)	/don	214 F/ha dont 47,4% pour aigle chauve, 24,2 % pour environnement, 28,4 % pour bonne cause stabilisé temporelle, t-tests, régression
Stoll <i>et al.</i> (1985)	Maintien habitat grue Arkansas	44 visiteurs (30) 202 résidents (73)	CV Face-à-face (F)	/Cotis	non-usage/résid.: 120 F/ha non-usage/visit.: 148 F/ha usage/résid.: 153 F/ha usage/visit.: 16,3 F/ha
Tobias <i>et al.</i> (1991)	Conservation forêts Monteverde Costa Rica	visiteurs	TCM		280 F/visiteur 9 600 F/ha
Walsh <i>et al.</i> (1984)	Maintien aires vie sauvage Colorado	475 résidents (171)	CV Voie postale (O)		non-us.: 352 F/ha
Watson (1988)	Conservation forêt en Malaisie		Impact sur la fonction de production		27 000 F/ha

Commentaires sur la revue

Un lecture globale du tableau 1 nous apprend que les études d'évaluation de la biodiversité sont récentes. La première évaluation d'un programme de préservation de la biodiversité date de 1983 (Brookshire *et al.*, 1983). La majorité des études ont été menées aux Etats-Unis, pionniers dans les méthodes et études d'évaluation des ressources naturelles. L'évaluation de la biodiversité passe toujours par des programmes de préservation. La méthode de l'évaluation contingente est logiquement préférée aux méthodes utilisant des données issues de marchés réels pour l'obtention de la valeur cherchée. On remarque que la plupart des études ne cherchent pas à évaluer les bénéfices de la préservation de la biodiversité *per se*. Elles mesurent des valeurs attachées à la préservation d'espèces ou d'habitats particuliers. De la même façon, elles ne cherchent pas à évaluer la totalité des bénéfices d'un programme de préservation, mais des bénéfices particuliers, comme l'observation de la faune, les bénéfices commerciaux... Enfin, les valeurs moyennes révélées pour la préservation de la biodiversité sont disparates et certaines sont relativement élevées.

La typologie des études selon l'axe Milieux-Espèces permet dans le tableau 2 une lecture plus spécifique du tableau 1. Les études n'évaluent pas en général les programmes d'amélioration de la biodiversité dans son intégralité, mais l'amélioration ou le maintien d'une espèce particulière, d'un habitat particulier ou d'un site particulier. Ce choix de n'évaluer que certains aspects de la ressource n'est *a priori* pas forcément réducteur ; la préservation d'une espèce particulière ne peut s'effectuer sans une préservation plus large: préservation de l'habitat de l'espèce, préservation des organismes écologiquement dépendants de l'espèce et des organismes dont dépend l'espèce évaluée, renoncement à des projets de développement d'un site. Par exemple, la préservation de l'habitat de la chouette tachetée du nord, (Montgomery *et al.*, 1994), nécessite de restreindre l'exploitation forestière du site. Ceci permet la préservation de l'ensemble des organismes vivants du site, donc la préservation des diversités génétique, spécifique et écosystémique. La préservation d'une espèce peut donc engendrer la préservation du milieu. De la même façon, la préservation d'un site engendre le maintien d'espèces ou d'habitats particuliers. Il serait cependant faux de considérer que l'évaluation d'une espèce seule sur le site correspond en général à l'évaluation de la biodiversité totale du site. Il faut donc considérer que ce type d'évaluation partielle ne permet pas d'atteindre l'objectif défini dans l'introduction.

Le même raisonnement peut être fait à l'égard de l'évaluation partielle des bénéfices des programmes de préservation de la biodiversité. Le tableau 3 (voir plus loin) montre que les auteurs choisissent de n'évaluer que certains bénéfices de la biodiversité. Par exemple, en choisissant d'évaluer la demande récréative des marais californiens, Cooper *et al.* (1991) interrogent les individus sur des bénéfices perceptibles. Les auteurs complètent la valeur accordée à la biodiversité des marais califor-

niens par le consentement à payer des individus pour l'observation des oiseaux du site et la valeur que les chasseurs donnent au gibier d'eau de ces marais.

Certaines études couplent ces deux possibilités (évaluer certains aspects et évaluer certains bénéfices de la biodiversité) et choisissent l'évaluation d'un bénéfice particulier associé à la préservation d'une espèce particulière. Ainsi, Desvouges *et al.* (1992) s'intéressent à la valeur que les individus attribuent à la chasse au gibier d'eau.

Tableau 2.
Classification des
études selon l'axe
Milieux-Espèces

Milieux (sites...)	Espèces, habitats
Albers <i>et al.</i> (1996)	Boyle <i>et al.</i> (1987)
Balick <i>et al.</i> (1992)	Brookshire <i>et al.</i> (1983)
Barbier <i>et al.</i> (1991); (1996)	Cooper <i>et al.</i> (1991)
Bergstrom <i>et al.</i> (1990)	DeKay <i>et al.</i> (1995)
Cooper <i>et al.</i> (1991)	Desvouges <i>et al.</i> (1992)
Costanza <i>et al.</i> (1989)	Dobias (1988)
Costanza (1997)	Duffield (1992)
Diamond <i>et al.</i> (1992)	Hagen <i>et al.</i> (1991)
Duffield <i>et al.</i> (1993)	King <i>et al.</i> (1983)
Eubanks <i>et al.</i> (1989)	Montgomery <i>et al.</i> (1994)
Garrod <i>et al.</i> (1997)	Polasky <i>et al.</i> (1993); (1995)
Grimes <i>et al.</i> (1993)	Stevens <i>et al.</i> (1991); (1994)
Gutierrez <i>et al.</i> (1992)	Stoll <i>et al.</i> (1985)
Hagen <i>et al.</i> (1991)	
Hanley <i>et al.</i> (1991); (1993)	
Higgins <i>et al.</i> (1997)	
Imber <i>et al.</i> (1991)	
Keith <i>et al.</i> (1996)	
Kramer <i>et al.</i> (1993)	
Loomis <i>et al.</i> (1987)	
McFadden <i>et al.</i> (1993)	
Norton-Griffiths <i>et al.</i> (1995)	
Pearce (1991)	
Pearce <i>et al.</i> (1993)	
Spash <i>et al.</i> (1995)	
Tobias <i>et al.</i> (1991)	
Walsh <i>et al.</i> (1984)	
Watson <i>et al.</i> (1988)	

Le choix des auteurs, à quelques exceptions près, de n'évaluer que certaines composantes de la biodiversité ou que certains bénéfices de sa préservation pose le problème de la pertinence des mesures effectuées et de la possibilité de les extrapoler à une évaluation de la biodiversité dans son ensemble. On peut alors s'interroger sur les raisons qui motivent ce

choix. Les deux sections suivantes montrent que ce choix délibéré est dû à la spécificité de la ressource étudiée ; à savoir à la non-familiarité de la ressource pour les individus et à sa complexité.

Enfin, la disparité et le niveau relativement élevé des valeurs nous amènent à deux réflexions. Si des études d'évaluation portant sur d'autres espèces étaient menées auprès des mêmes individus, l'agrégation des valeurs risquerait d'être trop élevée. Les individus semblent en effet ne pas prendre en compte dans l'exercice d'évaluation, d'une part leur contrainte de revenu, d'autre part les substituts possibles du bien. On peut aussi se demander si les individus ne confondent pas l'évaluation de la biodiversité avec celle de l'environnement en général. L'étude de l'aigle chauve (Stevens *et al.*, 1994), montre en effet que les individus ont des motifs multiples lorsqu'ils construisent leur valeur : seuls 47,4 % du montant exprimé concernent réellement l'existence de l'aigle chauve en Nouvelle-Angleterre, 24,2 % représentent la part donnée pour l'environnement « en général » et 28,4 % la part versée pour « une bonne cause ».

Tableau 3. Typologie des études selon les bénéfices de préservation évalués

Existence	Valeur récréative	Bénéfices commerciaux
Boyle <i>et al.</i> (1987)	Bergstrom <i>et al.</i> (1990)	Albers <i>et al.</i> (1996)
Brookshire <i>et al.</i> (1983)	Cooper <i>et al.</i> (1991)	Balick <i>et al.</i> (1992)
Diamond <i>et al.</i> (1992)	Costanza <i>et al.</i> (1989)	Barbier <i>et al.</i> (1996)
Duffield (1992)	Desvougues <i>et al.</i> (1992)	Costanza <i>et al.</i> (1989)
Duffield <i>et al.</i> (1993)	Duffield <i>et al.</i> (1993)	Grimes <i>et al.</i> (1993)
Hagen <i>et al.</i> (1991)	King <i>et al.</i> (1983)	Gutierrez <i>et al.</i> (1992)
Hanley <i>et al.</i> (1991)	Loomis <i>et al.</i> (1987)	Norton-Griffiths <i>et al.</i> (1995)
King <i>et al.</i> (1983)	Spash <i>et al.</i> (1995)	Pearce (1991)
Loomis <i>et al.</i> (1987)	Stevens <i>et al.</i> (1991)	Peters <i>et al.</i> (1993)
Montgomery <i>et al.</i> (1994)	Stoll <i>et al.</i> (1985)	Polasky <i>et al.</i> (1993); (1995)
Spash <i>et al.</i> (1995)	Walsh <i>et al.</i> (1984)	Watson <i>et al.</i> (1988)
Stevens <i>et al.</i> (1991); (1994)		
Stoll <i>et al.</i> (1985)		
Walsh <i>et al.</i> (1984)		

LA BIODIVERSITÉ : UN BIEN PEU FAMILIER DU PUBLIC

Cette section illustre la non-familiarité de la ressource pour les individus à partir d'exemples sélectionnés dans la revue. L'étude de Spash et Hanley (1995) établit la relation croissante entre le degré de familiarité avec le bien et les consentements à payer des individus. Celle de DeKay et McClelland (1995) montre que les réponses des individus sont sujettes

au biais informationnel. Un tel biais survient lorsque les individus sont peu familiarisés avec le bien à évaluer. L'analyse se conclut par l'étude d'Hanley et Ruffell (1993) qui montre que les individus n'ont que peu d'idées quant au niveau de biodiversité qu'ils souhaitent.

Méconnaissance du concept de biodiversité

La recherche menée par Spash et Hanley (1995) s'intéresse à la connaissance par les individus de la biodiversité. Les auteurs ont mené, en 1994, deux enquêtes auprès des étudiants de l'université de Stirling et du public. Parmi les étudiants, 34 % sont familiarisés avec ce concept et 37 % ne le sont absolument pas. Dans le public, seulement 6 % des individus sont familiarisés avec ce concept, 71 % ne le sont absolument pas.

Les auteurs confrontent ensuite les agents interrogés à différents programmes de préservation de la biodiversité. Les individus sont répartis en deux fois trois groupes (trois groupes d'étudiants, trois groupes du public). On demande aux membres du premier groupe de chaque catégorie leur consentement à payer (CAP) annuel pour préserver les animaux du bois de Cranoch en Grande-Bretagne (oiseaux et mammifères rares); aux membres du deuxième groupe, leur montant annuel pour la préservation des végétaux de ce bois; aux membres du troisième groupe leur montant annuel pour la préservation de la diversité biologique (animale et végétale) de ce site.

On obtient les valeurs moyennes recensées dans le tableau 4.

Tableau 4.
Détail de l'étude de
Spash et Hanley
(1995)

Population interrogée	Bien valorisé	CAP annuel annoncé
42 étudiants	Préservation faune bois de cranoch	119 F
42 étudiants	Préservation flore bois de Cranoch	96 F
41 étudiants	Préservation biologique bois de Cranoch	150 F
64 public	Préservation faune bois de Cranoch	72 F
67 public	Préservation flore bois de Cranoch	60 F
50 public	Préservation biologique bois de Cranoch	54 F

Beaucoup d'individus ont annoncé des valeurs extrêmes pour exprimer leur protestation. Ces individus pensent que la préservation découle d'un droit à la biodiversité, et qu'elle n'a donc pas de prix. L'évaluation de la diversité biologique par des agents non experts est complexe et le concept de biodiversité semble difficile à faire comprendre dans le cadre restreint d'une enquête. Le montant déclaré pour préserver la diversité biologique (animaux et végétaux) n'est pas la somme des consentements à payer déclarés séparément pour la vie animale et la vie végétale. L'exemple de l'en-

quête auprès du public est à cet égard caricatural : les individus déclarent une somme totale inférieure à ce qu'ils sont prêts à payer pour l'une ou l'autre composante du bien évalué ! Ce résultat suggère aux auteurs que les individus sont incapables d'évaluer correctement une variation marginale de biodiversité. Il semble que l'assimilation du concept de biodiversité dans le temps de lecture d'un questionnaire est difficile ; c'est-à-dire que l'évaluation directe d'un bien peu familier risque d'être biaisée.

Par ailleurs, on peut observer qu'en apparence les étudiants sont plus sensibilisés aux problèmes de la préservation de la biodiversité que le public. L'étude ne fournit pas suffisamment d'éléments pour expliquer pourquoi les CAP déclarés par les étudiants sont plus élevés. On peut penser que pour des raisons culturelles ou idéologiques, les étudiants sont plus sensibles au problème, soit que, du fait de leur formation supérieure, ils apprécient mieux les enjeux de la préservation des milieux naturels que le grand public, soit que, du fait de leur situation sociale, ils n'ont pas la même perception de leur contrainte budgétaire, ou encore qu'étant plus jeunes, ils expriment une appréciation des générations futures sur l'importance sociale de la préservation de la nature.

Cette étude met en avant la non-familiarité des individus avec le bien. Cette non-familiarité génère un scepticisme certain de la part des auteurs vis-à-vis de la capacité des agents à évaluer les bénéfices de la diversité biologique. Notons qu'étant menée sur de petits groupes d'individus, la pertinence statistique des résultats de l'enquête paraît assez faible.

Révélation contingente des priorités individuelles de préservation

Un des moyens possibles pour améliorer la précision des réponses aux questionnaires contingents est de fournir davantage d'information objective aux individus. L'analyse de DeKay et McClelland (1995) propose ainsi cinq études de classement contingent avec une quantité d'information fournie croissante au cours des études (1 caractéristique fournie pour chaque espèce dans l'étude 1, jusqu'à 8 caractéristiques dans l'étude 5). Les individus doivent donner des priorités de préservation sur 51 espèces. L'intérêt de se pencher sur une classification ordinale des espèces plutôt que sur une évaluation monétaire cardinale est de s'affranchir des difficultés liées à la non-prise en compte de leurs contraintes budgétaires par les individus interrogés (Il est clair qu'en théorie, un système de préférence ordinal peut se représenter par une fonction d'utilité cardinale et donc qu'aucune information pertinente concernant le surplus engendré par une protection de la diversité n'est perdue dans de telles procédures de révélation). La population interrogée est constituée d'étudiants de l'Université du Colorado, Boulder. Les résultats des cinq études varient beaucoup. Ils montrent que les préférences des individus ne sont pas constantes. Les priorités sont accordées en fonction de l'information four-

nie. Plus cette information est pauvre, plus l'individu aura tendance à faire ses choix en fonction du principe de proximité à l'espèce humaine (le panda, la panthère, le singe sont préférés au criquet ou aux crevettes ; de façon générale les mammifères sont préférés aux autres groupes d'espèces). Il existe donc une relation directe positive entre richesse de l'information et valeur relative accordée à l'espèce, c'est-à-dire un biais hypothétique (Mitchell et Carson, 1989). On peut penser que le public n'a qu'une information limitée quant aux espèces menacées. Cette étude montre la fragilité des résultats d'une évaluation à partir de marchés simulés lorsqu'il s'agit d'évaluer un bien non-familier, c'est-à-dire un bien pour lequel les individus n'ont que peu d'informations.

Méconnaissance du niveau de diversité souhaité

Dans leur analyse, les auteurs s'intéressent au niveau de biodiversité souhaité par les agents. Hanley et Ruffell (1993) ont réalisé deux études d'évaluation contingente, de juin à août 1991, sur le niveau de biodiversité souhaité par les agents, dans les forêts britanniques.

Dans la première étude, on montre aux individus des séries de deux photos. Chaque couple de photos représente une forêt de même type dont seule une caractéristique varie (pourcentage de feuillus/conifères, diversité des arbres...). On demande aux individus quelle est leur préférence dans chaque couple. On leur demande ensuite leur consentement à payer pour la forêt préférée.

Dans la seconde, les individus sont interrogés sur le montant qu'ils sont prêts à payer pour garder une option de visite dans la forêt où ils se trouvent. Ces montants sont relatifs aux caractéristiques de la forêt, aux caractéristiques socio-économiques des enquêtés et aux variables associées à leur visite (raison de leur venue...) dans la forêt.

L'objectif est donc de placer des valeurs sur les caractéristiques physiques des forêts publiques britanniques et d'expliquer la variation des estimateurs du surplus par visite du consommateur. Le nombre de réponses de protestation a été faible. Les réponses sont données dans le tableau 5.

Tableau 5. Détail de l'étude de Hanley et Ruffell (1993)

Population	Bien	Préférence pour la diversité	Préférence pour la non-diversité	CAP annuel pour la diversité
889	Diversité hauteurs arbres avec 3 variétés seulement	678 individus	221 individus	3 F
884	Diversité des arbres	834 individus	50 individus	4,45 F
918	Présence lieu d'eau	831 individus	87 individus	6,25 F

Le montant moyen exprimé pour l'option de visite est de 8,45 F par visite. L'analyse quantitative des résultats montre que, même si les individus arrivent à exprimer une valeur, les caractéristiques des forêts ne sont que de faibles indicateurs du consentement à payer des individus. Les auteurs pensent qu'il y a trois explications possibles à ces résultats : le manque de données quant aux caractéristiques de ces forêts qui peut avoir biaisé les coefficients (photos peu représentatives); la complexité des interrelations entre ces caractéristiques; et surtout le fait que la majorité des visiteurs n'ont que peu d'idées quant au niveau de biodiversité qu'ils souhaitent.

Non seulement les individus sont peu familiarisés avec le bien, mais en plus, même après acquisition d'information sur le bien, ils n'ont pas d'idée sur le niveau de biodiversité qu'ils souhaitent et leur évaluation est fortement influencée par la quantité d'information dont ils disposent sur le bien. Ces analyses laissent donc sceptique quant à la capacité des individus à évaluer la biodiversité. Elles posent aussi le problème de la validité des résultats obtenus avec la méthode contingente. Il est à noter que cette étude n'a été menée qu'auprès de visiteurs de la forêt. On ne peut donc faire aucune prédiction sur les valeurs des individus qui ne sont pas venus visiter la forêt. Même pour l'évaluation d'une seule valeur d'usage, on se heurte à un problème de non-familiarité.

LA BIODIVERSITÉ : UN BIEN COMPLEXE

Cette section illustre la complexité du concept de biodiversité à partir d'exemples sélectionnés dans la revue. Nous avons vu que face à cette complexité, les auteurs choisissent de n'évaluer que certains aspects de la biodiversité plutôt que la globalité de la ressource (Montgomery *et al.*, 1994) ou certains bénéfices plutôt que la globalité des bénéfices (Costanza *et al.*, 1989).

Analyse d'un habitat particulier

L'étude de Montgomery *et al.* (1994) aborde le problème de l'évaluation d'un programme de préservation de la biodiversité par l'aspect coût. Il s'agit de déterminer le coût marginal de la préservation de la chouette tachetée du nord dans l'état de Washington, afin de permettre l'arbitrage économique entre préservation et exploitation forestière. Les auteurs raisonnent en terme de capacité d'accueil de couples de chouettes par habitat. Un programme de préservation des forêts peut être mis en place pour augmenter la probabilité de survie de l'espèce. Cette méthode met directement en relation cette probabilité et le coût de renoncement à l'exploitation d'un acre forestier marginal. Cette relation est construite

en couplant un modèle biologique et un modèle économique. Le coût de la préservation de l'espèce est ainsi estimé à partir du modèle TAMM (*Timber Assessment Market Model*), modèle spatial donnant les tendances des prix, de la consommation et de la production sur les marchés du bois. Les données utilisées dans cette étude datent de 1990. Le modèle est appliqué aux marchés de six types de produits issus du bois coupé, intermédiaires ou finis, sur 9 régions d'exploitation. La perte de bien-être totale associée à la réduction de l'offre publique de coupe est calculée en faisant la somme des variations de bien-être sur chacun de ces marchés, pour un horizon temporel de 50 ans.

L'étude montre que des efforts à concurrence de 67 milliards de F permettraient de faire passer la probabilité de survie de 0,82 à 0,91, et des efforts supplémentaires à concurrence de 73,3 milliards de F de 0,91 à 0,95. Le modèle TAMM ne fournit qu'une analyse en équilibres partiels (sur les six marchés considérés); sa capacité de mesure pourrait être améliorée en l'élargissant à d'autres marchés (marché du papier...). On pourrait aussi envisager d'appliquer ce modèle à d'autres habitats. Il faudrait alors multiplier les analyses, avec un fort risque de recoupement entre les espèces concernées, pour obtenir une évaluation des coûts de préservation de la biodiversité globale.

Analyse de bénéfices particuliers

Costanza *et al.* (1989) contournent le problème de complexité du bien en choisissant d'évaluer un par un les bénéfices d'usage issus de l'amélioration des marais. Ce faisant, ils n'échappent pas au problème de recoupement des valeurs précédemment souligné, ni à celui, tout aussi délicat, de l'exhaustivité des valeurs prises en compte. Ils évaluent ainsi la pêche commerciale, la fourrure des petits animaux, la demande récréative et la protection contre les tempêtes. On remarque que cette analyse ne prend pas en compte les bénéfices de non-usage générés par la préservation des marais. Il ne s'agit donc que d'une évaluation partielle du bien.

Parallèlement à cette évaluation séparée des bénéfices, les auteurs font une analyse de l'énergie du même écosystème. Le potentiel économique de l'écosystème est mesuré par l'équivalent en dollars⁽¹⁾ de l'énergie solaire qu'il capture. On parle de production brute de l'écosystème (calculée en unités de carbone contenues dans la matière organique des plantes). L'estimateur obtenu est relativement très élevé. Bien que cette méthode d'évaluation prenne en compte des bénéfices plus larges que

⁽¹⁾ La quantité est convertie en dollars par comparaison avec le ratio: Produit national brut / Energie totale utilisée dans l'économie.

l'évaluation séparée, elle est susceptible d'englober des bénéfices écologiques qui n'ont pas d'intérêt pour les individus, donc qui n'entrent pas dans le cadre d'une analyse micro-économique. Pour cette raison, cette méthode est peu utilisée aujourd'hui. Tous les résultats de cette étude sont consignés dans le tableau 6.

Tableau 6. Détail de l'étude de Costanza *et al.* (1989)

Bien	Méthode	CAP annuel révéélé
Amélioration commerce fourrure animaux marais	Analyse données du marché	1 240 F/acre/an (taux=8%)
Amélioration pêche commerciale marais Louisiane	Analyse données du marché	2 603 F/acre/an (taux=8%)
Hausse valeur récréative marais	Analyse contingente et Méthode des coûts de transport	850 F/an
Amélioration protection naturelle contre tempête	Analyse données de l'US Army Corps	15 725 F/acre/an (taux=8%)
Usage biodiversité marais	Analyse de l'énergie	52 551 F/acre/an (taux=8%)

L'évaluation partielle ou trop large des bénéfices de la préservation de la biodiversité ne donne pas le cadre d'analyse qui satisfierait notre objectif.

Nous avons vu que certains auteurs choisissent d'évaluer partiellement les bénéfices d'aspects particuliers de la biodiversité, pour contourner le problème de la complexité du bien biodiversité. Ces études ne seront pas analysées ici, leur analyse par rapport à notre objectif étant la même que celle issue des deux études présentées ici. En conclusion de cette section, nous pouvons dire que l'évaluation partielle ne permet pas une évaluation en accord avec nos objectifs.

CONCLUSION

Les décideurs sont face à une demande internationale croissante pour la préservation de la biodiversité. En particulier les états membres de l'ONU ont signé la Convention sur la Diversité biologique lors de la Conférence de Rio (CNUED (1993)). Des éléments quantitatifs d'appréciation des bénéfices et des coûts des programmes de préservation de la biodiversité sont nécessaires. L'analyse de la revue des études existantes montre que l'analyse économique ne fournit pas de cadre suffisant pour obtenir ces éléments. Cette insuffisance est due essentiellement à la spécificité de la ressource dont on souhaite évaluer les bénéfices de la pré-

servation. Il s'agit d'une ressource peu familière et complexe aux yeux des individus qui doivent l'évaluer par des méthodes d'évaluation directes.

La revue de littérature suggère cependant plusieurs pistes intéressantes pour faire progresser cette recherche.

La première est que tout questionnaire contingent soit construit en partant de l'hypothèse que les individus sont peu, voire pas, familiers avec le bien à évaluer. Ainsi il faut donner une définition «intelligible» de la biodiversité aux individus, accompagnée de représentations visuelles du site concerné avant et après préservation.

La seconde piste concerne l'évaluation partielle de la biodiversité. Bien que le choix de ne traiter que certains aspects de la biodiversité plutôt que de la diversité en général semble être une bonne voie pour contourner les problèmes de non-familiarité et de complexité du bien pour les individus, il pose le problème de l'agrégation des valeurs obtenues. On peut anticiper le problème d'agrégation dans le cadre d'une procédure contingente, en insistant sur les substituts possibles du bien auprès des individus. Une évaluation globale semble cependant préférable.

La troisième piste concerne les méthodes d'évaluation. Les modèles issus des données de marchés réels gagneraient à être développés dans un cadre moins contraignant (plusieurs marchés pris en compte, relâchement de certaines contraintes...). Les études contingentes gagneraient à être construites selon les règles recensées par le NOAA Panel (Arrow *et al.*, 1993). On limiterait ainsi les biais dans les réponses.

Entre la première version et la révision de cet article, ces trois pistes ont logiquement été explorées dans le cadre d'une nouvelle étude. Il s'agit de l'évaluation contingente d'un programme de préservation de la biodiversité globale des forêts riveraines de la Garonne (Gauthier, 1997). Les conseils donnés ci-dessus ont été rigoureusement respectés. Seul le bilan par rapport à l'objectif de l'article sera présenté ici.

L'étude montre que les difficultés liées à l'évaluation d'un bien complexe et peu familier des individus peuvent être résolues. L'apport d'une définition simple de la biodiversité, d'une description précise du programme de préservation et d'un support visuel montrant le site préservé et le site non-préservé permettent effectivement l'assimilation du concept de biodiversité et du bien à évaluer pour les individus. Au début de la lecture du questionnaire, seuls 1/5 des individus ont une perception juste du bien à évaluer. L'information apportée par le questionnaire permet de faire passer cette part de la population à 19/20. D'autre part, l'étude quantitative montre que la non-familiarité des individus avec le bien n'influence ni la probabilité qu'ils acceptent de participer financièrement au programme, ni la valeur qu'ils annoncent. Le consentement à payer moyen obtenu est par ailleurs plausible malgré sa forte composante

de non-usage. Le problème majeur rencontré dans les résultats est la présence d'un effet de don. Cette présence signifie que la valeur révélée ne correspond pas au surplus classique de l'agent économique, mais plutôt à un montant forfaitaire pour une entité symbolique. Il se pourrait que les individus aient annoncé une valeur pour la préservation de la biodiversité en général ou pour la protection de l'environnement plutôt que pour le bien précis à évaluer.

Une nouvelle perspective de recherche consisterait à considérer le comportement économique de don; c'est-à-dire étudier sa compatibilité avec les hypothèses classiques de la micro-économie (existence de biens substitués, contrainte de budget...). L'objectif de ces travaux serait d'essayer de donner une « rationalité économique » au comportement de don, ce dernier étant fréquent dans le cadre de l'évaluation de biens abstraits.

BIBLIOGRAPHIE

ALBERS (H. J.), FISHER (A. C.), HANEMANN (W. M.), 1996 — Valuation and management of tropical forests, implications of uncertainty and irreversibility, *Environmental and Resource Economics*, pp. 39-61.

ARROW (K.), SOLOW (R.), PORTNEY (P. R.), LEAMER (E. E.), RADNER (R.), SCHUMAN (H.), 1993 — *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*.

BALICK (M.), MENDELSON (R.), 1992 — Assessing the economic value of traditional medicines from tropical rainforests, *Conservation Biology*, 6, 1, March.

BARBIER (E. B.), ADAMS (E.), KIMMAGE (K.), 1991 — *Economic Valuation of Wetland Benefits: The Hadejia-Jama'are Floodplain, Nigeria*, London Environmental Economics Centre, Paper 91-02.

BARBIER (E. B.), AYLWARD (B. A.), 1996 — *Capturing the Pharmaceutical Value of Biodiversity in a Developing Country*, pp. 157-181.

BERGSTROM (J.), STOLL (J.), TITRE (J.), WRIGHT (V.), 1990 — Economic value of Wetlands-based recreation, *Ecological Economics*, vol. 2, 2, June, pp. 129-148.

BOYLE (K. J.), BISHOP (R. C.), 1987 — Valuing wildlife in benefit-cost analysis: a case study involving endangered species, *Water Resources Research*, 23 (5), pp. 943-950.

BROOKSHIRE (D. S.), EUBANKS (L. S.), RANDALL (A.), 1983 — Estimating option prices and existence values for wildlife resources, *Land Economics*, 59 (1), pp. 1-14.

CARSON (R. T.), MITCHELL (R. C.), 1989 — *Using Surveys to Value Public Goods – The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future.

COOPER (J.), LOOMIS (J.), 1991 — Economic value of wildlife resources in the San Joaquin Valley: Hunting and viewing values, in: ZILBERMAN (D.) (ed.) *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*, pp. 447-462.

COSTANZA (R.), FARBER (S. C.), MAXWELL (J.), 1989 — Valuation and management of Wetland ecosystems, *Ecological Economics*, 1, pp. 335-361.

COSTANZA (R.), d'ARGE (R.), DE GROOT (R.), FARBER (S.), GRASSO (M.), HANNON (B.), LIMBURG (K.), NAEEM (S.), O'NEILL (R. V.), PARUELO (J.), RASKIN (R. G.), SUTTON (P.), VAN DEN BELT (M.), 1997 — The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, pp. 253-260.

CNUED, 1993 — *Action 21 : Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. Déclaration des principes relatifs aux forêts*, Nations Unies, NY.

DEKAY (M. L.), MCCLELLAND (G. H.), 1995 — *The Effects of Additional information on Expressed Preferences for Endangered Species*, CRJP Technical Report n° 345, Revised.

DESVOUGES (W. H.), JOHNSON (F. R.), DUNFORD (R. W.), BOYLE (K. J.), HUDSON (S. P.), WILSON (K. N.), 1992 — *Measuring Natural Resource Damages with CV: Tests of Validity and Reliability, CV: A critical Assessment*, Cambridge.

DIAMOND (P. A.), HAUSMAN (J. A.), LEONARD (G. K.), DENNING (M. A.), 1992 — Does CV measure preferences? Experimental evidence, in: HAUSMAN (J. A.) (ed.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, North-Holland.

DOBIAS (R. J.), 1988 — *Influencing Decision Makers About Providing Enhanced Support for Protected Areas in Thailand* (Beneficial Use Project), WWF Contract 3757 Interim Report, Bangkok, WWF Thailand.

DUFFIELD (J.), 1992 — *An Economic Analysis of Wolf Recovery in Yellowstone: Park Visitor Attitudes and Values, Wolves for the United States?*, A Report to the US Congress, 4, Warley and Brester editors, pp. 2-31 and 2-87.

DUFFIELD (J.), BROWN (T. C.), ALLEN (S. D.), 1993 — *Economic Value of Recreation and Preservation Benefits of Instream Flows in Montana*, Research Paper, US Forest Service, Fort Collins, CO.

EUBANKS (I.), WYCKOFF (J.), 1989 — Voluntary contributions to state nongame wildlife programs, *Journal of Environmental Economics and Management*, 16, pp. 38-44.

GARROD (G. D.), WILLIS (K. G.), 1997 — The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: a contingent ranking study, *Ecological Economics*, 21, pp. 45-61.

GAUTHIER (C.), 1997 — *Évaluation économique des ressources naturelles. Le cas particulier de la biodiversité*, thèse pour le doctorat en sciences économiques.

GRIMES (A.) *et al.*, 1993 — *Valuing the Rainforest: The Economic Value of Non-timber Forest Products in Ecuador*, Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven (mimeo).

GUTIERREZ (B.), PEARCE (D. W.), 1992 — *Estimating the Environmental Benefits of the Amazon Forest: An Intertemporal Valuation Exercise*, GEC Working Paper.

HAGEN (D. A.), VINCENT (J. W.), WELLE (P. G.), 1991 — The benefits of preserving old-growth forests and the northern spotted owl, *Contemporary Policy Issues*, 10, pp. 13-26.

HANLEY (N. D.), CRAIG (S.), 1991 — Wilderness development decision and the Krutilla-Fisher model: The case of Scotland's « flow country », *Ecological Economics*, 4, pp. 145-164.

HANLEY (N. D.), RUFFELL (R. J.), 1993 — The contingent valuation of forest characteristics: Two experiments, *Journal of Agricultural Economics*, vol. 44, n° 2.

HIGGINS (S. I.), TURPIE (J. K.), COSTANZA (R.), COWLING (R. M.), LE MAITRE (D. C.), MARAIS (C.), MIDGLEY (G. F.), 1997 — An ecological economic simulation model of mountain fynbos ecosystems. Dynamics, valuation and management, *Ecological Economics*, 22, pp. 155-169.

HOLLING (C. S.), 1992 — *Cross-scale Morphology Geometry and Dynamics of Ecosystems*, Ecological monographs, 62, pp. 447-502.

HOLLING (C. S.), SCHINDLER (D. W.), WALKER (B. W.), ROUGH-GARDEN (J.), 1995 — Biodiversity in the functioning of ecosystems: An ecological synthesis, *in*: PERRINGS (C.), MÄLER (K. G.), FOLKE (C.), HOLLING (C. S.), JANSSON (B. O.) (eds.), *Biodiversity Loss – Economic and Ecological Issues*, Cambridge University Press, 332 p.

IMBER (D.), STEVENSON (G.), WILKS (L.), 1991 — *A Contingent Valuation Survey of The Kakadu Conservation Zone*, Resource Assessment Commission, Research Paper n° 3, Canberra, February.

KEITH (J. E.), FAWSON (C.), JOHNSON (V.), 1996 — Preservation or use. A contingent valuation study of wilderness designation in Utah, *Ecological Economics*, 19, pp. 207-214.

KING (D. A.), BUGARSKY (D. J.), SHAW (W. W.), 1986 — *CV: An Application to Wildlife*, School of Renewable Natural Resources, University of Arizona, Tucson.

KRAMER (R.) *et al.*, 1993 — *Valuing a Protected Tropical Forest: A Case of Study of Madagascar Paper*, Paper prepared for the IVth World Congress of National Parks and Protected Areas, Caracas, Venezuela.

LOOMIS (J.), 1987 — *An Economic Valuation of Public Trust Resources Of Mono Lake*, Ecology Report, 30, University of California.

LOOMIS (J.), HANEMANN (M.), KANNINEN (B.), WEGGE (T.), 1991 — Willingness to pay to protect and reduce wildlife contamination from agricultural drainage, *in*: ZILBERMANN (D.) (ed.). *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*.

MCFADDEN (D.), LEONARD (G. K.), 1993 — Issues in the contingent valuation of environmental goods: Methodologies for data collection and analysis, *in*: HAUSMAN (J. A.) (ed.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, North-Holland.

MITCHELL (R. C.), CARSON (R. T.), 1989 — *Using Surveys to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Johns Hopkins University Press, 463 p.

MONTGOMERY (C. A.), BROWN JR (G. M.), ADAMS (D. M.), 1994 — The marginal cost of species preservation: The northern spotted owl, *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, pp. 111-128.

NAVRUD (S.), 1991 — *Willingness to Pay for preservation of species. An Experiment with Actual Payments*, Second Annual Meeting of the European Association of Environmental and Resource Economists, Stockholm.

NORSE (E. A.), ROSENBAUM (K. L.), WILCOVE (D. S.), WILCOX (B. A.), ROMME (W. H.), JOHNSTON (D. W.), STOUT (M. L.), 1986 — *Conserving Biological Diversity in our National Forests*, The Wilderness Society, Washington D.C.

NORTON-GRIFFITHS (M.), SOUTHEY (C.), 1995 — The opportunity costs of biodiversity conservation in Kenya, *Ecological Economics*, 12, pp. 125-139.

PEARCE (D. W.), 1991 — Deforesting the Amazon: toward an economic solution, *Ecodecision*, 1, pp. 40-49.

PEARCE (D. W.) *et al.*, 1993 — *Mexico Forestry and Conservation Sector Review: Substudy of Economic Valuation of Forests*, Report to Latin American Technical Department, World Bank, Washington DC.

PETERS (C. M.), GENTRY (A. H.), MENDELSON (R. O.), 1989 — Valuation of an Amazonian rainforest, *Nature*, 339, June, pp. 655-656.

POLASKY (S.), BROADUS (J.), 1993 — On the measurement of biological diversity, *Journal of Environmental Economics and Management*, 24, pp. 60-68.

POLASKY (S.), SOLOW (A. R.), 1995 — *Setting Priorities for Conserving Biological Diversity*, Paper prepared for the 1st Toulouse Conference on Environment and Resource Economics, March 30-31.

SPASH (C. L.), HANLEY (N.), 1995 — Preferences, information and biodiversity preservation, *Ecological Economics*, 12, pp. 191-208.

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, November, pp. 390-400.

STEVENS (T. H.), MORE (T. A.), GLASS (R. J.), 1994 — Interpretation and temporal stability for CV bids for wildlife existence, a panel study, *Land Economics*, 70 (3), pp. 355-363.

STOLL (J. R.), JOHNSON (L. A.), 1985 — *Concepts of Value, Nonmarket Valuation and the Case of the Whooping Crane*, Transactions of North America Wildlife and Natural Resource Conference, 49, pp. 14-29.

TOBIAS (R.), MENDELSSOHN (R.), 1991 — Valuing ecotourism in a tropical rainforest reserve, *Ambio*, 20, 2, pp. 91-93.

WALSH (R. G.), LOOMIS (J. B.), GILLMAN (R. A.), 1984 — Valuing option, existence and bequest demands for wilderness, *Land Economics*, 60 (1), pp. 14-29.

WATSON (D.), 1988 — The evolution of appropriate resource management systems, in: BERKES (F.) (ed.), *Common Property Resources: Ecology and Community Based Sustainable Development*, Belhaven, London.