

les enjeux économiques des espaces vierges européens

DÉFIS À RELEVER ET OPPORTUNITÉS À SAISIR



SYNERGIZ
RÉCONCILIER ÉCONOMIE & BIODIVERSITÉ

ACL
ISS
Integrated Sustainability Services



les enjeux économiques des espaces vierges européens

DÉFIS À RELEVER ET OPPORTUNITÉS À SAISIR

Etude menée par Dr Joël Houdet, *Integrated Sustainability Services*

Publiée par la *Fondation Pan Parks*, 2011

Traduite par *Synergiz*, 2012



Soutenu par



sommaire

INTRODUCTION	2
ESPACES VIERGES ET ESPACES DE NATURE SAUVAGE – DES DÉFINITIONS POUR L'EUROPE	3
Définition d'un espace vierge	3
Définition d'une zone de nature sauvage	3
BIODIVERSITÉ, SERVICES ÉCOLOGIQUES ET ESPACES VIERGES	5
Qu'est ce que la biodiversité ? Que sont les services écologiques ?	5
Les bénéfices en matière de biodiversité des espaces vierges	7
Les services écologiques des espaces vierges : quelles utilisations possibles pour les parties prenantes ?	7
LES BÉNÉFICES ET COÛTS DES ESPACES VIERGES	11
Les principes clés et outils de l'évaluation économique	11
Les coûts et bénéfices économiques des espaces vierges européens : surmonter un manque de d'information généralisé	13
Au-delà des limites de l'évaluation économique : la comptabilité des coûts de l'inaction	15
QUEL AVENIR POUR LES ESPACES VIERGES EUROPÉENS ?	18
Rendre les espaces vierges écologiquement viables : restaurer des écosystèmes dégradés et fragmentés	18
Rendre les espaces vierges financièrement viables : saisir les opportunités des marchés émergents pour services écologiques	20
Aller de l'avant : les étapes possibles pour les gestionnaires d'espaces vierges	26
CONCLUSION	27

Citation recommandée: Houdet, J., Kun, Z., 2011. *Les enjeux économiques des espaces vierges: Défis à relever et opportunités à saisir*. PAN Parks Foundation – Integrated Sustainability Services – Synergiz, rapport de recherche, 33p.

introduction

Cette étude a été initiée et commandée par La Fondation Pan Parks à Integrated Sustainability Services (Pty) Ltd et Synergiz, en tant que publication commune aux trois organisations. L'étude se fonde principalement sur une revue de la littérature et des projets existants liés aux services écologiques des zones de nature sauvage.

2

Pourquoi cette étude a-t-elle été initiée ? Le rapport de The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) est parvenu à démocratiser plusieurs concepts clés dans le paysage politique, notamment les valeurs économiques de la nature et la nécessité de paiements pour services écologiques afin de soutenir l'utilisation durable des ressources. Cependant, cela n'a pas encore été intégré dans les pratiques de gestion des aires protégées. La Fondation Pan Parks souligne l'importance de mettre en évidence pourquoi et comment ces concepts pourraient être utilisés dans le cadre des espaces naturels protégés en Europe.

Bien que ne représentant qu'1% de la surface de l'Europe, notre nature sauvage est représentative de zones vierges, bien plus vastes, que l'on trouve ailleurs dans le monde. Si nous pouvons montrer au monde notre savoir-faire pour protéger et restaurer les espaces de nature sauvage dont l'Europe a hérité, en prenant en compte aussi bien leurs aspects économique, social qu'environnemental, cela enverra un message ferme aux autres pays qui sont en train d'arbitrer quant aux options d'usages de leurs écosystèmes, souvent plus vastes et sauvages que les nôtres.

Mais les espaces vierges sont-ils un héritage sans prix pour les générations futures ? Malheureusement, nous pensons que les européens n'évaluent pas leur nature sauvage autant qu'ils le devraient. Au-delà de leurs valeurs intrinsèques spirituelle, paysagère et de réservoirs de biodiversité, les espaces vierges mettent de nombreux bénéfices à disposition aux propriétaires fonciers, aux agriculteurs, aux populations locales et à la société en général. Ces services peuvent être dérivés au travers des activités telles que l'éco-tourisme générant revenus et emplois. Les bénéfices environnementaux peuvent également être importants – notamment à travers la mitigation des impacts du changement climatique (stockage de carbone par la biomasse) ou en réduisant les risques d'inondations. Connus sous le nom de services écologiques, ces bénéfices peuvent avoir une valeur commerciale et pourraient permettre aux populations et acteurs locaux d'avoir accès à des financements supplémentaires.

Il est nécessaire de trouver et promouvoir des exemples concrets montrant les avantages pour les parties prenantes des espaces vierges européens. Cette étude a pour objectif de faire découvrir la diversité de leurs valeurs et la façon de les rendre accessibles aux acteurs de la conservation. Toutefois, les exemples utilisés ne sont pas systématiquement européens : nous avons analysé avec attention les bonnes pratiques des autres pays qui pourraient être adaptées à l'intérieur de nos frontières. Aussi, la dernière partie de cette étude liste des recommandations relatives à la manière de s'interroger plus en détail sur ces sujets.

espaces vierges et espaces de nature sauvage – des définitions pour l'europe

DÉFINITION D'UN ESPACE VIERGE

Suite à la conférence de la commission européenne sur les espaces vierges et les grandes zones d'habitats naturels (Prague, mai 2009), un groupe de travail a été mis en place afin de revoir la définition des espaces vierges et de parvenir à une proposition adaptée à la situation européenne. Après deux ans, le groupe de travail a publié ses conclusions, dont la nécessité de différencier les espaces vierges des zones de nature sauvage.

Les espaces vierges sont de grands espaces naturels, peu ou pas modifiés, et sans intervention, infrastructure ou habitation humaines. La priorité revient ainsi aux dynamiques d'écosystèmes spontanées. Ces espaces devraient être protégés et gérés de manière à préserver leur caractère naturel et à offrir l'opportunité aux visiteurs de faire l'expérience de la qualité spirituelle de la nature.

Les espaces vierges représentent un élément vital de l'héritage culturel et naturel européen. Au-delà de leurs valeurs intrinsèques, ils donnent accès à d'importants bénéfices économiques, sociaux et environnementaux aux populations locales, propriétaires terriens et à la société en général.

L'élément clé pour la conservation des espaces vierges est leur protection¹ et leur restauration² dès que cela est nécessaire. Ainsi, les opportunités d'élargissement des espaces vierges devraient être considérées dès que cela est faisable : sécuriser les réseaux écologiques viables à l'échelle d'un paysage, d'un bassin versant ou d'une biorégion, s'avèrerait essentiel pour l'adaptation de l'homme et de la biodiversité dans la lutte contre les effets du changement climatique.

DÉFINITION D'UNE ZONE DE NATURE SAUVAGE

Les zones de nature sauvage sont généralement des surfaces plus petites, plus fragmentées que les espaces vierges, bien qu'elles recouvrent souvent des parcelles étendues. Leurs habitats et processus naturels et les espèces associées sont souvent partiellement ou substantiellement modifiés par les activités anthropiques telles que le pâturage des troupeaux domestiques, la sylviculture, les activités sportives ou la présence d'infrastructures (routes, barrières, retenues d'eau, fouilles).

Pourtant, les zones de nature sauvage ont souvent une grande valeur, et beaucoup d'entre elles devraient être intégrées au futur Répertoire Européen des Espaces Vierges. Lorsque cela est

1 La protection des espaces vierges implique de protéger le caractère naturel de leurs processus écologiques, dont les habitats et espèces associés, en minimisant les influences externes imprévues – y compris la pollution de l'eau et de l'air. Les actions de conservation dans ces espaces devraient être entreprises à travers les principes de la « non-intervention » qui favorisent la succession naturelle et les processus naturels ; c'est-à-dire favorisant l'intégrité de l'ensemble des écosystèmes plutôt que sur des espèces particulières.

2 La restauration implique le rétablissement des habitats et processus naturels, ainsi que la réintroduction d'espèces adaptées à la géographie de la région au moment présent. Autant que possible, elle est mise en œuvre à travers la régénération naturelle suivie par la non-intervention. Toutefois, cela peut impliquer dans un premier temps des interventions humaines, par exemple, là où il n'existe pas de sources locales de graines d'espèces clés, ou lorsque des drainages artificiels doivent être retirés. Un paysage naturellement fonctionnel qui peut s'auto-entretenir sur le long terme sans aucune gestion humaine active est le but ultime : l'objectif ne devrait pas être de tenter un retour en arrière pour recréer un écosystème spécifique du passé.

faisable, des accords avec les parties prenantes devraient être obtenus afin de stopper, ou au mieux d'atténuer les activités humaines sur une durée déterminée. Les objectifs pour les zones sauvages sont la restauration écologique, l'amélioration de leur caractère naturel - vers le statut d'espaces vierges - et leur intégration à des corridors écologiques protégés.

Bien que la Fondation Pan Parks – en tant que membre du groupe de travail sur les espaces vierges européens – adopte la définition des espaces vierges présentée ci-dessus, l'organisation applique également des critères plus spécifiques dans le cadre de la certification Pan Parks qui fait l'objet d'une évaluation indépendante de l'efficacité de la gestion des espaces considérés. Ces derniers constituent des zones protégées juridiquement, couvrant au moins 10,000 hectares³ de surfaces non fragmentées, au sein desquels

aucune activité d'extraction⁴ n'est autorisée et où les seules interventions de gestion sont celles qui ont pour objectif de maintenir ou restaurer les processus naturels et l'intégrité écologique du site. De telles espaces constituent des zones de nature essentielles et peuvent comprendre des forêts vierges, des rivières, des marais, des montagnes de haute altitude, des grottes, ou encore des paysages marins.

Le réseau actuel des espaces certifiés par la Fondation Pan Parks inclut 12 zones dans 10 pays et représentent les seuls exemples de bonnes pratiques de gestion des espaces vierges en Europe. A titre d'exemple, l'espace vierge labellisé Pan Parks du Parc National Peneda-Gerês au Portugal abrite les derniers vestiges de forêt primaire du pays, tandis que celui d'Archipelago en Finlande est un exemple exceptionnel d'espace marin où la pêche est interdite.

3 Les espaces vierges peuvent répondre au critère de surface même si une partie de cette surface est en cours de réhabilitation pouvant requérir des actions de restauration active de long terme (dû au manque de segments critiques de dynamiques écologiques, résultant, par exemple, d'une extinction et/ou d'un remplacement par des composants semi-naturels).

4 Les activités humaines suivantes ne sont pas autorisées au sein des espaces vierges même si elles y ont été traditionnellement exercées : chasse, pêche, prélèvement d'animaux, (parties de) plantes, de roches et de minéraux, activités minières, exploitation forestière, pâturage de troupeaux, tonte d'herbe. Les clôtures, la maintenance de routes, la construction de routes et de bâtiments, le transport motorisé et les événements sportifs et culturels de masse sont également interdits. La consommation immédiate de ressources n'est pas considérée comme une activité d'extraction. Les infrastructures obsolètes devraient être retirées.

biodiversité, services écologiques et espaces vierges

QU'EST CE QUE LA BIODIVERSITÉ ? QUE SONT LES SERVICES ÉCOLOGIQUES ?

La biodiversité⁵ se réfère aux trois niveaux d'organisation des systèmes vivants : diversité génétique, diversité spécifique et diversité écosystémique. Leurs interactions est à la base du développement des humains et de leur bien-être (MA 2005). Les diverses espèces que l'on rencontre sur Terre et leur variabilité génétique (diversité intra-spécifique) sont cruciales pour le fonctionnement et l'évolution des écosystèmes. En retour, ces derniers mettent à disposition de nombreux services écologiques (SE) essentiels aux humains, secteurs économiques et économies nationales.

Les services écologiques peuvent être définis comme les bénéfices que les humains, les entreprises et les nations dérivent, activement ou passivement, des écosystèmes (Costanza et al. 1997 ; Daily 1997), tels que les services d'approvisionnement (bois, eau, poissons, composés médicinaux), les services culturels (tourisme, sport, recherche) et les services de régulation (régulation du climat, des inondations, pollinisation, formation des sols) (Tableau 1).

Cependant, la biodiversité est en train de s'éroder à une vitesse alarmante. Au cours des 50 dernières années, les écosystèmes ont été largement modifié pour répondre à une demande croissante de nourriture, d'eau potable, de bois, de minéraux, de fibres et de carburants, parmi d'autres services d'approvisionnement. En conséquence, environ 60% des services

écologiques sont aujourd'hui dégradés ou utilisés de manière non durable (MA 2005 ; TEEB 2010). Les changements climatiques induits par l'activité humaine, autant que l'expansion économique continue ne feront qu'exacerber la dégradation et la perte de biodiversité. Ceci est dû au fait que les modèles de développement se focalisent actuellement sur (Houdet et al. 2011) :

- l'appropriation des ressources renouvelables (bois, pêche) et non renouvelables (minéraux, carburants fossiles) ;
- la destruction et la fragmentation des écosystèmes à travers l'urbanisation et le développement des infrastructures ;
- l'homogénéisation des habitats et espèces vivantes (ex. monoculture, aquaculture) ;
- la gestion des dommages, pollutions et déchets seulement lorsque cela est requis par la loi, que celle-ci est appliquée et que cela est financièrement intéressant de le faire ; une approche corrective – non préventive – pour pallier aux problèmes environnementaux.

Peu d'endroits dans le monde demeurent préservés des impacts cumulés de ces modèles économiques dominants, en particulier en Europe où les derniers espaces vierges et zones de nature sauvage jouent un rôle critique dans la sauvegarde des écosystèmes et de certaines composantes menacées de la biodiversité.

5 Dérivé du terme « diversité biologique » qui est définie par la Convention sur la Diversité Biologique comme la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, aquatiques et marins, les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces, ainsi que celle des espèces et des écosystèmes ».

TABLEAU 1 : LA CLASSIFICATION INTERNATIONALE COMMUNE DES SERVICES ÉCOLOGIQUES
(CICES; HAINES-YOUNG ET AL., 2009)

GROUPE	CLASSE	SERVICES ÉCOLOGIQUES
SERVICES D'APPROVISIONNEMENT	Nutrition	Production végétale
		Production animale
		Produits biotiques marins
		Produits biotiques d'eau douce
	Matériaux	Matières issues du vivant
		Matières minérales
	Energie	Énergie non renouvelable issue du vivant (ou en partie)
Énergie non renouvelable abiotique		
SERVICES DE RÉGULATION & DE MAINTENANCE	Régulation des processus d'assimilation et de dégradation de déchets (dépollution)	Dépollution
		Assimilation des déchets
	Régulation des risques naturels	Régulation des flux gazeux
		Régulation des flux hydriques
		Régulation des phénomènes érosifs
	Régulation et maintenance des conditions biophysiques	Régulation de la qualité de l'air
		Régulation de la qualité de l'eau
		Régulation de la qualité des sols
		Régulation du climat global (dont le stockage du carbone)
	Régulation des interactions biologiques	Régulation du climat local
		Maintenance du cycle de vie et protection des habitats
		Régulation des pathogènes et parasites
	SERVICES CULTURELS	Intellectuels et expérimentaux
Activités récréatives et communautaires		
Symboliques		Patrimoine
		Valeurs-usages religieux et spirituels
		Conservation des stocks génétiques

LES BÉNÉFICES EN MATIÈRE DE BIODIVERSITÉ DES ESPACES VIERGES

Les espaces vierges ont été protégés pour plusieurs raisons écologiques à travers le monde (Kettunen et al. 2010). Ils peuvent agir en tant que :

- zones critiques pour la nature, dont des habitats hautement complexes (ex. forêts tropicales, barrières de corail) et des écosystèmes uniques soumis à des conditions climatiques extrêmes (ex. espaces vierges arctiques et antarctiques, déserts tels que la côte des squelettes en Namibie) ;
- refuges pour de nombreuses espèces menacées, notamment la mégafaune (ex. prédateurs tels que les ours ou les loups dans le Parc National Tatra, Slovaquie ; Borza & Vancura, 2009a ;
- habitats pour de nombreuses espèces qui n'ont pas encore été découvertes (Conservation International 2007) ;
- lieux comportant une faune et une flore endémique et hautement adaptée, et qui seraient perdues à jamais si ces espaces venaient à disparaître (ex. Cole & Yung, 2010 ; les espèces de fynbos dans les espaces vierges montagneux de Royaume Floral du Cap, Lawler 2011) ;
- laboratoires de référence là où les processus naturel d'évolution se poursuivent ; ainsi que des composantes essentielles des réseaux écologiques mis en place pour assurer la résilience de la biodiversité face au changement climatique et à l'artificialisation des espaces (ex. urbanisation, agriculture, barrages). Par exemple, de nombreux espaces vierges font partie intégrante du réseau Natura 2000 en Europe (Borza & Vancura 2009b).

LES SERVICES ÉCOLOGIQUES DES ESPACES VIERGES : QUELLES UTILISATIONS POSSIBLES POUR LES PARTIES PRENANTES ?

Les espaces vierges peuvent présenter des bénéfices additionnels et durables aux niveaux économique, social, culturel et environnemental – pour les communautés locales, les propriétaires terriens, certaines activités commerciales, les villes et la société en général. Selon les caractéristiques et dynamiques de leurs écosystèmes, ainsi que leur configuration spatiale relative aux populations humaines et aux activités économiques, les bénéfices liés des espaces vierges peuvent comprendre de nombreux services culturels et de régulation :

- De possibles mesures de mitigation face au changement climatique à travers la séquestration de carbone via la biomasse et les sols (ex. Bond et al. 2009 ; Swingland 2002) ;
- La mise à disposition d'eau potable, et des services de purification de l'eau et de régulation des inondations (ex. espaces vierges en montagnes en Afrique du sud, Blignaut et al. 2011 ; Mander et al. 2007) ;
- Le développement du tourisme axé sur la nature et des emplois associés dans les espaces ruraux adjacents (ex. Butler et al. 1998 ; Lane 1994 ; Page & Getz ; Warren & Taylor 1999 ; Wouters 2011) ;
- Des opportunités pour le développement, l'éducation et la santé des jeunes, agissant comme lieux d'inspiration, de renouvellement, et de distraction, à l'écart de l'agitation et des pressions de la vie moderne, urbaine et soumise au stress (Boucher & Fontaine, 2010 ; Cordell et al. 2002, 2003 ; Hammond 1985 ; Rohde & Kendle, 1994).

TABLEAU 2 : LES UTILISATIONS POSSIBLES DE SERVICES ÉCOLOGIQUES AU SEIN DES ESPACES VIERGES CERTIFIÉS PAN PARKS

GROUPE	CLASSE	STATUS DES USAGES
SERVICES D'APPROVISIONNEMENT	Nutrition	Usage interdit, hormis le pâturage extensif dans des zones appropriées
	Matériaux	Usage interdit: ex. pas d'exploitation des forêts ni d'extraction de minerais
	Energie	Extraction de la biomasse et de ressources souterraines interdite. Pas de production d'énergie possible, quelle qu'elle soit.
SERVICES DE RÉGULATION & DE MAINTENANCE	"Régulation des processus d'assimilation et de dégradation de déchets (dépollution)"	Bénéfices à plusieurs parties prenantes: ex. assimilation des effluents par les sols et plantes
	Régulation des risques naturels	Bénéfices à plusieurs parties prenantes: ex. contrôle de l'érosion, coupe-vent, contrôle des crues
	"Régulation et maintenance des conditions biophysiques"	Bénéfices à plusieurs parties prenantes: ex. régulation du climat global et local, purification de l'eau, régulation de la qualité de l'air, de la structure et qualité des sols
	"Régulation des interactions biologiques"	Bénéfices à plusieurs parties prenantes: maintien des habitats et des populations sources de nombreuses espèces ayant des impacts positifs sur les activités économiques (ex. services de pollinisation par les abeilles sauvages, régulation des populations de pathogènes / parasites par des oiseaux ou insectes).
SERVICES CULTURELS	Intellectuels et expérimentaux	Activités récréatives (randonnée) et de recherche compatibles avec le caractère vierge de l'espace (pas de chasse ni d'accès motorisé)
	Symboliques	Bénéfices spirituels et patrimoniaux

Cependant, l'utilisation et l'exploitation de certains services écologiques issus des espaces vierges peuvent se faire au détriment des valeurs de ces espaces, tels que la coupe de bois, l'extraction de minerais, l'utilisation des terres pour la production de nourriture ou pour le pâturage des troupeaux, et l'utilisation des ressources en eau pour des opportunités de développement. Dans le cadre de la certification Pan Parks, les autorités de gestion doivent contrôler l'accès et l'utilisation des ressources services d'approvisionnement, et doivent interdire le développement d'infrastructures et de certaines activités de divertissement (Tableau 2). La protection légale de zones éligibles au statut d'espace vierge peut avoir un impact sur certaines parties prenantes

faisant préalablement un usage économique ou social de services écologiques (perte de bénéfices), et sur celles qui recherchent de nouvelles opportunités de développement. En d'autres termes, les parties prenantes peuvent dépendre des services écologiques issus des espaces vierges et les impacter, que ces derniers soit protégé juridiquement ou qu'ils soient éligibles au statut d'espace vierge (Tableau 3).

Aussi, la protection et la gestion des espaces vierges impliquent un fort engagement des parties prenantes aux niveaux local, régional et (parfois) international. Dans ce contexte, l'évaluation économique des services écologiques peut devenir un outil très utile.

TABLEAU 3 : DÉPENDANCES ET IMPACTS POTENTIELS SUR LES SERVICES ÉCOLOGIQUES ISSUES DES ESPACES VIERGES PROTÉGÉS JURIDIQUEMENT ET DES ESPACES ÉLIGIBLES AU STATUT D'ESPACE VIERGE, POUR DIFFÉRENTS GROUPES DE PARTIES PRENANTES

PARTIES PRENANTES	ESPACES VIERGES CERTIFIÉS PAN PARKS		ZONES VIERGES DEVANT ÊTRE PROTÉGÉES LÉGALEMENT	
	DÉPENDANCES POTENTIELLES	IMPACTS POTENTIELS	DÉPENDANCES POTENTIELLES	IMPACTS POTENTIELS
PROPRIÉTAIRES FONCIERS / AGRI-CULTEUREURS ADJACENTS	Principalement des services de maintenance et de régulation (ex. qualité de l'eau et délais de diffusion / mise à disposition, contrôle de l'érosion et des inondations, services de pollinisation); potentiellement impactés par de fortes densités d'espèces - i.e. conflits Homme / espèces sauvages	Utilisation illégale des services d'approvisionnement (ex. bois, champignons) et culturels (ex. chasse)	Plusieurs services d'approvisionnement, culturels et de régulation	Diminution des stocks de certains services d'approvisionnement, changements dans la qualité / temps de livraison de certains services de régulation et services culturels
VILLES / HABITATIONS À PROXIMITÉ	Principalement des services de maintenance et de régulation (ex. régulation du climat local, qualité de l'eau et délais de livraison, contrôle de l'érosion et des inondations), certains services culturels (randonnées dans les espaces vierges)	Utilisation illégale des services d'approvisionnement (ex. projets de rétention d'eau, exploitation de bois)	Plusieurs services d'approvisionnement, culturels et de régulation	Diminution des stocks de certains services d'approvisionnement, changements dans la qualité / temps de livraison de certains services de régulation et services culturels

	ESPACES VIERGES CERTIFIÉS PAN PARKS		ZONES VIERGES DEVANT ÊTRE PROTÉGÉES LÉGALEMENT	
PARTIES PRENANTES	DÉPENDENCES POTENTIELLES	IMPACTS POTENTIELS	DÉPENDENCES POTENTIELLES	IMPACTS POTENTIELS
COLLECTIVITÉS TERRITORIALES	Seulement quelques services de régulation et de maintenance (ex. qualité de l'eau, services culturels : divertissement dans les espaces vierges, tourisme rural)	Lobbying pour l'accès à / l'utilisation de services d'approvisionnement et le développement d'autres opportunités de loisirs (accès motorisés, infrastructures)	Plusieurs services d'approvisionnement, culturels et de régulation	Diminution des stocks de certains services d'approvisionnement, changements dans la qualité / temps de livraison de certains services de régulation et services culturels
ADMINISTRATIONS	Régulation du climat global (stockage du carbone), contribution aux objectifs de conservation de la biodiversité (maintenance du cycle de vie et protection des habitats, la biodiversité en tant que bien commun et service culturel)	Lobbying pour l'accès à / l'utilisation de services d'approvisionnement et le développement d'autres opportunités de loisirs (accès motorisés, infrastructures)	Plusieurs services d'approvisionnement, culturels et de régulation	Diminution des stocks de certains services d'approvisionnement, changements dans la qualité / temps de livraison de certains services de régulation et services culturels
ENTREPRISES LOCALES	Seulement quelques services de régulation et de maintenance (ex. qualité de l'eau, services culturels : divertissement dans les espaces vierges, tourisme rural)	Lobbying pour l'accès à / l'utilisation de services d'approvisionnement et le développement d'autres opportunités de loisirs (accès motorisés, infrastructures)	Plusieurs services d'approvisionnement, culturels et de régulation	Diminution des stocks de certains services d'approvisionnement, changements dans la qualité / temps de livraison de certains services de régulation et services culturels
INVESTISSEURS POTENTIELS	Pratiquement aucun (potentiellement une régulation indirecte du climat global - stockage du carbone)	Lobbying pour l'accès à / l'utilisation de services d'approvisionnement et le développement d'autres opportunités de loisirs (accès motorisés, infrastructures)	Plusieurs services d'approvisionnement, et services culturels (opportunités d'investissement)	Recherche d'opportunités d'investissement qui pourraient impacter plusieurs services écologiques
LE GRAND PUBLIC	Services symboliques (valeurs d'héritage des espaces vierges, conservation de la biodiversité en tant que bien commun)	—	Services symboliques (valeurs d'héritage des espaces vierges, conservation de la biodiversité en tant que bien commun)	—

les bénéfices et coûts des espaces vierges

LES PRINCIPES CLÉS ET OUTILS DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE

L'évaluation économique de la biodiversité et des services écologiques s'inscrit dans le périmètre de l'analyse coût-bénéfice (ACB) des alternatives de projets, dont la désignation des aires protégées. Cela nécessite l'estimation de leurs valeurs économiques et, plus précisément, le calcul de leurs valeurs économiques marginales dans le cadre d'arbitrage entre des objectifs mutuellement exclusifs (Braat & ten Brink, 2008). Comme expliqué par Ruhl et al. (2007), « notre inaptitude à affiner notre compréhension de leurs valeurs, et l'incapacité conséquente à intégrer et promouvoir ces valeurs dans la réglementation et les marchés, mais aussi dans l'opinion publique, constituent un véritable frein à leur conservation ». En d'autres termes, coupler l'ACB avec l'évaluation économique de la biodiversité et des services écologiques permettraient aux parties prenantes des espaces vierges de mieux comprendre les arbitrages – aux niveaux local, régional et international – entre les différents usages légitimes (autorisés, impliquant la consommation de ressources ou non) de leurs services écologiques et les coûts de gestion et d'opportunité associés.

La valeur économique totale de la biodiversité, incluant celle des services écologiques (Kettunen et al., 2009b), est traditionnellement divisée entre ses valeurs d'usage (valeur d'usage direct, valeur d'usage indirect, valeur d'option) et ses valeurs de non-usage (valeur d'existence et valeur de legs), avec un gradient de tangibilité décroissant des valeurs d'usage (relativement faciles à évaluer) aux valeurs d'existence (plus difficile à estimer). Plusieurs méthodes d'évaluation économique peuvent être utilisées pour évaluer les valeurs économiques des services écologiques (Tableau 4) :

1. La méthode dite des prix de marché permet d'estimer les valeurs économiques des produits et

services écologiques qui sont achetés ou vendus sur les marchés commerciaux.

2. Les méthodes des coûts de dommages évités, des coûts de remplacement et des coûts de substitution, qui estiment les valeurs économiques des services écologiques, dans le cas de leur éventuelle perte, sur la base du calcul des coûts de dommages évités, de ceux de leur remplacement ou de ceux de fourniture de services de substitution.

3. La méthode dite de « fonction de production » qui estime les valeurs économiques des biens ou services écologiques au travers de leur contribution à la production de produits commercialisés.

4. La méthode des prix hédoniques qui estime les valeurs économiques pour des services écologiques en utilisant directement les prix de marché d'autres biens qui y sont associés. Cela s'applique communément aux prix des logements qui peuvent refléter des changements de valeur des attributs environnementaux selon leur location géographique.

5. La méthode des coûts de déplacement estime les valeurs associées aux écosystèmes ou aux sites qui sont utilisés à des fins de loisir. Elle assume que la valeur d'un site se reflète dans le prix que les gens sont prêt à payer pour s'y rendre.

6. La méthode dite d'« évaluation contingente » estime les valeurs économiques pour virtuellement tout type de services écologiques en demandant directement aux agents économiques d'indiquer leur volonté à payer ou recevoir pour le maintien ou la restauration d'un service écologique spécifique, le plus souvent selon des scénarios hypothétiques. C'est la méthode la plus communément utilisée pour estimer les valeurs de non usage et celles d'usage passif.

7. Les méthodes des choix multi-attributs qui estiment les valeurs économiques pour tout type

de service écologique en demandant aux agents économiques d'arbitrer entre (ou de prioriser parmi) différents services écologiques, caractéristiques ou résultats. Aussi, elles n'interrogent pas directement sur la volonté de payer ou de recevoir : cela peut être déduit des arbitrages en incluant les coûts ou bénéfiques économiques dans les attributs à comparer.

8. La méthode dite de « transfert de bénéfiques » qui estime les valeurs économiques des services écologiques à partir des résultats d'autres études réalisées dans des contextes comparables.

Dans le contexte des espaces vierges, les principaux défis résident dans la réalisation d'évaluations économiques exhaustives de tous les services écologiques concernés et de l'usage d'une combinaison appropriée de méthodes d'évaluation et cela de manière transparente et claire. Cela pourrait s'avérer essentiel pour discuter efficacement avec les parties prenantes vers une meilleure protection d'un espace sauvage ou vierge.

TABEAU 4 : LES MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUES POUR LES SERVICES ÉCOLOGIQUES (TEEB 2010)

	METHODES	SERVICES ECLOGIQUES QUI PEUVENT ETRE VALORISES
PRIX DIRECT DU MARCHÉ	Prix du marché	Services d'approvisionnement
MARCHÉ ALTERNATIF	Coûts de remplacement	Pollinisation, purification de l'eau
	Coûts des dommages évités	Atténuation des dommages, stockage du carbone
	Fonction de production	Purification de l'eau, disponibilité de l'eau potable, services d'approvisionnement
MARCHÉ DE SUBSTITUTION	Méthode des prix hédoniques	Valeurs d'usage, de divertissement et de loisir, qualité de l'air
	Méthode des coûts de déplacement	Valeurs d'usage, de divertissement et de loisir
PRÉFÉRENCES DÉCLARÉES	Méthode d'évaluation contingente	Tous les services
	Méthode des choix multi-attributs	Tous les services
PARTICIPATIF	Évaluation environnementale participative	Tous les services
TRANSFERT DE BÉNÉFICE	Ex. valeur moyenne, valeur moyenne ajustée, fonction de bénéfice	Tous les services évalués dans l'étude d'origine

LES COÛTS ET BÉNÉFICES ÉCONOMIQUES DES ESPACES VIERGES EUROPÉENS : SURMONTER UN MANQUE DE D'INFORMATION GÉNÉRALISÉ

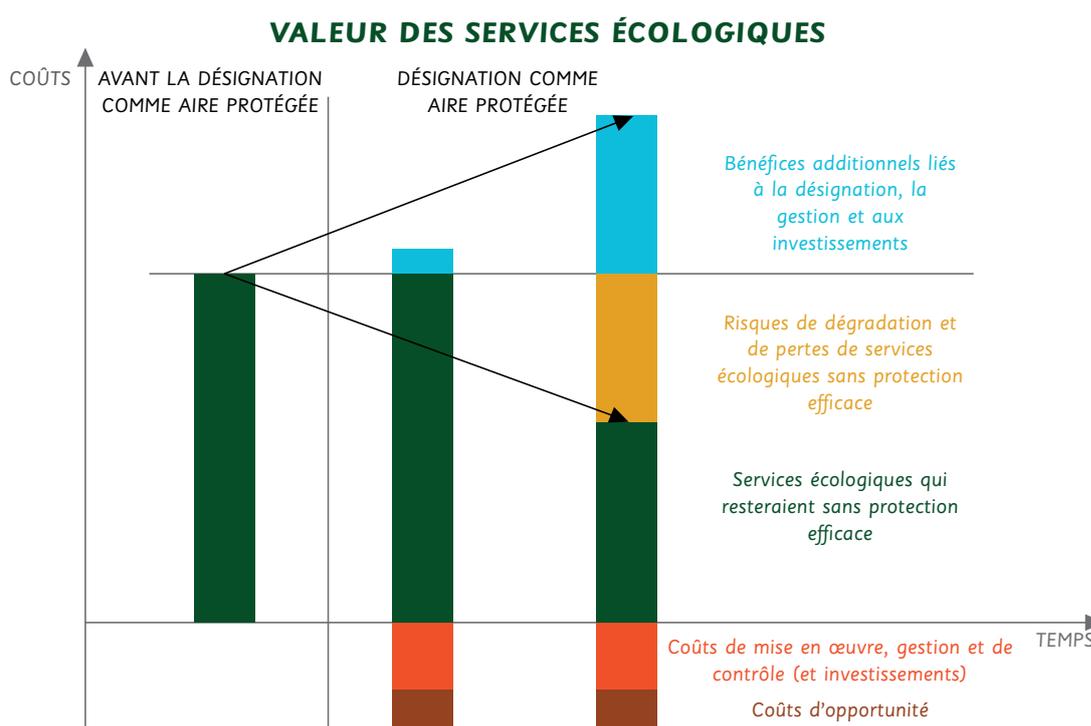
L'analyse et l'évaluation des services écologiques sont devenues importantes pour la gestion, la promotion et l'expansion des aires protégées à travers le monde (Hein 2011 ; Kettunen et al. 2009).

D'une part, parce que les bénéfices socio-économiques des aires protégées sont souvent non quantifiés, ils peuvent être sous-estimés dans les politiques d'aménagement des territoires (ex. Balmford & Whitten 2003 ; Dearden et al. 2005 ; Carpenter et al. 2006 ; Emerton et al. 2006 ; Tallis et al. 2009). C'est un aspect essentiel compte tenu de la crise économique actuelle qui se traduit par de pressions supplémentaires sur les budgets des états, et donc sur les budgets disponibles pour gérer les aires protégées et en

créer de nouvelles (ex. d'importantes coupures budgétaires proposées récemment aux Pays-Bas ; Planbureau voor de Leefomgeving 2010).

D'autre part, la gestion intégrée des écosystèmes fait désormais partie intégrante de la gestion des aires protégées. Elle nécessite la mise à disposition simultanée de différents types de services écologiques pour satisfaire les besoins et les aspirations de différents groupes d'acteurs (Gaston et al 2008; Palomo et al 2011). Comme précédemment expliqué, de nombreuses aires protégées offrent des avantages additionnels à leur objectif principal de conservation de la biodiversité (ex. Balmford et al 2002), si bien que la valeur totale de leurs services écologiques peut être divisée en deux composantes: la valeur ajoutée de la protection juridique (ex. la valeur symbolique du statut d'aire protégée, la valeur de la dégradation évitée subséquente en raison des mesures sur et hors site, ou encore la valeur accrue grâce aux actions de gestion et aux investissements) et la valeur de services maintenue sans désignation (Figure 1).

FIGURE 1 : VALEURS DES SERVICES ÉCOLOGIQUES AVANT ET APRÈS LA PROTECTION JURIDIQUE D'UNE AIRE PROTÉGÉE (TEN BRINK, IN KETTUNEN ET AL. 2009)



Toutefois, malgré les récents progrès réalisés vers une meilleure compréhension des valeurs des écosystèmes dans différents contextes (MA 2005), il n'existe que peu d'études fournissant une analyse complète des services écologiques liées aux aires protégées européennes (ex. Gaston et al. 2008, Jongeneel et al. 2008) ainsi que des coûts de gestion et d'opportunité associés (Kettunen et al. 2009) (Figure 1). Par exemple, les études sur les valeurs économiques des écosystèmes forestiers européens sont rares (Elasser 2007 ; EUSTAFOR & Patterson, 2011).

La situation semble être plus difficile encore pour les espaces vierges européens qui constituent des sous-ensembles de réseaux d'aires protégées plus vastes, entraînant ainsi un manque général de compréhension quant aux coûts et bénéfices économiques potentiels associés à leurs règles de gestion. Contrairement à certaines aires protégées qui peuvent autoriser l'exercice contrôlé de certaines activités à l'intérieur de leurs frontières (ex. chasse, collecte de nourriture sauvage et de plantes médicinales, accès par transport motorisé), les espaces vierges protégés juridiquement offrent des opportunités commerciales moindres à leurs parties prenantes, notamment aux communautés locales. Ils génèrent souvent des coûts de gestion et d'opportunités supplémentaires (Table 5).

En d'autres termes, choisir de créer et de gérer des espaces vierges protégés nécessite souvent de renoncer à certains usages de services écologiques (Kettunen et al., 2009). Pour les acteurs privés, les coûts d'opportunité clés comprennent les revenus potentiels de l'exploitation de services d'approvisionnement (par exemple l'extraction de pétrole dans le Parc National Yasuni en Équateur ou

pour différentes ressources minérales en Antarctique). Pour les gouvernements, ces coûts incluent les pertes de recettes fiscales et de profits des entreprises extractives qu'ils dirigent. Les gouvernements ont également un intérêt évident dans les coûts d'opportunité privés supportés par leurs citoyens. Même si les aires protégées ont tendance à occuper des terres à faible potentiel agricole (Gorenflo et Brandon 2005; Dudley et al. 2008), leurs coûts d'opportunité reste souvent important. Par exemple, le coût d'opportunité total pour l'ensemble des aires strictement protégées des pays en développement a été estimé à US\$5 milliards par an (James et al. 2001) tandis que l'expansion des aires protégées pour préserver une gamme de services écologiques et permettre de s'adapter aux changements climatiques impliquerait également des coûts d'opportunité importants, probablement plus de US\$10 milliards par an sur au moins les 30 prochaines années (James et al. 2001; Shaffer et al. 2002).

Comme l'expliquent Kettunen et al. (2009), « toutes les aires protégées ne sont pas censées générer des revenus pour aider les communautés locales, mais lorsque une opportunité en la matière existe, elle peut constituer une importante contribution à leur nouveau de vie... Les aires protégées imposent également des coûts à la société qui vont des accès limités aux ressources et aux options économiques abandonnées (ex. James et al. 2001 ; Colchester 2003 ; Chan et al. 2007 ; Dowie 2009) ». En d'autres termes, lors du montage d'un dossier de protection et de gestion d'espaces vierges en vue de la sécurisation de leur viabilité à la fois écologique et financière, il importe de reconnaître et comptabiliser à la fois leurs coûts et leurs bénéfices afin de pour engager des discussions constructives avec les parties prenantes.

6 Le coût d'opportunité est le coût d'une activité mesurée au niveau de la valeur de la meilleure alternative qui n'est pas choisie (abandonnée). C'est le sacrifice relatif à la seconde meilleure option disponible à quelqu'un ou à un groupe, qui l'a choisi parmi plusieurs options mutuellement exclusives. Le coût d'opportunité est également le coût des produits sacrifiés après avoir fait un choix. Les coûts d'opportunité ne sont pas limités aux coûts monétaires ou financiers: le coût réel des pertes de production, les pertes de temps, de plaisir ou de tout autre avantage qui offre une utilité doit être considéré comme un coût d'opportunité.

7 http://www.banktrack.org/show/dodgydeals/block_31_yasuni_national_park

AU-DELÀ DES LIMITES DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE : LA COMPTABILITÉ DES COÛTS DE L'INACTION

Il existe de nombreuses limites associées à l'utilisation des méthodes d'évaluation économiques, en particulier à celles ne faisant pas appels à des prix des marchés. Par exemple, les préoccupations concernant l'évaluation contingente relèvent

de la difficulté de reproduction des protocoles d'investigation et d'une analyse comparative des résultats dans le temps et dans l'espace souvent trop réductrice par rapport aux enjeux (ex. Kumar & Kumar, 2008). Des biais sont également présents lors de l'usage des techniques dites de transfert de bénéfices ou avantages pour les résultats d'études basées sur une ou plusieurs techniques d'évaluation (ex. Costanza et al., 1997; Wilson & Hoehn, 2006). Comme le soutiennent Nelson et al. (2009), ces démarches supposent souvent à tort que "chaque hectare d'un type d'habitat donné est

TABLE 5: EXEMPLES DE BÉNÉFICES ET COÛTS D'AIRE PROTÉGÉE GÉNÉRÉS À DIFFÉRENTES ÉCHELLES (KETTUNEN ET AL. 2009)

	BÉNÉFICES	COÛTS
GLOBAL	Services écologiques dispersés (ex. atténuation et adaptation aux changements climatiques)	Gestion des aires protégées (transfert global vers les pays en développement)
	Tourisme de nature	Programmes de développement alternatifs (transfert global vers les pays en développement)
	Valeurs globales culturelles, d'existence et d'option	
NATIONAL	Services écologiques dispersés (ex. eau potable pour les zones urbaines, l'agriculture ou les stations hydroélectriques)	Achats de terrains
		Gestion des aires protégées (dans les systèmes nationaux d'aires protégées)
	Tourisme de nature	Compensation pour les activités abandonnées
	Valeurs culturelles nationales	Les coûts d'opportunité de recettes fiscales abandonnées
LOCAL	Services écologiques locaux (ex. pollinisation, régulation des maladies, atténuation des risques naturels)	Accès limité aux ressources
		Déplacements (personnes, activités économiques)
		Gestion des aires protégées (propriétaires privés, terrains municipaux)
	Valeurs locales culturelles et spirituelles	Coûts d'opportunités des activités économiques abandonnées
	Consommation de ressources	Conflits avec les animaux sauvages

de valeur égale - indépendamment de la qualité de l'habitat, de sa rareté, de sa configuration spatiale, de sa superficie, de sa proximité à des centres de populations humaines, ou des pratiques en vigueur et de ses valeurs sociales."

Au-delà des limites méthodologiques, l'évaluation économique de la biodiversité et des services écologiques constitue une approche anthropocentrique fondée sur la durabilité faible: c'est à dire la substituabilité possible entre les différentes formes de capital (Pearce et al., 1990; Godard 1995). Selon les objectifs et le contexte de l'étude (par exemple selon les questions aux personnes interrogées) et les hypothèses méthodologiques du modèle utilisé (par exemple, le taux d'actualisation choisi), la valeur économique marginale d'une unité supplémentaire d'un service écologique pourrait varier considérablement et, dans certains cas, être particulièrement faible (ex. Simpson et al., 1996⁸). Ceci est d'autant plus vrai dans le contexte de la plupart des analyses coûts-bénéfices (ACB) des projets industriels hautement lucratifs (ex. mines, barrages). Aussi, de nombreux experts estiment que la valeur économique totale de la biodiversité, bien qu'utile pour exprimer les valeurs précédemment ignorées des attributs écologiques non marchands, n'est pas suffisante en soi pour arbitrer au sein des processus de décision collectifs ou publics. En effet, l'acceptabilité sociale et la légitimité d'un projet est subordonnée à la perception des parties prenantes sur les interactions entre l'activité (proposée) et des services écologiques spécifiques, en référence à une grande variété de systèmes de valeurs et de besoins sociaux (Gobert 2008). C'est pourquoi Chevassus-au-Louis et al. (2009) affirment que les valeurs économiques devraient être subordonnées à d'autres (ex. patrimoniales) dans les débats relatifs à la conservation de la biodiversité, dont celle des espaces vierges.

Pour toutes ces raisons, les gestionnaires et défenseurs des espaces vierges devraient mettre l'accent, dans le cadre d'une ACB complète, sur la comptabilisation des coûts de l'inaction, à savoir les coûts de ne pas protéger les biens et services

écologiques des écosystèmes qui sous-tendent les valeurs des espaces vierges. Cela impliquerait :

1. La comptabilisation des valeurs non monétaires de tous les attributs clés de l'écosystème (actifs, fonctions, processus et services) contribuant au statut d'espace vierge (par exemple en utilisant des méthodes d'évaluation du caractère naturel d'un site, Winter et al. 2010);
2. L'usage des principes de zéro-perte-nette et d'amélioration nette de la biodiversité pour la gestion efficace et la restauration des attributs écologiques des espaces vierges ; principes empruntés aux recherches sur la séquence « éviter, réduire, compenser » les atteintes à la biodiversité et la comptabilité des équivalences écologiques entre attributs impactés et compensés (ex. ex BBOP 2009, 2011; Germaneau et al. 2012; Quetier & Lavorel, 2010) (Figure 2);
3. Compte tenu des circonstances locales, la comptabilisation des coûts:
 - De perte (ou de dégradation) potentielle des attributs clés des écosystèmes si diverses opportunités de développement (ex. chasse, coupe de bois, construction de barrage) n'ont pas été abandonnées (ex. pas de protection juridique efficace pour l'espace vierge). Cela reviendrait à évaluer la valeur ajoutée de la protection juridique de la zone, comme coûts évités des dommages potentiels aux valeurs de l'espace vierge (Figure 1). Ces coûts devraient être comparés aux coûts d'opportunité de protection de l'espace vierge.
 - De restauration de valeurs perdues des espaces vierges : ex. coûts de la future augmentation des valeurs écologiques due à la gestion et à l'investissement dans divers attributs écologiques (Figure 1 et 3).

Les résultats du couplage de ces informations non-monétaires et monétaires pourraient alors être utilisés comme outils pour discuter et négocier avec

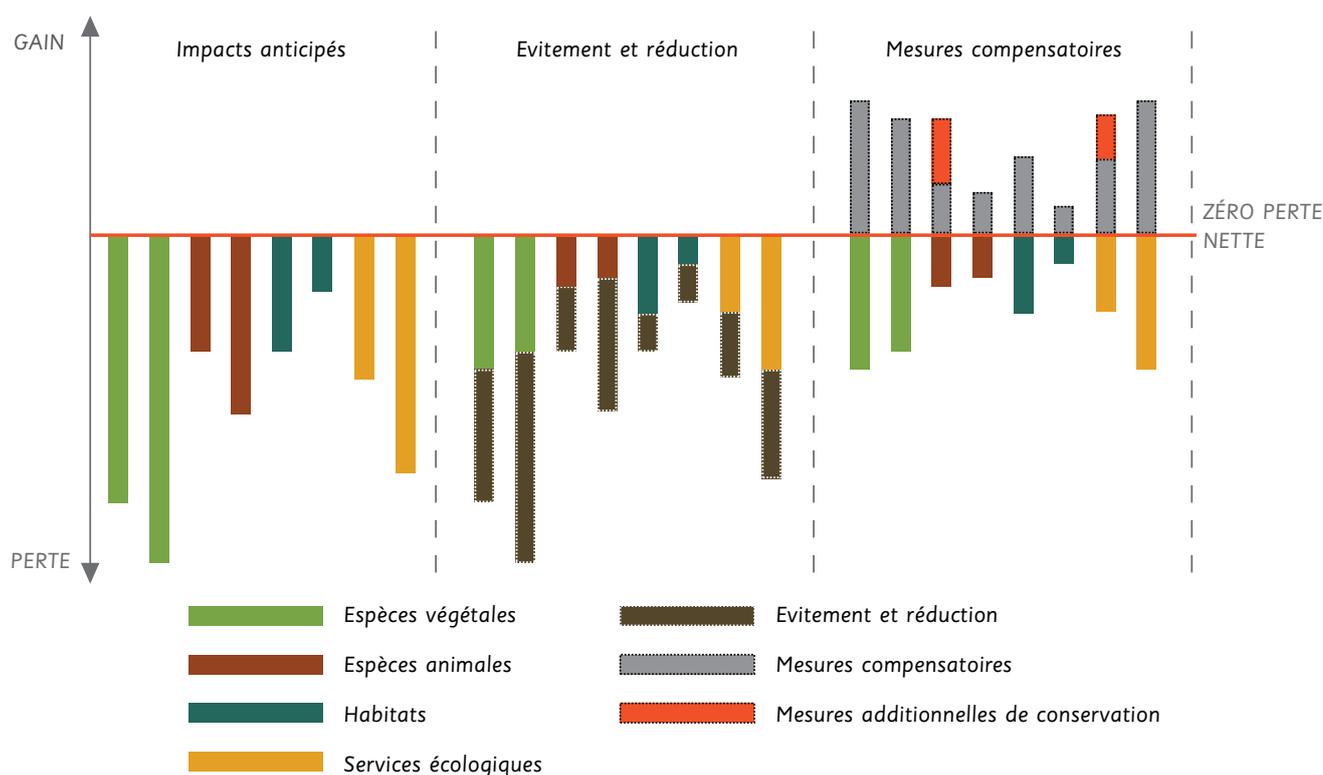
8 Toutefois, le degré élevé de substituabilité entre les ressources génétiques qui sous-tendent cette étude a été critiquée par Sarr et al. 2008.

les parties prenantes ; aussi bien au niveau national ou régional pour les négociations budgétaires qu'au niveau des communautés locales pour lancer des actions de co-protection des espaces vierges.

En effet, s'appuyer exclusivement sur l'évaluation économique des services écologiques peut ne pas toujours constituer l'approche la plus efficace pour plaider en faveur de l'expansion des espaces vierges, de leur intégrité écologique ou de leur viabilité sociale et financière. Deux risques principaux existent. D'une part, il est facile de dépenser des sommes importantes sur des études économiques qui essaient, contre toute attente, d'attribuer des valeurs monétaires aux changements de l'état de divers services écosystémiques (ex. bénéficiaires desdits services difficiles à identifier). D'autre part, il est possible pour les gestionnaires d'aires protégées ou d'espaces vierges d'utiliser les résultats

de ces études dans un sens qui puisse nuire au soutien de leurs programmes d'action. En effet, il est parfois plus utile ou pratique de prendre des décisions en classant les bénéfices attendus de divers investissements écologiques. Cela implique d'établir des priorités en déterminant les plus grands avantages écologiques par euro dépensé, sans nécessairement recourir à l'évaluation économique de la biodiversité. En d'autres termes, bien que des mesures monétaires des bénéfices issus des écosystèmes puissent être nécessaires pour justifier les dépenses de protection ou de restauration des espaces vierges, des indicateurs non-monétaires de bénéfices attendus sont plus utiles pour la gestion des dépenses afin d'atteindre le plus grand gain écologique. L'objectif n'est autre que d'articuler un ensemble approprié de valeurs monétaires et non-monétaires auprès des divers groupes de parties prenantes selon le contexte (Farrell 2007).

FIGURE 2 : APPLIQUER LES PRINCIPES DE ZÉRO-PERTE-NETTE ET D'AMÉLIORATION NETTE DE LA BIODIVERSITÉ À LA RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES
(ADAPTED FROM GERMANEAU ET AL., 2012)



quel avenir pour les espaces vierges européens ?

RENDRE LES ESPACES VIERGES ÉCOLOGIQUEMENT VIABLES : RESTAURER DES ÉCOSYSTÈMES DÉGRADÉS ET FRAGMENTÉS

En Europe, rendre les espaces vierges écologiquement viables face aux modifications rapides des écosystèmes (ex. changement climatique, artificialisation des terres) implique à la fois une protection efficace et une expansion importante. Concernant le premier point, la fragmentation est une des menaces les plus graves pesant sur les espaces vierges européens. Bien qu'il existe déjà plusieurs aires protégées certifiées par Pan Parcs avec des espaces vierges non fragmentés, réduire et éviter la fragmentation est un objectif majeur du réseau Pan Parks. Par exemple, dans le Parc National Fulufjället (Suède), une piste de motoneige a été déviée afin d'éviter la fragmentation d'un parc nouvellement certifié Pan Parks.

Parce que la conservation des espaces vierges européens est l'un des outils les plus efficaces dans la protection des habitats naturels et des espèces d'intérêt communautaire européen, de nombreux espaces vierges font déjà partie intégrante du réseau Natura 2000⁹. La principale exigence de Natura 2000 est de maintenir un état de conservation favorable, ce qui est souvent difficile en raison de la nature dynamique des écosystèmes. Bien qu'il soit plus qu'évident que la non-intervention de gestion n'est pas un outil adapté à tous les sites Natura 2000, son utilisation peut produire d'excellents résultats dans les sites où l'objectif est de protéger la dynamique naturelle des écosystèmes (Borza & Vancura, 2009b). Pour peu que les objectifs de gestion et

de restauration soient clairement définis, Natura 2000 offre suffisamment de flexibilité pour mettre en œuvre des techniques de gestion de non-intervention et ainsi sécuriser les espaces vierges sur le long terme.

L'expansion des espaces vierges européens implique d'investir dans la restauration des zones dégradées et fragmentées, comme suggéré dans le 3ème rapport Global Biodiversity Outlook (SCDB 2010). Ce rapport estime qu'environ 200 000 km² de terres agricoles pourraient être abandonnés d'ici 2050, ce qui offre d'énormes possibilités pour la restauration d'espaces sauvages. Cela se produira à la fois naturellement et avec l'aide des humains. A titre d'exemple, on peut mentionner le retour des loups qui ont traversé la Pologne pour revenir en Allemagne : au moins 30 individus habitent maintenant la Saxe. La mise en œuvre des mesures de restauration passive et active sont les autres approches disponibles. Selon l'historique de la zone protégée, l'intervention peut n'être nécessaire que pour un temps limité afin de réparer les dommages passés, comme dans le cas de certaines forêts anciennes où l'élimination de la pression due à l'exploitation forestière et au pâturage suffira (restauration passive). Cependant, la restauration active peut être nécessaire dans certaines circonstances, notamment lorsque des changements plus profonds ont eu lieu, entraînant la perte des diverses composantes écologiques. Ces mesures de restauration active peuvent impliquer la réintroduction d'espèces disparues, le contrôle ou l'élimination d'espèces exotiques envahissantes (Tableau 6), le brûlage dirigé, la replantation pour accélérer la régénération des forêts, ou encore la sélection de semis.

9 Natura 2000 est un réseau européen de zones naturelles désignées dans le but de protéger les habitats et les espèces les plus menacés du continent.

TABLEAU 6 : LES COÛTS ÉLEVÉS DU CONTRÔLE ET DE L'ÉRADICATION DES ESPÈCES EXOTIQUES EN EUROPE (NESSHÖVER ET AL. 2009; ADAPTED FROM VILA ET AL. 2009)

ESPÈCES	BIOME / TAXONS	PAYS	AMPLEUR	POSTE DE DÉPENSE	PÉRIODE	COÛTS (MILLIONS EUR AN ⁻¹)
<i>Carpobrotu spp.</i>	Plante terrestre	Espagne	Localité	Contrôle / éradication	2002-2007	0,58
<i>Anoplophra chinensis</i>	Invertébré terrestre	Italie	Pays	Contrôle	2004-2008	0,53
<i>Cervus nippon</i>	Vertébré terrestre	Ecosse	Localité	Contrôle		0,82
<i>Myocastor coypus</i>	Vertébré terrestre	Italie	Localité	Contrôle / dommages	1995-2000	2,85
<i>Sciurus carolinensis</i>	Vertébré terrestre	Royaume-Uni	Pays	Contrôle	1994-1995	0,46
<i>Azolla filiculoides</i>	Plante d'eau douce	Espagne	Aire protégée	Contrôle / éradication	2003	1,00
<i>Eichhornia crassipes</i>	Plante d'eau douce	Espagne	Bassin Versant	Contrôle / éradication	2005-2007	3,35
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Vertébré d'eau douce	Royaume-Uni	Pays	Eradication	2007-2010	0,75
<i>Chrysochromulina polylepis</i>	Algue marine	Norvège	Pays	Efflorescences toxiques		8,18
<i>Rhopilema nomadica</i>	Invertébré marin	Israël	Côte	Dommages d'infrastructures	2001	0,04

Bien que de nombreux processus de restauration prennent beaucoup de temps, ils peuvent souvent avoir des effets rapides en ce qui concerne la récupération partielle de certaines fonctions écologiques clés (Tableau 7). Cela soutient les stratégies fondées sur la prévention des dommages et le maintien des fonctions et services écologiques. Cependant, étant donné l'ampleur de la détérioration actuelle des écosystèmes, les projets de restauration écologique efficaces¹⁰ vont jouer un rôle capital pour le succès de l'expansion des espaces vierges en Europe. Ce rôle crucial est illustré par le fait que des milliards de dollars sont actuellement dépensés pour la restauration écologique des espaces sauvages dans le monde entier (Enserink 1999; doyle & drew 2007; pierre 2009) (Figure 3).

Par exemple, le Congrès américain a adopté le Comprehensive Everglades Restoration Plan (CERP) en 2000 afin d'assurer un approvisionnement en eau potable de qualité au sud de la Floride et de prévenir la diminution des habitats d'environ 69 espèces de plantes et d'animaux en voie de disparition (ex. l'emblématique panthère de Floride, dont seulement 120 individus survivent à l'état sauvage). Le coût total des 226 projets de restauration écologique des fonctions hydrologiques naturelles de l'écosystème est estimé à près de 20 milliards de US dollars, pour la plupart financés par des fonds fédéraux et de l'État de Floride (Polasky 2008). Le retour sur cet investissement, qui est inférieur aux coûts, concerne différents bénéfices tangibles tels que l'approvisionnement en eau agricole et urbaine, la lutte contre les inondations, les loisirs, la pêche commerciale et

récréative et la protection des habitats (Milon & Hodges, 2000). Cependant, Milon & Scroggins (2002) ont montré que l'inclusion des externalités positives (ex. bénéfiques de non-usage, tels que la valeur culturelle de l'écosystème intact) dans l'ACB génère des avantages globaux qui correspondent à une fourchette similaire aux coûts de restauration, variant en fonction des taux d'actualisation utilisés.

Le CERP est un projet de restauration unique, sur le plan de l'échelle spatiale que des attributs écologiques restaurés : il n'y existe pas encore de programme de restauration équivalent en Europe. Compte tenu des considérations récentes de coupes budgétaires dans plusieurs pays européens, comment pouvons-nous financer la conservation des espaces vierges européens et la restauration des écosystèmes sur le long terme de manière efficace des points de vue écologique et économique ? Cela appelle à l'élaboration de nouveaux mécanismes de financement.

RENDRE LES ESPACES VIERGES FINANCIÈREMENT VIABLES : SAISIR LES OPPORTUNITÉS DES MARCHÉS ÉMERGENTS POUR SERVICES ÉCOLOGIQUES

L'émergence des paiements pour services écologiques (PSE) semble très attrayante pour le financement durable des espaces vierges européens. Combiner des stratégies¹¹ pour atténuer la perte de biodiversité et de services écologiques (principe du pollueur-payeur - Ocdé 1975; SLWRMC 1999) et rémunérer la mise à

10 Sélectionner les techniques les plus rentables est indispensable pour la réussite de tout projet de restauration (Naidoo et al, 2006; Yoe 2001). Les deux principales approches économiques pour l'évaluation des projets sont les analyses coûts-avantages et coût-efficacité. L'analyse coût-bénéfice est utilisée pour déterminer si un projet doit être entrepris, en veillant à ce que ses bénéfices soient proportionnels à ses coûts. L'analyse coût-efficacité permet de comparer deux ou plusieurs solutions alternatives qui permettent d'atteindre le même objectif et peuvent également être utilisée pour évaluer si les avantages sont proportionnels aux coûts.

11 Iftikhar et al. (2007) propose des pistes sur les liens entre incitations positives (paiement, subvention) et négatives (taxes) en matière de services écologiques et de bien être humain, avec un intérêt particulier pour leurs implications pour les populations les plus démunies.

TABLEAU 7 : FAISABILITÉ ET ÉCHELLES DE TEMPS DE LA RESTAURATION ÉCOLOGIQUE – EXEMPLES EUROPÉENS (NESSHÖVER ET AL. 2009; ADAPTED FROM MORRIS & BARHAM, 2007)

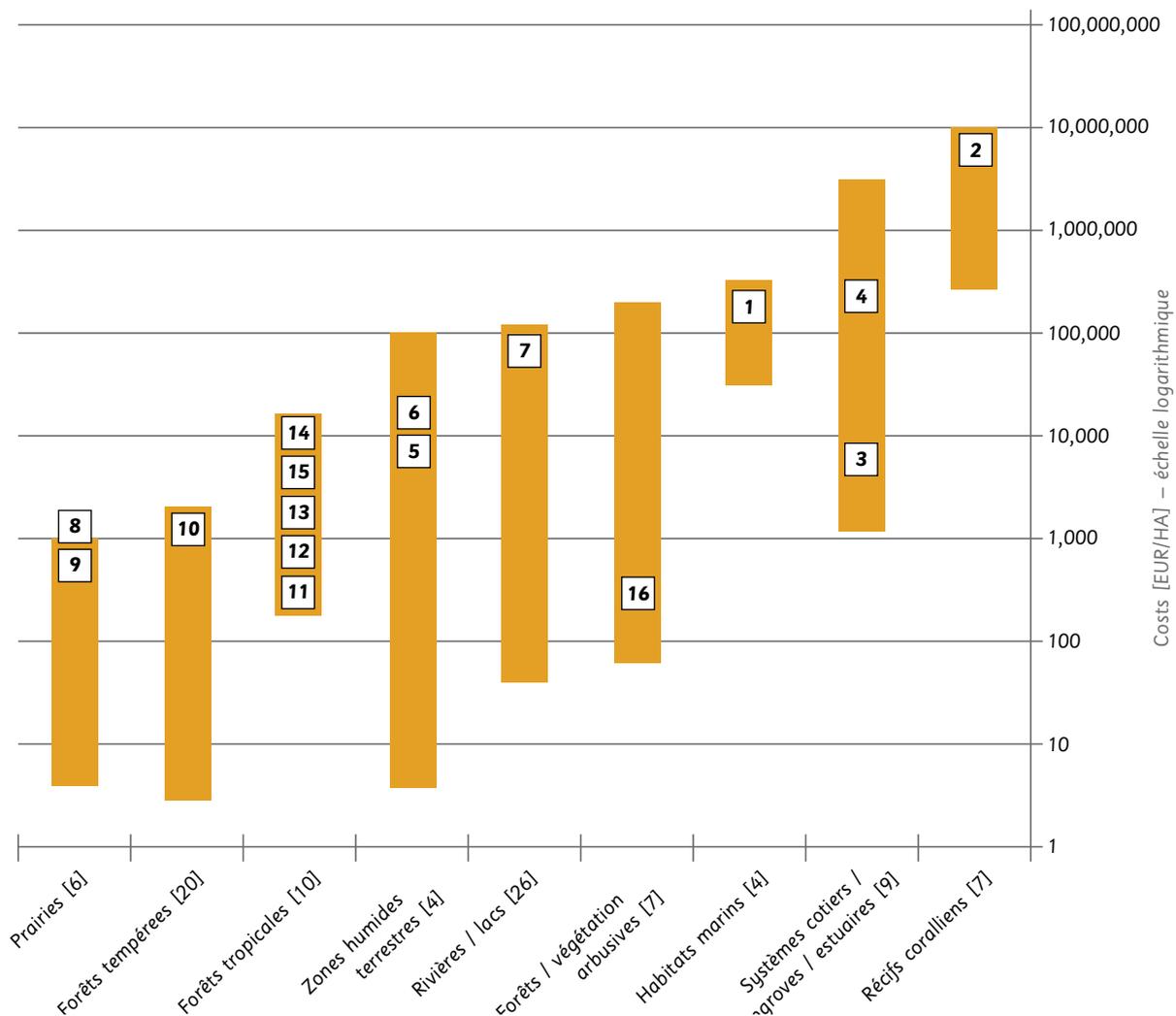
Type d'éco-système	Echelle de temps	Notes
Mares temporaires	1-5 an(s)	Même lorsque réhabilité, ne peut jamais soutenir tous les organismes préexistants.
Etangs eutrophisés	1-5 an(s)	Réhabilitation possible à condition d'un approvisionnement en eau adéquat. Facilement colonisés par des coléoptères aquatiques et les libellules, mais la faune est restreinte aux espèces avec des spécialisations limitées.
Vasières	1-10 an(s)	La restauration dépend de la position par rapport à la marée et de l'apport de sédiment. Services écologiques : régulation des inondations, la sédimentation.
Pelouses eutrophisées	1-20 an(s)	Selon la disponibilité des propagules. Services écologiques : le stockage du carbone, la régulation et l'érosion des pâturages pour le bétail et d'autres animaux domestiques.
Roselières	10-100 ans	Se développeront facilement dans des conditions hydrologiques appropriées. Services écologiques : stabilisation de la sédimentation, processus hydrologiques.
Marais salant	10-100 ans	Selon la disponibilité des propagules, la position par rapport à la marée et l'apport de sédiments. Services écologiques : protection du littoral, lutte contre les inondations.
Pelouses oligotrophiques	20-100 ans +	Selon la disponibilité des propagules et de la limitation de l'apport en nutriments. Services écologiques : stockage du carbone, régulation de l'érosion.
Pelouses calcicoles	50-100 ans +	Selon la disponibilité des propagules et de la limitation de l'apport en nutriments. Services écologiques : stockage du carbone, la régulation de l'érosion.
Dunes jaunes	50-100 ans +	Dépend de l'apport de sédiments et la disponibilité des propagules. Plus susceptibles d'être restauré que re-créé. Service écologique principal : la protection du littoral.
Landes à bruyère	50-100 ans +	Dépend de la charge en éléments nutritifs, la structure du sol et la disponibilité des propagules. Aucune certitude que les assemblages de vertébrés et d'invertébrés se produisent sans assistance. Plus susceptibles d'être restaurés que re-crées. Principaux services écologiques : le stockage du carbone, les loisirs.
Dunes grises et dépressions dunaires	100-500 ans +	Potentiellement récupérable, mais dans des délais longs et en fonction de l'intensité de la perturbation. Services écologiques principaux : protection du littoral, purification de l'eau.
Forêts anciennes	500-2000 ans	"Aucune certitude de succès si la fonction des écosystèmes est recherchée - dépend de la chimie du sol et de la mycologie ainsi que de la disponibilité des propagules. La restauration est possible pour les assemblages de plantes et les services écologiques (régulation de l'eau, stockage du carbone, lutte contre l'érosion), mais discutable pour les invertébrés rares."
Tourbière haute de couverture	1 000-5 000 ans	Probablement impossible à restaurer rapidement mais se reformera progressivement au cours des millénaires si on lui en donne la chance. Service écologique principal : stockage du carbone.
Lapiaz	10 000 ans	Impossible de restaurer rapidement, mais se reforme au fil des millénaires, si une glaciation se produit.

disposition de services écologiques (principe du bénéficiaire-payeur - Arétin et al. 2001; Hackl et al. 2007; lié dans une certaine mesure au principe de la victime-payeur - Siebert 1992) ouvre la porte à de nouvelles formes d'arbitrage à l'égard de l'aménagement des territoires, y compris l'expansion des espaces vierges. Cette approche voit la « production » de services écologiques devenir une partie intégrante des interactions entre les agents économiques (Houdet

et al. 2011; **Tableau 8**), d'abord comme une variable stratégique essentielle parmi d'autres pour la prise de décision et, ensuite, comme source de nouveaux actifs et passifs (les droits commerciaux et / ou des accords contractuels), de nouvelles compétences ou encore d'innovations technologiques (ex. utiliser des systèmes vivants comme des espèces ingénieurs pour la restauration d'écosystèmes ; Byers et al., 2006; Hastings et al., 2006) et organisationnelles.

FIGURE 3: COÛTS DES EFFORTS DE RESTAURATION (NESSHÖVER ET AL. 2009), LES BARRES REPRÉSENTANT COÛTS DES OBSERVÉS DANS UN ÉCHANTILLON DE 96 ÉTUDES.

ECOSYSTÈMES: NOMBRE D'ÉTUDES DE CAS



TABEAU 8 : LES OPTIONS DE MÉCANISMES DE MARCHÉS POUR LA BIODIVERSITÉ ET LES SERVICES ÉCOLOGIQUES (HOUDET ET AL. 2011; ADAPTED FROM PARKER & CRANFORD 2010)

	"PAIEMENTS PAR LES BÉNÉFICIAIRES"	PAIEMENTS PAR LES POLLUEURS OU AGENTS IMPACTANT LE SERVICE ÉCOLOGIQUE
SERVICES ÉCOLOGIQUES	<p>Directs</p> <p>les bénéficiaires paient pour les SE dont ils bénéficient; ex. paiement pour les services liés à la qualité de l'eau des bassins versants</p> <p>Indirects</p> <p>(clients finaux, pouvoirs publics) : paiements d'un premium pour des produits aux pratiques spécifiques de gestion / production en amont de la chaîne d'approvisionnement (ex. agriculture biologique, certification FSC des bois)</p>	<p>Marchés de SE régulés ou non</p> <p>les pollueurs paient pour leurs dommages via l'achat de mesures compensatoires. Ceux qui reçoivent les SE directement qu niveau local sont souvent différents de ceux qui paient (ex. marchés de polluants aux USA visant l'amélioration de la qualité de l'eau, marchés volontaire de la compensation carbone)</p>
BIODIVERSITÉ	<p>Droits d'usage</p> <p>Droits d'accès ou d'usage: ex. écotourisme, permis de chasse</p>	<p>Marchés de la compensation des impacts</p> <p>Marchés de compensation des impacts sur les espèces et les habitats - achats de crédits de compensation / d'actifs naturels (arrangements bilatéraux ou marchés régulés)</p>

Toutefois, pour que les agents économiques adoptent pleinement les marchés de la biodiversité et des services écologiques (tableau 8), de nombreuses incertitudes doivent être résolues. Pour un partage efficace de leurs bénéfices (Perrings et al., 2009; Pascual et al., 2009), il serait nécessaire:

- de préciser le niveau d'exclusivité et de rivalité en ce qui concerne les bénéficiaires et les fournisseurs de divers services écologiques ;
- de s'assurer que la demande ou la volonté de payer soit suffisante pour ces services par les bénéficiaires ou les pollueurs;
- de définir et mettre en œuvre des régimes de droits clairs liés à l'utilisation des espaces fonciers et des services écosystémiques associés ;
- d'investir dans le capital social de manière à favoriser l'action collective et la cohésion entre les fournisseurs et les bénéficiaires de services écologiques (par exemple, pour

réduire les coûts de transaction et les comportements de passager clandestin).

A ces défis, nous pouvons ajouter ceux qui ont trait à la définition des limites des écosystèmes, y compris les relations spatiales et temporelles à différentes échelles en ce qui concerne les dépendances et les impacts des agents économiques sur les services écologiques (Tableau 3) : plusieurs écosystèmes peuvent exister au sein d'un plus grand et leurs limites peuvent s'étendre et se contracter au fil du temps en réponse à divers facteurs de changement, y compris les influences anthropiques.

24

Qui plus est, la traçabilité des services écosystémiques, de leur(s) source(s) jusqu'à leur(s) utilisateur(s) final(aux), est susceptible d'être requise dans de nombreuses circonstances, et peut en outre nécessiter d'identifier la temporalité de la fourniture du service, ses canaux de distribution, ainsi que la distance et les délais de livraison (Ruhl et al. 2007).

Dans l'objectif d'atteindre un financement durable de la conservation et de l'expansion des espaces vierges européens, la diversification des sources de revenus devrait être l'objectif principal. Outre les subventions publiques, les paiements pour différents services écologiques (PES) pourraient être recherchés, y compris (mais sans s'y limiter) :

- Les paiements pour accès à des espaces vierges certifiés (frais d'utilisation par les bénéficiaires directs). Par exemple, la Fondation Pan Parks a lancé un modèle de tourisme certifié pour les espaces vierges en 2009. Par la constitution d'un réseau de voyagistes, elle cherche à développer des expériences de tourisme « haute qualité » en milieu naturel pour ses parcs membres. Ce modèle de tourisme vise ainsi à développer un tourisme durable en vue de renforcer la conservation des espaces vierges.
- Les paiements pour les services de régulation liés à l'eau et aux risques naturels (paiements directs

par les bénéficiaires). Par exemple, un projet a été entrepris dans les bassins versants du Drakensberg en Afrique du Sud pour améliorer la quantité, la qualité et la temporalité de la diffusion (maîtrise des crues) des eaux (Blignault et al., 2011; Mander et al., 2008). Les principaux défis consistaient à trouver des acheteurs de SE et des moyens rentables de surveiller les changements dans les pratiques de gestion des pâturages du bassin versant, afin de sécuriser les améliorations attendues pour lesdits services écologiques.

- Les paiements pour les services liés au carbone (paiements par les pollueurs): différents écosystèmes (par exemple les forêts, les prairies, les zones humides) fournissent des services de séquestration du carbone qui pourraient être vendus sur le marché volontaire du carbone. Cependant, les coûts de transaction pour la certification des projets de ce type (par exemple, le « Verified Carbon Standard » - <http://www.vcs.org/>) peuvent être particulièrement élevés, tandis que les protocoles de mesure ne sont pas disponibles pour tous les types d'habitats.
- Les versements volontaires pour la conservation de la biodiversité : à savoir les paiements par les organisations qui cherchent à améliorer leur image de marque. Dans ce contexte, l'initiative de développement vert (Green Development Initiative -GDI - <http://gdi.earthmind.net/>) soutient la gestion de zones géographiquement délimitées en conformité avec les objectifs et les orientations de la Convention sur la diversité biologique (CDB). La GDI est en train d'établir une norme internationale et un système de certification pour vérifier les plans de gestion des terres qui offrent des résultats de conservation et de développement en conformité avec la CDB. Ce faisant, la certification GDI facilite la reconnaissance de la conservation de la biodiversité ainsi que son utilisation durable et équitable sur le terrain. Plusieurs espaces vierges certifiés Pan Parks participent à la phase pilote de la GDI.

- La mise à disposition de mesures compensatoires (achat de « crédits biodiversité ») pour les impacts résiduels de projets de développement (les pollueurs payent via des marchés réglementés) : ces mesures entreraient dans le champ d'application de la Directive Habitat et Oiseaux et pourraient inclure la restauration des écosystèmes dégradés / fragmentés ou l'achat de zones non protégées dignes du statut d'espaces vierges.

La combinaison de ces paiements est aussi envisageable. Cela constitue le panachage de paiements pour services écologiques, qui peut être opposé à un regroupement de services écologiques mis à disposition pour un paiement unique : par exemple, un projet de compensation carbone, satisfaisant à la fois le Verified Carbon Standard et le Climate Community Biodiversity Standard (<http://www.climatestandards.org/>) lors de la vente de crédits de carbone avec des co-bénéfices sociaux et biodiversité. Les paiements pour services écologiques peuvent être panachés de différentes façons : (a) les paiements multiples pour différents services écosystémiques; (b) un ou plusieurs PES associé(s) à une vente de mesure compensatoire, et (c) des ventes de plusieurs mesures compensatoires. En outre, le panachage des PES peut se produire de plusieurs manières (Cooley & Olander 2011): (1) le panachage horizontal, ce qui signifie la vente de crédits issus de parties distinctes, qui ne se chevauchent pas, sur une seule et même parcelle ; (2) le panachage vertical, qui implique des paiements multiples pour une activité de gestion unique sur des zones qui se chevauchent (par exemple, la plantation d'une zone tampon riveraine pour améliorer la qualité de l'eau et stocker du carbone) ; (3) le panachage temporel qui implique une activité de gestion principale, mais des paiements séparés dans le temps (par exemple, la restauration de l'habitat pour une espèce menacée permet d'obtenir des crédits « espèce » dans un premier temps, puis plus tard des crédits de compensation de carbone avec la croissance d'arbres - ou vice versa).

Cependant, un grand soin doit être pris par les gestionnaires des espaces vierges pour éviter les écueils potentiels du panachage de PES. En effet, lorsque des mesures compensatoires font partie des paiements panachés, il est possible que les résultats globaux sur les services écologiques soient négatifs, parce que ces crédits compensatoires permettent à d'autres d'impacter l'environnement. Cooley & Olander (2011) ont identifié plusieurs problèmes possibles, notamment :

- Le chevauchement des PES, qui conduit à des problèmes de « double comptabilisation » : la même action est vendue deux fois pour compenser deux effets distincts;
- La couverture incomplète des impacts, c'est-à-dire la non prise en compte des impacts non couverts par la loi dans la vente de mesures compensatoires, si bien que certains impacts ne soient pas compensés dans le cadre de paiements panachés (résultat net négatif pour les écosystèmes);
- Le manque d'additionnalité des projets financés par des paiements panachés: il s'agit de projets qui auraient eu lieu sans paiement supplémentaire. Dans de tels cas, il n'y a pas de démonstration d'un bénéfice additionnel pour l'écosystème pour compenser un impact additionnel sur l'écosystème. Par exemple, si un programme gouvernemental visant l'amélioration de la qualité de l'eau fournit un paiement suffisant pour la viabilité d'une plantation d'une zone tampon riveraine, le projet n'a pas besoin d'un paiement supplémentaire lié au carbone stocké par les arbres en croissance. Le paiement de compensation carbone volontaire par un autre agent pollueur ne générerait pas de stockage supplémentaire de carbone pour compenser les gaz à effet de serre (GES) additionnel émis ; il y aurait donc des GES émis dans l'atmosphère qui n'ont pas été compensés, ce qui entraîne un résultat net négatif pour les écosystèmes.

ALLER DE L'AVANT : LES ÉTAPES POSSIBLES POUR LES GESTIONNAIRES D'ESPACES VIERGES

Bien que les marchés émergents pour services écologiques semblent attrayants, des actions proactives seraient nécessaires pour les intégrer dans la gestion des espaces vierges et la planification stratégique des territoires. Voici les étapes possibles qui pourraient être suivies afin de garantir à la fois la viabilité écologique et financière des espaces vierges (adapté de Houdet 2011):

26

1. définir le périmètre et les états de référence pour l'évaluation :

- a. identifier tous les attributs clés de l'écosystème (actifs - par exemple, les habitats, les espèces, les fonctions et les processus, services), à toutes les échelles pertinentes, et collecter les données à jour relatives à leur état;
- b. identifier les groupes de parties prenantes concernées, à toutes les échelles pertinentes (locale, nationale, internationale);
- c. évaluer les mécanismes institutionnels et réglementaires de l'espace vierge et de ses services écologiques;

2. Quantifier les dépendances et impacts sur les services écologiques :

- a. identifier et quantifier les utilisations des services écologiques par les différents groupes de parties prenantes;

- b. identifier et quantifier les impacts sur les services écologiques par les différents groupes de parties prenantes;

- c. quantifier les avantages économiques et sociaux associés (recettes, externalités positives, y compris le coût de l'inaction en termes d'attributs des espaces vierges) et les coûts (de gestion et d'opportunité) ;

3. Identifier les diverses options pour sécuriser les sources de revenus supplémentaires (à la fois pour le financement de la gestion / restauration de l'espace vierge et la compensation des coûts d'opportunité légitimes):

- a. identifier les conditions futures souhaitées, les traduire en objectifs de services écologiques, évaluer et prioriser les activités de restauration (attributs écologiques, analyses coûts-bénéfices), et évaluer leur rapport coût-efficacité (risque d'échec);

- b. identifier les acheteurs et les vendeurs potentiels de services écologiques (eau, carbone, biodiversité) afin d'atteindre les objectifs définis;

- c. définir le cadre institutionnel le plus approprié pour rendre les mécanismes de PES rentables et socialement acceptés (ex. accords contractuels volontaires versus marchés réglementés);

- d. développer un business plan et une stratégie marketing.

4. Mettre en place les recommandations de la phase pilote.

conclusion

Le présent rapport expose les dimensions économiques clés, les défis et les opportunités des espaces vierges en Europe.

Bien que les espaces vierges puissent fournir divers bénéfices durables à de nombreuses parties prenantes, ils impliquent également des coûts d'opportunité pour d'autres parties prenantes. Plaider en faveur de leur protection implique donc un engagement efficace des parties prenantes à tous les niveaux pertinents, ainsi que la reconnaissance de l'ensemble de leurs bénéfices et coûts. L'évaluation économique des services écologiques pourrait jouer un rôle très utile à cette fin. Toutefois, il existe un manque général de connaissance sur les avantages économiques réels et potentiels et les coûts associés aux règles de gestion des espaces vierges : une approche globale d'évaluation comparative des avantages et des coûts d'usage et de non-usage des services écologiques dans les espaces vierges et d'autres types d'aires protégées en Europe est clairement nécessaire. Il sera utile d'établir des stratégies et des mécanismes efficaces pour le partage équitable des coûts et des bénéfices découlant de la mise en place d'espaces vierges, ainsi que de créer des incitations appropriées pour surmonter les coûts d'opportunité pour certaines parties prenantes lorsque cela se justifie par des bénéfices globaux plus importants.

En raison des limites méthodologiques et les principes sous-jacents de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écologiques (approche coûts-bénéfices), les défenseurs et gestionnaires d'espaces vierges devraient mettre un accent supplémentaire sur la comptabilisation des coûts de l'inaction, à savoir les coûts de ne pas protéger les attributs et services écologiques qui sous-tendent les valeurs des espaces vierges (approche coût-efficacité). En effet, il est souvent plus utile et pratique de prendre des

décisions fondées sur la priorisation des bénéfices attendus d'investissements écologiques. Bien que les évaluations économiques des services écosystémiques puissent être nécessaires pour justifier des dépenses en faveur des espaces vierges, des indicateurs non-monétaires des avantages socio-écologiques attendus peuvent être utilisés efficacement pour établir des priorités en déterminant les plus grands bénéfices par euro dépensé.

En outre, les considérations récentes de coupes budgétaires dans les différents pays européens vont mettre la pression sur les efforts visant à garantir la viabilité écologique des espaces vierges: en plus des subventions durables de l'Etat, de nouveaux mécanismes de financement sont nécessaires afin d'engager les parties prenantes dans la conservation, la restauration ou l'expansion des espaces vierges. De ce point de vue, l'émergence des paiements pour les services écologiques (PSE) semble très attrayante. Combiner les stratégies pour atténuer la perte de biodiversité et de services écologiques et rémunérer leur fourniture ouvre la porte à de nouvelles formes d'arbitrage à l'égard de l'aménagement des territoires, y compris l'expansion des espaces vierges. Ce rapport introduit ainsi les défis et les opportunités des différents types de paiements pour services écologiques (y compris leur panachage), ainsi que les mesures éventuelles qui pourraient être suivies afin de garantir à la fois la viabilité écologique et financière de nos espaces vierges.

references

- BALMFORD, A., BRUNER, A., COOPER, P., COSTANZA, R., FARBER, S., GREEN, R., JENKINS, M., JEFFERISS, P., JESSAMAY, V., MADDEN, J., MUNRO, K., MYERS, N., NAEEM, S., PAAVOLA, J., RAYMENT, M., ROSENDO, S., ROUGHGARDEN, J., TRUMPER, K., TURNER, R.K., 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297, 950-953.
- BALMFORD, A., WHITTEN, T., 2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? *Oryx* 37, 238-250.
- BBOP, 2009. Biodiversity offset design handbook, Business and Biodiversity Offsets Program, 105p.
- BBOP, 2011. Draft resource paper: no net loss and loss-gain calculations in biodiversity offsets, Business and Biodiversity Offsets Program, 22p.
- BLIGNAUT, J., ZUNCKEL, K., MANDER M., 2011. Assessing the natural assets of the uThukela District Municipality, South Africa, specifically considering a range of incentive mechanisms to secure a buffer zone around the uKhahlamba Drakensberg Park World Heritage Site. Unpublished report based on a project conducted by Golder Associates (2010).
- BOND, I., GRIEG-GRAN, M., WERTZ-KANOUNNIKOFF, S., HAZLEWOOD, P., WUNDER, S., ANGELSEN, A., 2009. Incentives to sustain forest ecosystem services: a review and lessons for REDD. *Natural Resource Issues* No. 16. International Institute for Environment and Development, London, UK, with CIFOR, Bogor, Indonesia, and World Resources Institute, Washington D.C., USA.
- BORZA, E., VANCURA, V., 2009a. Last of the wild. Overview of status and monitoring of some wilderness-related species in the NATURA 2000 Network. PAN Parks Foundation, 38p.
- BORZA, E., VANCURA, V., 2009b. As nature intended. Best practice examples of wilderness management in the NATURA 2000 Network. PAN Parks Foundation, 42p.
- BOUCHER, I., FONTAINE, N., 2010. La biodiversité et l'urbanisation, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable, ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, coll. « Planification territoriale et développement durable », 178p.
- BOUSCASSE, H., DEFRANCE, P., DUPREZ, C., STROSSER, P., BELEY, Y., MORARDET, S., 2011. Evaluation économique des services rendus par les zones humides – Enseignements méthodologiques de monétarisation Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD). Etudes et documents No 49, 220p.
- BRAAT, L., TEN BRINK, P. (Eds.), 2008. The cost of policy inaction: the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Study for the European Commission, DG Environment under contract: ENV.G.1/ETU/2007/0044 (Official Journal reference: 2007 / S 95 – 116033).
- BUTLER, R.W., HALL, C.M., JENKINS, J., (Eds) 1998. Tourism and recreation in rural areas. John Wiley and Sons, Chichester, 261p.
- BYERS, J.E., CUDDINGTON, K., JONES, C.G., TALLEY, T.S., HASTINGS, A., LAMBRINOS, CROOKS, J.A., WILSON, W.G., 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (9), 493-500.

- CARPENTER, S.R., DEFRIES, R., DIETZ, T., MOONEY, H.A., POLASKY, S., REID, W.V., SCHOLES, R.J., 2006. Millennium Ecosystem Assessment: research needs. *Science* 314, 256-257.
- CHAN, K.M.A., PRINGLE, R.M., RANGANATHAN, J., BOGGS, C.L., CHAN, Y.L., EHRLICH, P.R., HAFF, P., HELLER, N.E., AL-KHAFI, K., MACMYNOWSKI, D., 2007. When agendas collide: human welfare and biological conservation. *Conservation Biology* 21(1), 59-68.
- CHEVASSUS-AU-LOUIS, B., SALLES, J.-M., BIELSA, S., RICHARD, D., MARTIN, G., PUJOL, J.-L., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes: contribution à la décision publique. Rapport du CAS, Paris.
- COLCHESTER, M., 2003. Salvaging nature: indigenous peoples, protected areas and biodiversity conservation. World Rainforest Movement and Forest Peoples' Programme. URL: <http://www.wrm.org.uy/subjects/PA/texten.pdf> (last access Nov 10, 2009).
- COLE, D.N., YUNG, L., 2010. Beyond naturalness: rethinking park and wilderness stewardship in an era of rapid change. Island Press, 287p.
- COLLEY, D., OLANDER, L., 2011. Stacking ecosystem services payments: risks and solutions. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions - Working Paper NI WP 11-04, 28p.
- CONSERVATION INTERNATIONAL, 2007. Two new mammal species discovered in Indonesia's wilderness. ScienceDaily. Retrieved November 21, 2011, from <http://www.sciencedaily.com/releases/2007/12/071217092939.htm>
- CORDELL, H.K., BETZ, C.J., GREEN, G.T., 2002. Recreation and the environment as cultural dimensions in contemporary American society. *Leisure Sciences* 24, 13-41.
- CORDELL, H.K., TARRANT, M. A., GREEN, G.T., 2003. Is the public viewpoint of wilderness shifting? *International Journal of Wilderness* 9(2), 27-32.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(15 mai), 353-360.
- DAILY, G.C., (Ed.), 1997. *Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- DOWIE, M., 2009. *Conservation refugees: the hundred-year conflict between global conservation and native peoples*. MIT Press.
- DOYLE, M., DREW, C.A., (eds.), 2007. *Large-scale ecosystem restoration*. Island Press, Washington D.C.
- DUDLEY, N., MANSOURIAN, S., STOLTON, S., SUKSUWAN, S., 2008. *Safety net: protected areas and poverty reduction*. WWF. URL: http://assets.panda.org/downloads/safety_net_final.pdf (last access Nov 10, 2009).
- ELSASSER, P., MEYERHOFF, J., 2007. *A bibliography and database on environmental benefit valuation studies in Austria, Germany and Switzerland. Part I: forestry studies*. Arbeitsbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg, Germany.
- EMERTON, L., BISHOP, J., THOMAS, L., 2006. *Sustainable financing of protected areas: a global review of challenges and options*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- ENSERINK, M., 1999. Plan to quench the Everglade's thirst. *Science* 285 (5425), 180.
- EUSTAFOR, PATTERSON, T., 2011. *Ecosystem services in European state forests*, European State Forest Association, Brussels, 40p.

- FARRELL, K.N., 2007. Living with living systems: the co-evolution of values and valuation. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 14, 14-26.
- GASTON, K.J., JACKSON, S.F., NAGY, A., CANTÚ-SALAZAR, L., JOHNSON, M., 2008. Protected areas in Europe: principle and practice. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 97-119.
- GERMANEAU, C., QUÉTIER, F., GOBERT, J., PERSEGOL, L., BARRA, M., HOUDET, J., 2012. La compensation de la biodiversité ? Lorsqu'il n'y a pas d'autres solutions ! Principes comptables pour mettre en œuvre la séquence « éviter – réduire – compenser », *Cahier technique* 2012-01, Synergiz, 25p.
- GOBERT, J., 2008. Compensation territoriale, justice et inégalités environnementales aux Etats-Unis. *Espace, Populations, Sociétés* 1, 71-82.
- GODARD, O., 1995. Le développement durable: paysage intellectuel. *Nature, Sciences, Sociétés* 2 (4), 309-322.
- GORENFLO, L.J., BRANDON, K., 2005. Agricultural capacity and conservation in forested portions of biodiversity hotspots and wilderness areas. *Ambio* 34, 199-204.
- HACKL, F., HALLA, M., PRUCKNER, G.J., 2007. Local compensation payments for agri-environmental externalities: a panel data analysis of bargaining outcomes. *European Review of Agricultural Economics* 34 (3), 295–320.
- HAINES-YOUNG, R.H., POSTCHIN, M., DE GROOT, R., KIENAST, F., BOLLINGER, J., 2009. Towards a common international classification of ecosystem services (CICES) for integrated environmental and economic accounting (Draft V1). Report to the EEA - EEA/BSS/07/007, 28p.
- HAMMOND, J.L., 1985. Wilderness and heritage values. *Environmental Ethics*, 7(summer), 165-70.
- HASTINGS, A., BYERS, J.E., CROOKS, J.A., CUDDINGTON, K., JONES, C.G., LAMBRINOS, J.G., TALLEY, T.S., WILSON, W.G., 2007. Ecosystem engineering in space and time. *Ecology Letters* 10, 153–164.
- HEIN, L. 2011. Economic benefits generated by protected areas: the case of the Hoge Veluwe forest, the Netherlands. *Ecology and Society* 16(2): 13. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/art13/>
- HOUDET, J., 2011 (In press). Accounting for biodiversity and ecosystem services from an EMA perspective. Towards a standardized Biodiversity Footprint methodology. Conference paper, 2nd EMAN Africa conference, 21p.
- HOUDET, J., TROMMETTER, M., WEBER, J., 2011. Understanding changes in business strategies regarding biodiversity and ecosystem services. *Ecological Economics*. *Ecological Economics* 73, 37-46.
- IFTIKHAR, U.A., KALLESOE, M., DURAIAPPAH, A., SRISKANTHAN, G., POATS, S.V., SWALLOW, B., 2007. Exploring the inter-linkages among and between Compensation and Rewards for Ecosystem Services (CRES) and human well-being: CES Scoping Study Issue Paper no. 1. ICRAF Working Paper no. 36. Nairobi, World Agroforestry Centre.
- JAMES, A.N., GASTON, K.J., BALMFORD, A., 2001. Can we afford to conserve biodiversity? *BioScience* 51, 43-52.
- JONGENEEL, R., POLMAN, N., SLANGEN, L., 2008. Cost-benefit analysis of the Dutch nature conservation policy: direct, indirect effects and transaction costs of the ecological main structure in the Netherlands. Pages 1-9 in *Proceedings of the 12th Congress of the European Association of Agricultural Economists*. EAAE, Ghent, Belgium.

- KETTUNEN, M., BASSI, S., GANTJOLER, S., TEN BRINK, P., 2009b. Assessing socio-economic benefits of Natura 2000 – a toolkit for practitioners (September 2009 Edition). Output of the European Commission project Financing Natura 2000: cost estimate and benefits of Natura 2000 (Contract No.: 070307/2007/484403/MAR/B2). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 191 pp. + Annexes.
- KETTUNEN, M., DUDLEY, N., BURNER, A., BERGHÖFER, A., VAKROU, A., MULONGOY, K.J., 2009. Chapter 8: recognising the value of protected areas. TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers, 50p.
- KUMAR, P., KUMAR, M., 2008. Valuation of ecosystems services: psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* 64, 808-819.
- LANE, B., 1994. What is rural tourism? *Journal of Sustainable Tourism* 2(1), 7-21.
- LAWLER, J.J., 2011. Adaptation: conservation for any budget. *Nature Climate Change* 1, 350-351.
- MANDER, M., BLIGNAUT, J., SCHULZE, R., HORAN, M., DICKENS, C., VAN NIEKERK, K., MAVUNDLA, K., MAHLANGU, I., WILSON, A., MCKENZIE, M., 2007. Payment for ecosystem services: developing an ecosystem services trading model for the Mnwani/Cathedral Peak and Eastern Cape Drakensberg Areas. INR Report IR281. Development Bank of Southern Africa, Department of Water Affairs and Forestry, Department of Environment Affairs and Tourism, Ezemvelo KZN Wildlife, South Africa, 113p.
- MA [MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT], 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- MILON, J.W., HODGES, A.W., 2000. Who wants to pay for Everglades restoration? *Choices* 15, 12-16.
- MILON, J.W., SCROGGINS, D., 2002. Heterogenous preferences and complex environmental goods: the case of ecosystem restoration. In List, J. and de Zeeuw, A. (eds.), *Recent advances in environmental economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- MORRIS, R.K.A., BARHAM, P., 2007. The Habitats Directive as a driver for sustainable development in the coastal zone: the example of the Humber estuary. In Larson, B.A. (ed.) *Sustainable development research advances*. Nova Science Publishers, New York: 109-138.
- NAIDOO, R., BALMFORD, A., FERRARO, P.J., POLASKY, S., TAYLOR H. RICKETTS, T.H., ROUGET, M., 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21(12), 681-687.
- NESSHÖVER, C., ARONSON, J., BLIGNAUT, J., 2009. Chapter 9: investing in ecological infrastructure. In TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for national and international policy makers, 39p.
- NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J., POLASKY, S., TALLIS, H., CAMERON, D., CHAN, K., DAILY, G., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P., LONSDORF, E., NAIDOO, R., RICKETTS, T., SHAW, M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), 4-11.
- OECD, 1975. *The Polluter Pays Principle - definition, analysis, implementation*, Paris.
- PAGE, S.J., GETZ, D., 1997: the business of rural tourism - international perspectives, pp. 3–37 in Page, S.J., Getz, D. (Eds). *The business of rural tourism - international perspectives*. Thomson Business Press, Oxford.

- PASCUAL, U., MURADIAN, R., RODRIGUEZ, L.C., DURAIAPPAH, A., 2020. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach. *Ecological Economics* 69(6), 1237-1244.
- PEARCE, D.W., BARBIER, E.B., MARKANDYA, A., 1990. *Sustainable development: economics and environment in the third world*. Earthscan Publishers, London.
- PERRINGS, C., BROCK, W.A., CHOPRA, K., COSTELLO, C., KINZIG, A.P., PASCUAL, U., POLASKY, S., TSCHIRHART, J., XEPAPADEAS, A., 2009. The economics of biodiversity and ecosystem services, in: Naeem, S., Bunker, D., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. (Eds.), *Biodiversity, ecosystem functioning and ecosystem services*. Oxford University Press.
- PLANBUREAUVOOR DE LEEFOMGEVING (PBL), 2010. *Balans van de Leefomgeving*. Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, the Netherlands.
- POLASKY, S., 2008. Rivers of plans for the rivers of grass. In Doyle, M. and Drew, C.A. (eds.), *Large-scale ecosystem restoration*. Island Press, Washington D.C., 44-53.
- QUÉTIER, F., LAVOREL, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, doi:10.1016/j.biocon.2011.09.002.
- ROHDE, C.L.E., KENDLE, 1994. Report to English Nature—Human well-being, natural landscapes and wildlife in urban areas: a review. Reading, U.K., University of Reading, Department of Horticulture and Landscape, and Bath, U.K., the Research Institute for the Care of the Elderly.
- RUHL, J.B., KRAFT, S.E., LANT, C.L., 2007. *The law and policy of ecosystem services*. Island Press, Washington D.C., 332p.
- SARR, M., GOESCHL, T., SWANSON T., 2008. The value of conserving genetic resources for R&D: a survey. *Ecological Economics* 67(2), 184-193.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montréal, 94p.
- SHAFFER, M.L., SCOTT, J.M., CASEY, F., 2002. Noah's options: initial cost estimates of a National System of Habitat Conservation Areas in the United States. *BioScience* 52 (5), 439-443.
- SIEBERT, H., 1992, *Economics of the environment: theory and policy*. 3rd ed., Springer-Verlag, New York.
- SIMPSON, R.D., SEDJO, R.A., REID, J.W., 1996. Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research. *J. Polit. Econ.* 104 (1), 163–185.
- SLWRMC (SUSTAINABLE LAND AND WATER RESOURCE MANAGEMENT COMMITTEE), 1999. *Principles for shared investment to achieve sustainable natural resource management practices*. Discussion Paper, Canberra.
- STONE, R., 2009. Nursing China's forest back to health. *Science* 325, 557-558.
- SWINGLAND, I.R. (Ed.), 2002. *Capturing carbon and conserving biodiversity. The market approach*. Earthscan, 368p.
- TALLIS, H., GOLDMAN, R., UHL, M., BROSI, B., 2009. Integrating conservation and development in the field: implementing ecosystem service projects. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 12-20.
- TEEB. 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Available at: www.teebweb.org

VILÀ, M., BASNOU, C., PYSEK, P., JOSEFSSON, M., GENOVESI, P., GOLLASCH, S., NENTWIG, W., OLENIN, S., ROQUES, A., ROY, D., HULME, P.E., DAISIE PARTNERS, 2009. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* doi:10.1890/080083

WARREN, J.A.N., TAYLOR, C.N., 1999. *Developing rural tourism in New Zealand*. Centre for Research, Evaluation and Social Assessment, Wellington. 95p.

WINTER, S., FISCHER, H.S., ANTON FISCHER, A., 2010. Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. *Forest Ecology and Management* 259(8), 1624-1632.

WOUTERS, M., 2011. *Socio-economic effects of concession-based tourism in New Zealand's national parks*. Science for conservation 309, New Zealand Department of Conservation, 93p.

YOE, C., 2001. *Ecosystem restoration cost risk assessment*. U.S. Army Corps of Engineers - Institute for Water Resources, Report 02-R-1, 70p.



Central Balkan National Park © Alexander Ivanov

ETUDE REALISEE PAR:

Dr Joël Houdet,
Integrated Sustainability Services

PUBLIE PAR:

PAN Parks Foundation, 2011

PHOTO DE COUVERTURE PAR:

Central Balkan NP, Bulgaria © Petar Paunchev

MISE EN PAGEE ET EDITION PAR:

Anna Egyed, Hungary

COORDONNEES DE L'EDITEUR:

PAN Parks Foundation
PF 264, 9004 Gyor, Hungary
eborza@panparks.org

Pour télécharger le document en pdf:

www.panparks.org





PAN Parks oeuvre pour la protection des zones de nature vierge en Europe, les espaces les plus intacts du continent. Dans ces lieux, notre connaissance croit pour le bénéfice à la fois des humains et de la nature; les hommes profitent des plaisirs offerts par la nature vierge tout en la respectant.

www.panparks.org