

## Vers une hiérarchisation de la biodiversité.

Benjamin BERGEROT

Master Biologie des Populations et des Ecosystèmes, UFR Sciences de la Vie et de l'environnement, Université Rennes 1, 35 042 Rennes Cedex.  
Adresse actuelle : Muséum National d'Histoire Naturelle Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations UMR 5173 CNRS, USM 30555 rue Buffon CP 5175005 Paris.

bergerot@mnhn.fr

**Résumé** – Après avoir été longtemps surexploités, dégradés ou détruits, les écosystèmes naturels sont aujourd'hui considérés comme un patrimoine précieux qu'il convient de conserver et de restaurer en raison des multiples fonctions qu'ils remplissent et des bénéfices qui en découlent pour la société. En effet, la diminution de la biodiversité s'accompagne de désordres écologiques ou environnementaux majeurs qui impliquent d'importantes conséquences économiques et sociales sur notre société. De ce constat est née une notion clé dans l'évolution des mentalités qualifiée de "valeur de la nature". Chaque réseau trophique constitue une chaîne complète qui peut être assimilée à une fonction. Chaque niveau de ces réseaux trophiques, aboutissant à une activité économique, a donc une valeur d'usage directe et indirecte en fonction des biens et des services qu'il peut générer. L'estimation de la valeur de la nature tient au bénéfice que procure tout écosystème après une analyse des coûts et des gains qu'elle engendre. Cependant, la pression économique constante pesant sur la société humaine ne permet pas la préservation de toutes les zones menacées. La localisation des espaces d'intérêt devient alors un challenge urgent à résoudre dans la gestion des territoires afin d'intégrer la préservation de la biodiversité dans les préoccupations socio-économiques de la société actuelle. Car, en dépit de la profusion d'outils permettant l'estimation de la diversité biologique d'un milieu, les gestionnaires manquent de protocoles de hiérarchisation des milieux afin d'initier des campagnes de conservation ou de restauration de la biodiversité.

**Mots clés** : Diversité biologique, valeur de la nature, hiérarchisation des habitats, indices biologiques, modélisation.

### Sommaire

<b>INTRODUCTION</b>	16
<b>EVOLUTION DE LA PERCEPTION DE LA NATURE</b>	18
<b>La sauvegarde de la biodiversité</b>	18
<b>INTEGRATION DE LA BIODIVERSITE EN TERMES DE VALEUR ECONOMIQUES ET SOCIALES</b>	20
<b>Le prix de la nature et son évaluation</b>	20
<b>Intérêts socio-économiques de la nature et coûts de la restauration</b>	21
<b>GESTION DES TERRITOIRES ET HIERARCHISATION</b>	22
<b>Quels choix pour les gestionnaires ?</b>	22
<b>LES OUTILS A DISPOSITION POUR LA GESTION</b>	24
<b>Les indices biologiques</b>	24
<b>La modélisation</b>	26
<b>VERS DE NOUVELLES METHODES DE HIERARCHISATION</b>	26
<b>CONCLUSION</b>	28

## INTRODUCTION

La biodiversité, également appelée diversité biologique, représente l'ensemble de la variabilité des êtres vivants (du gènes aux communautés biologiques) ainsi que les systèmes écologiques dans lesquels ils évoluent (Lévêque, 1994 ; Magurran, 2004). Cette biodiversité est menacée, principalement par l'activité humaine via la transformation des habitats (Moulton, 1999 ; Newson et Large, 2006), les changements atmosphériques et biosphériques (Lévêque *et al.*, 2005), l'accaparement des ressources naturelles (Loh et Wackernagel, 2004) et l'introduction d'espèces invasives (Hickley et Chare 2004 ; Lefeuvre, 2006 ; Yokomizo *et al.*, 2007). En effet, notre empreinte écologique, c'est à dire la pression humaine sur la nature, a été multipliée par deux et demi depuis 1961 (Loh et Wackernagel, 2004). Tous les écosystèmes subissent cette pression humaine, souvent décrite comme la sixième crise d'extinction des espèces de l'histoire (Chapin *et al.*, 2000 ; Abell, 2002) mais qui reste une dénomination à modérer dans la mesure où sa validation scientifique est encore à parfaire. Un constat scientifique permet cependant de quantifier l'évolution du taux de disparition des espèces face celle de la société. Il s'avère être cent à mille fois plus rapide que le taux naturel (Lawton et May, 1995). Cette évolution nous amène à réfléchir sur les conséquences dramatiques pour la flore, la faune ainsi que les habitats associés et à plus long terme pour notre société et notre mode de vie compte tenu de la régression des services écologiques. Pour faire face à ces problèmes majeurs, l'intérêt international pour la biodiversité ne cesse de croître sous l'influence de grandes associations internationales de protection de la nature (UICN<sup>1</sup>; Linkov *et al.*, 2006). Des rencontres visant à développer des mesures pour préserver et protéger la nature sont apparues, comme en témoigne la multiplication des sommets et des réunions entre les pays (la conférence de Rio en 1992, qui permit de définir plus concrètement la notion de développement durable en réunissant pour la première fois 180 états ; le protocole de Kyoto en 1997 qui traduit les engagements juridiques, initiés à Rio, des états les plus riches afin de diminuer les émissions à effet de serre ; la conférence de Johannesburg en 2002 analysant les avancées effectuées depuis Rio ; la réunion de la convention des Nations Unies sur la biodiversité biologique à Kuala Lumpur en 2004, ou encore la conférence de la Terre en 2007, dont le but premier est de mettre en place une action mondiale cohérente de la gestion de l'environnement).

Ces grandes réflexions ont permis d'aboutir à l'élaboration de stratégies d'actions concrètes et globales afin de valoriser et prioriser les actions de conservation de l'environnement en vue d'une utilisation durable par l'homme. C'est le cas par exemple de la convention de Ramsar<sup>2</sup> servant de cadre à l'action nationale et à la coopération internationale pour la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources ; ou encore de l'Evaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM)<sup>3</sup>, fédéré par les Nations Unies. Le rapport de cette évaluation issu de la contribution de centaines d'experts appartenant à une cinquantaine de pays, offre une synthèse globale sur "*les conséquences de l'évolution des écosystèmes sur le bien-être de l'Homme*" et permet "*d'établir la base scientifique des actions requises pour un renforcement de la conservation des écosystèmes, de leurs exploitations de manière durable et leurs contributions au bien-être de l'homme*" (texte rapporté de la préface de ce rapport).

Sur la base de ces grandes réflexions et à l'aide de méthodes concrètes de protection des milieux et des espèces, il est envisageable de protéger les écosystèmes afin d'arrêter ou du moins de limiter la perte de diversité et éventuellement de tenter d'inverser la tendance. Aujourd'hui, beaucoup d'efforts de protection se focalisent sur des zones clairement définies étant considérées

---

<sup>1</sup> Union International pour la Conservation de la Nature. « [www.iucn.org](http://www.iucn.org) ».

<sup>2</sup> Traité intergouvernemental signé à Ramsar. « [www.ramsar.org/indexfr.htm](http://www.ramsar.org/indexfr.htm) »

<sup>3</sup> « [www.millenniumassessment.org](http://www.millenniumassessment.org) »

comme intactes, naturelles ou encore avec une valeur de conservation significative (Aronson *et al.*, 2006). Ces mesures de protection s'impliquent aussi bien dans les régions sans présence humaine que dans les zones fortement habitées où l'homme se développe et fait partie intégrante de l'écosystème (Setsaas *et al.*, 2007 ; Thompson *et al.*, 2007).

C'est au travers du dualisme entre les intérêts de l'homme et la protection de la diversité que l'évolution des mentalités de la société humaine vis-à-vis de la nature et de la biodiversité s'est effectuée. Ainsi les disciplines relatives à la sauvegarde des espèces et des habitats ont vu le jour. La conservation et/ou la restauration d'un milieu représentent actuellement les processus majeurs de protection d'un milieu car ils permettent d'intégrer les relations spécifiques entre la diversité et les dynamiques des communautés en association avec leurs écosystèmes (Chapin *et al.*, 2000, Méricoux *et al.*, 1998). La conservation réside principalement dans la protection des espèces menacées par des facteurs extérieurs ainsi que les territoires associés (Allan et Flecker, 1993). Elle permet entre autre la préservation des espèces à forte valeur patrimoniale (Smith *et al.*, 2002). La restauration d'un milieu quant à elle, est définie comme un ensemble de processus permettant la réhabilitation d'un écosystème endommagé, dégradé ou détruit (Young, 2000 ; Rohde *et al.*, 2006). Cette méthode de gestion permet également de retrouver et d'améliorer la fonctionnalité des systèmes au sein des paysages (Schulze et Mooney, 1994 ; Aronson *et al.*, 2006).

Cependant, l'intégration de la restauration et de la conservation de la biodiversité tend à prendre en compte les valeurs économiques et sociales des écosystèmes afin d'inciter les gestionnaires et les usagers potentiels à investir dans de telles mesures (Lefeuvre, 2005). En effet, c'est par l'attribution d'une valeur à la nature (Costanza *et al.*, 1997) qu'apparaissent les intérêts socio-économiques successibles d'entériner les mesures de protection de la biodiversité mais également d'estimer leurs coûts et gains éventuels. Sur cette base, des protocoles de gestion se mettent en place. Plusieurs étapes sont nécessaires ; la première étant de réaliser une étude au préalable de l'habitat et de la biodiversité présente sur les différents territoires. Pour ce faire, de nombreux outils sont à la disposition du gestionnaire et des usagers, via des indices biologiques (Darwall et Vié, 2005) afin de réaliser une évaluation pertinente de la diversité et de l'état du milieu, jusqu'à l'élaboration de modèles intégrant une dimension spatiale et éventuellement temporelle (Magurran, 2004). Malgré tout, en dépit de l'intérêt croissant que suscite la protection des écosystèmes, les moyens financiers et humains manquent pour la réalisation de tels projets (Das *et al.*, 2006). Il est donc nécessaire de mettre en place des méthodes de hiérarchisation permettant de cibler les zones d'intérêts, que ce soit en termes de conservation mais également de restauration.

## EVOLUTION DE LA PERCEPTION DE LA NATURE

### La sauvegarde de la biodiversité

Le concept de biodiversité, suivant son évolution historique, représente à la fois le champ d'application de nouvelles conceptions intellectuelles des écosystèmes mais aussi celui du développement de nouveaux rapports homme/nature. En effet, de part la multiplicité des interactions existantes entre l'homme et la nature, et en raison du développement important des sociétés humaines, notre perception de la biodiversité a fortement évolué.

Son intéressement croissant est lié à plusieurs facteurs, et outre l'aspect utilitaire que la biodiversité représente en tant que ressource primaire (Lévêque, 1994), son attrait peut être d'ordre social, culturel ou esthétique. En effet, de nombreux usages artisanaux, traditions, instruments de musique, arts culinaires, contes ou encore représentations artistiques sont aussi strictement associés aux différentes composantes de la biodiversité. Il y a également les raisons éthiques ou

morales, qui estiment qu'en raison de l'importance des populations humaines et l'intensité des modifications des équilibres naturels (entraînées par les activités anthropiques), l'humanité est devenue responsable et redevable de garantir un fonctionnement suffisant des interactions biologiques et de permettre la réalisation des processus naturels. Ce point de vue éthique a récemment été, sur le plan institutionnel, internationalement reconnu par la Charte Mondiale de la Nature adoptée par l'Assemblée des Nations Unies en 1982. Elle reconnaît que le genre humain fait partie de la nature et que chaque forme de vie est unique et mérite le respect. Bien que cette charte n'ait pas de portée juridique, elle a néanmoins influencé la rédaction des conventions ultérieures comme celle de Rio sur la diversité biologique signée en 1992. Cependant, un autre aspect peut constituer un frein à la sauvegarde de la biodiversité, comme la notion de peur de la nature (Terrason, 1997). En effet, le lien unissant l'homme et la nature c'est petit à petit rompu au fil du temps avec l'artificialisation des territoires générée par la modernisation des sociétés. Cette modernisation a profondément modifié nos comportements vis-à-vis de la nature et de sa biodiversité.

Selon Hardin (1968) et sa célèbre théorie de la tragédie des communs, l'exploitation d'une ressource par l'homme, en l'absence de contrôle, conduit inévitablement à l'épuisement de cette ressource. En effet, l'intérêt individuel (en termes de profits) prévaut sur l'intérêt général (en termes de protection de la ressource pour une utilisation parcimonieuse à longue échéance). Cette théorie permet d'émettre une hypothèse explicative sur la nature destructrice de l'homme vis-à-vis des milieux dans lesquels il vit. De plus, bien que l'aspect spatial dans la prise en compte des facteurs destructifs de l'homme vis à vis de la nature prédomine, Landis et Yu (1999), l'importance de l'aspect temporel au travers de la récurrence de ces dégradations. Cet aspect reste trop souvent oubliés ou ignorés en raison de sa complexité.

De cet aspect éthique affichant pour principe initial que la biodiversité est un héritage pour l'humanité et qu'il est de notre devoir de la protéger (Unger, 2004), les scientifiques se sont demandés quels rôles pouvaient jouer cette biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes et quelles pourraient être les conséquences écologiques de sa réduction. C'est de cette dimension écologique qui tend à intégrer les capacités des écosystèmes à retrouver un état comparable à leur situation initiale après qu'ils aient subi des perturbations (Lévêque, 1994), qu'est apparue une nouvelle notion : la résilience des écosystèmes (Folke *et al.*, 1996).

C'est dans les années 1960-1970, qu'une prise de conscience générale de ce qui fut appelé la crise de la biodiversité a émergé mais ce n'est que dans les années 1980 qu'une discipline, la biologie de la conservation s'est développée (Soulé, 1980). Les grands principes de cette discipline sont d'étudier et de comprendre les effets de l'activité humaine sur les espèces et les écosystèmes mais aussi de développer des solutions pour prévenir l'extinction des espèces les plus exposées. Pourtant, bien que le dualisme des points de vue éthique et écologique soit encore présent à l'heure actuelle, une autre dimension favorise l'intérêt des gestionnaires et des investisseurs pour la mise en place des plans de conservation et de restauration. Elle est illustrée par Costanza *et al.* (1997) qui attribuent une valeur économique à la nature. Ce point de vue précurseur a entraîné un changement majeur pour la biologie de la conservation et de la restauration actuelles car il implique une confrontation entre les pressions de la société humaine et ces priorités vis-à-vis de la nature. En effet, la protection de la biodiversité n'intègre pas uniquement le contexte biologique dans la mesure où il existe des contraintes sociales et économiques qui vont limiter le développement des plans de conservation ou de restauration (Maiorano *et al.*, 2006). Par conséquent, c'est sur la base d'analyses économiques et sociales indissociables que les plans de gestion s'initient à présent pour être efficaces et acceptés par les populations locales (Aronson *et al.*, 2006).

## INTEGRATION DE LA BIODIVERSITE EN TERMES DE VALEURS ECONOMIQUES ET SOCIALES

### Le prix de la nature et son évaluation

La protection de la nature et de la biodiversité mêlent un jeu d'acteurs importants comprenant scientifiques, politiques, industriels ou encore ONG (Rapport de la commission européenne 2008 sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité<sup>4</sup>, Aubertin & Vivien, 1998). Ce réseau complexe d'acteurs a permis le développement d'une économie de la biodiversité (Aubertin *et al.*, 2007) basée sur de nombreux principes. Bien que largement controversés, Costanza *et al.* (1997) ont ainsi initié le développement de ce qui est nommé aujourd'hui encore "la valeur de la nature". En effet, leurs analyses aboutissent à une estimation de la valeur de la biosphère de l'ordre de 16 à 54 trillions de dollars par an, avec une moyenne de 33 trillions.

Pour ne pas sous estimer l'impact économique de la nature (Folke *et al.*, 1996, Point., 1996), il faut intégrer sa valeur dans les marchés économiques. En effet, un bien ou un service nécessite un marché pour avoir "une valeur marchande" et la valeur marchande de certaines espèces dans des écosystèmes spécifiques est issue des biens et des services qu'elles fournissent (Daily *et al.*, 2000 ; Knowler *et al.*, 2003). Les valeurs de la nature peuvent s'ordonner suivant deux principales classes en fonction des biens et des services qu'elles génèrent. Dans un premier temps, celles correspondant à la valeur directe des ressources biologiques pour les êtres humains à travers leurs consommations ou les services qu'elles fournissent. Puis, dans un second temps, il y a les valeurs d'usages autres que la consommation (incluant les valeurs indirectes), permettant d'inclure l'intérêt des ressources qui, si elles ne sont pas directement utilisées, peuvent servir de base à la production d'autres biens ou services. Elles impliquent en général une consommation ou une utilisation par des tiers. Ce raisonnement est applicable pour l'estimation de la valeur des espèces et donc de la biodiversité (Pearce et Moran, 1994). Il est bien évidemment sous entendu que l'érosion de la biodiversité et donc de ces services dépendent de la richesse et du niveau de développement du pays concerné.

Cependant, l'estimation de la valeur d'une ressource naturelle (espèce ou habitat) n'est pas aisée. En effet, certaines espèces aident à maintenir un flux "de services écologiques" qui sont pré-requis dans de nombreuses activités humaines (Folke *et al.*, 1996). De fait, quantifier leurs valeurs reste difficile. Ils incluent notamment les provisions de nourritures et d'énergies renouvelables, les pollinisateurs indispensables pour l'agriculture, les processus de recyclage des nutriments et de la matière, des systèmes de filtration des polluants et d'assimilation des déchets ou encore des contrôles sur les flux éco-systémiques et climatiques. Ces différentes fonctions soutiennent et protègent les activités anthropiques ainsi que notre bien être, mais certaines restent difficilement estimables. A titre d'exemple, si les chiffres d'une vente (de poissons par exemple) ou d'une rente (comme un territoire de chasse) sont directement accessibles, il est plus difficile d'estimer la valeur d'un écosystème via le tourisme et ces impacts indirects voir facultatifs issus d'éventuelles retombées financières à long terme. De la même manière, les valeurs intrinsèques des habitats (Folke *et al.*, 1996), comme la beauté naturelle d'un site, présentent des difficultés dans leurs évaluations (Thomas et Blakemore, 2007). La définition de critères d'évaluation afin d'estimer la valeur des écosystèmes est donc nécessaire pour pouvoir mener une étude de coûts/bénéfices (Lévêque, 1994) qui permettra de prévoir les investissements nécessaires ainsi que la viabilité d'un projet (Thomas et Blakemore, 2007). Les principaux intérêts de ces démarches résident dans l'estimation du coût d'une campagne de restauration et de conservation d'un milieu.

<sup>4</sup> « [http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb\\_report\\_fr.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb_report_fr.pdf) »

### Intérêts socio-économiques de la nature et coûts de la restauration

A l'heure actuelle, et en raison des pressions socio-économiques relatives à notre société, il convient d'exposer avec précision les intérêts des campagnes de restauration et de conservation de la nature sur le plan des bénéfices. En effet, Aronson *et al.* (2006) indiquent que la restauration n'est pas seulement complémentaire à la conservation de la nature mais également au maintien équitable du développement socio-économique. Ce qui signifie que dans un milieu dégradé, l'augmentation et la restauration du capital naturel permettrait de générer du travail mais également des ressources améliorant, de fait, la qualité de vie des habitants, et plus particulièrement dans les pays en voie de développement (Stonich, 1998). A titre d'exemple, dans les régions dotées d'une grande diversité biologique (ou *hotspots*), principalement situées sous les tropiques et où le développement est limité (Williams *et al.*, 1996 ; Myers *et al.*, 2000), le support des locaux pour les différentes campagnes engagées ne s'obtient que si les gestionnaires lient clairement le développement socio-économique de la population et les plans de gestions (Aronson *et al.*, 2006).

Un autre aspect peut générer des profits et donc permettre d'engager des campagnes de restauration ou de conservation des milieux. En effet, les impacts du tourisme sont alarmants (développement d'infrastructures dans certaines zones sensibles, déstructuration des habitats en raison de l'affluence extrême pour certains sites) et peuvent entraîner la dénaturation de certains milieux (Shaan, 2005 ; Yeemin *et al.*, 2006). Le développement croissant de l'écotourisme (Kgathi *et al.*, 2006), défini comme un voyage responsable dans des sites naturels, qui respecte l'environnement et augmente le bien être des populations locales, peut constituer une force à court terme pour les programmes de sauvegarde de la nature (Blangy et Mehta, 2006) mais également une menace à long terme pour les écosystèmes naturels dans la mesure où les zones d'intérêts attirent un plus grand nombre de personnes (Petrosillo *et al.*, 2007). Ce type de voyage reflète cependant un double intérêt : l'intégration de l'éducation et de la sensibilisation des populations locales ainsi que des touristes vis-à-vis de l'environnement mais également la génération de bénéfices directs favorisant le développement des populations hôtes locales et le financement de campagnes de restauration. L'écotourisme constitue donc un excellent outil en biologie de la conservation s'il est contrôlé dans la durée (Al-Sayed et Al-Langawi, 2003).

Un des arguments les plus récurrent pour la conservation de la biodiversité se retrouve dans le domaine de la santé humaine. En effet, une part importante des médicaments utilisés sur le marché mondial contient des composés inspirés ou issus de la nature (Dhar *et al.*, 2000). La disparition d'espèces ayant un fort potentiel médicinal que la chimie actuelle ne sait compenser est donc préjudiciable économiquement (Lévêque, 1994 ; Chapin *et al.*, 2000). Notons que plus de 4.5 milliards de personnes (soit près de 80% de la population mondiale) utilisent toujours majoritairement des remèdes traditionnels issus directement de la nature (Loh et Wackernagel, 2004). De plus, les avantages économiques procurés par les écosystèmes naturels sont considérables. Selon la WWF<sup>5</sup> (Loh et Wackernagel, 2004), et à titre d'exemple, l'ensemble des zones côtières mondiales représentent 40 à 60% du PIB de l'Asie et les zones humides fournissent chaque année 70 milliards de dollars de biens et de services, notamment en ce qui concerne les contrôles des flux et la filtration des eaux (Schuyt et Brander, 2004).

Les écosystèmes s'avèrent donc fondamentaux, tant au niveau économique que social. Un des grands défis de ce siècle est donc de préserver au maximum la biodiversité en l'intégrant de manière plus parcimonieuse à notre mode de vie. La prévention étant préférable à la restauration et ce, même si un écosystème altéré peut en théorie être restauré dans sa structure et sa fonction. En effet, les processus de restauration induisent des coûts qui vont dépendre de l'instant d'application

---

<sup>5</sup> World Wild Foundation

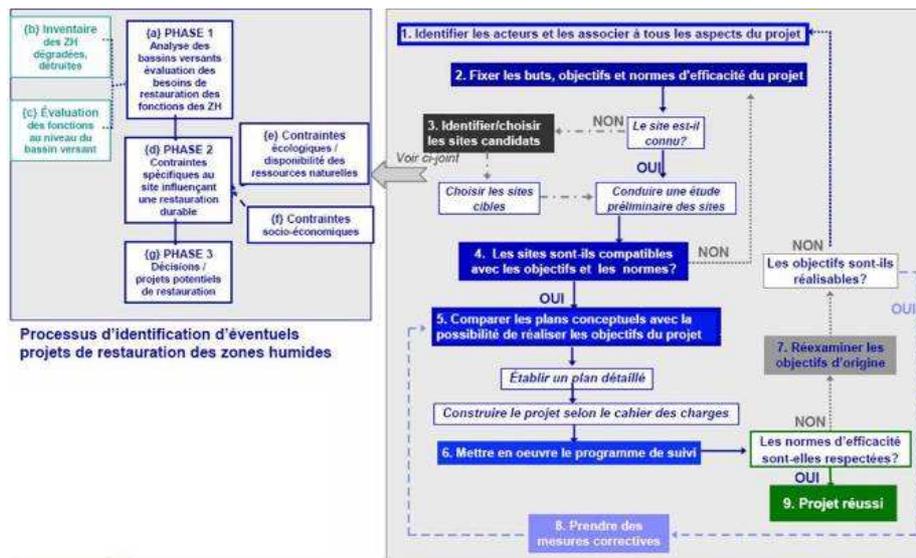
des mesures engagées lorsque les processus d'altérations ont commencés (Leuven et Poudevigne, 2002).

## GESTION DES TERRITOIRES ET HIERARCHISATION

### Quels choix pour les gestionnaires ?

Les campagnes de recherches actuelles laissent transparaître un certain nombre de problèmes dans la gestion et la protection des milieux. C'est notamment le cas de la conversion ou le sacrifice des aires naturelles pour un gain économique à court terme pouvant être, entre autre, illustrés par la destruction des zones humides ou des estuaires pour l'installation d'industries ou d'habitations (Church *et al.*, 2006). Par conséquent, la prise en compte des aires de conservation et de restauration tend à intégrer non seulement la biodiversité existante mais également les contraintes sociales et économiques liées à chaque situation (Barnaud et Fustec, 2007). Il suffit à titre d'exemple de confronter l'intérêt pour les hommes vis à vis de l'implantation d'une industrie générant une multiplicité d'emplois et de profits avec la présence sur ce même site d'espèces à forte valeur patrimoniale. Il est évident que les intérêts humains (d'ordre économique) résident dans l'implantation de cette entreprise. Cependant, au lieu de confronter la protection de l'environnement et le développement de la société humaine en créant ou non cette usine, les mentalités actuelles tendent à analyser comment son implantation pourrait limiter son impact sur la nature voir même la protéger.

De nombreuses démarches structurées sont développées afin de faciliter la restauration de certains systèmes écologiques dénaturés (Fig. 1). Ces démarches permettent entre autre de répondre aux questions principales liées à la restauration d'un système (quels sont les objectifs à atteindre ? Identifier les contraintes et les hiérarchiser afin de maintenir le système dans le temps...). Elles offrent une analyse de l'évolution d'un système biologique et des solutions envisageables en fonction des objectifs à atteindre (Barnaud, 2007). La société actuelle emprunte donc ce cheminement via la mise en place d'infrastructures industrielles plus "écologiques", cependant, les intérêts personnels à court terme peuvent constituer un obstacle à cette évolution. Phénomène qui ne cesse d'augmenter parallèlement à la croissance de la population humaine (Millenium Ecosystem Assesment 2004<sup>6</sup>).



**Figure 1** : Exemple d'une démarche structurée de restauration suivant des lignes directrices de la convention Ramsar. (Figure issue de Barnaud, 2007)

<sup>6</sup> « [www.milleniумassessment.org](http://www.milleniумassessment.org) ».

Malgré le développement de solutions, la mise en place de plan de gestion à différentes échelles spatiales (internationale à locale) pose problème selon plusieurs aspects. En effet, quelque soit la politique envisagée, il y a nécessité de fournir une échelle spatiale (et si possible temporelle) pour un plan de gestion (Leuven et Poudevigne, 2002). Un principe général en biologie de la conservation énonce que les zones isolées et fragmentées sont inadaptées au maintien à long terme de la biodiversité. Par conséquent, les stratégies envisagées tentent d'assurer une extension continue des sites à protéger (Fuller *et al.*, 2006). Cependant, comme le révèlent Fuller *et al.* (2006) au travers de la fragmentation des habitats au Mexique en raison de la déforestation et du développement des activités humaines, beaucoup de réserves ne peuvent pas être élargies. Phénomène pouvant être lié à une difficulté majeure, l'accès au foncier, limitant les possibilités en retraçant l'accès aux zones d'intérêt. Une des solutions alternatives envisagées réside dans le rétablissement de connections entre les unités de conservation (ou corridors écologiques) permettant ainsi la persistance de la biodiversité pour le futur. La définition d'une échelle de gestion constitue donc un important problème. La communauté scientifique s'accorde sur le fait que la priorité doit être donnée aux grandes réserves (Diamond, 1975 ; Schwartz, 1999). En effet, si l'échelle géographique semble essentielle dans l'étude des risques écologiques, celle de l'écorégion permet d'intégrer un haut niveau de richesse spécifique, d'endémisme et d'autres qualités biologiques et écologiques des habitats (Moulton, 1999). Or, dans de nombreux projets, en particulier ceux concernant la restauration, les décisions sont la résultante de politiques locales (Rohde *et al.*, 2006) et se focalisent sur des aires naturelles limitées en taille (Moulton, 1999). Par ailleurs, plus le nombre d'aires protégées s'accroît, plus la biodiversité périlite principalement par la création d'une matrice "hostile" autour de fragments de surface trop faible. C'est sur cette problématique de fond que s'est développé le projet Natura 2000<sup>7</sup>. En effet, la mise en application de tels projets peut susciter des réticences. Ce qui fut particulièrement le cas lors de la mise en place du réseau Natura 2000. Il a subi une forte réticence du monde rural et des propriétaires. Cette réticence a pour principale origine une information lacunaire de l'état envers les acteurs locaux, qui a abouti à une crainte importante de ces derniers, notamment face aux droits de propriétés.

Dans une autre mesure, des difficultés de mise en place peuvent aussi être visibles dans la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, adoptée par la France en 2004. Cette stratégie propose, au travers de 10 plans d'action, d'enrayer la perte de biodiversité et de la protéger d'ici 2010. Cependant, après trois ans, l'IUCN décrit un bilan décevant et dénonce un manque de mobilisation de la part des entreprises, des collectivités, des associations environnementales et du grand public<sup>8</sup>.

Par ailleurs, dans les pays en voie de développement, une difficulté supplémentaire génère des ralentissements dans la protection des zones représentant un fort intérêt (Jepson, 2006). En effet, la démographie constitue un frein à la sauvegarde de la biodiversité dans la mesure où les populations à forte croissance, comme le Brésil (Wood et Skole, 1998), requièrent de nouveaux territoires pour subvenir à leur développement et leurs besoins (expansion agricole, déboisement...). Cependant, certains grands pays émergents tentent de trouver des solutions et s'investissent fortement dans les campagnes de restructuration des milieux, comme l'Inde via le reboisement de grandes zones déboisées (Foster & Rosenzweig, 2003).

Pour que la conservation soit efficace et que les intérêts de l'homme soient préservés, les gestionnaires tentent d'engager des actions spécifiques. Et, dans la

---

<sup>7</sup> « [www.natura2000.fr](http://www.natura2000.fr) ».

<sup>8</sup> « [www.uicn.fr/Bilan-annuel-de-la-Strategie.html](http://www.uicn.fr/Bilan-annuel-de-la-Strategie.html) »

mesure du possible, de baser leurs décisions sur des campagnes de restauration et de conservation dont l'efficacité est mise en évidence scientifiquement (Pullin *et al.*, 2004). Pullin et Knight (2003) constatent une augmentation de la parution d'articles fournissant des indications importantes pour développer des actions appropriées.

Le cas de la réintroduction des ours bruns dans les Pyrénées constitue un bon exemple pour analyser l'efficacité d'une campagne de restauration sur une espèce menacée d'extinction. En effet, ce cas de figure permet de rendre compte de la pluralité des points de vue entre scientifiques, politiciens et acteurs locaux générant des conflits d'intérêts influant directement sur la campagne initiée en 1984 en France par le ministère de l'environnement<sup>9</sup>.

Malgré tout, et en particulier au niveau de la conservation, les actions engagées localement se caractérisent par un manque d'évaluations approfondies et sont parfois basées sur des expériences personnelles et une interprétation des pratiques de gestion traditionnelles. L'hypothèse émise pour expliquer cette situation tient au fait que ce n'est pas parce que les gestionnaires ne veulent pas prendre en considération les différentes ressources scientifiques disponibles (Pullin et Knight, 2003), mais simplement parce qu'ils n'auraient pas le temps de le faire. Il en résulte donc que beaucoup de plans de gestion locaux sont mis en place avec un nombre limité d'informations disponibles pour supporter le choix du projet et les décisions qui en découlent. Les solutions envisageables seraient de mettre en place un portail international afin de faciliter la coordination des actions et le transfert des connaissances entre les milieux scientifiques et socio-politiques (exemple du tableau de bords anguille dans le bassin versant de la Loire, Baisez et Laffaille 2005). Un exemple de réussite mêlant les intérêts socio-économiques et la conservation de la nature est illustré par les besoins en eau de la ville de New York. Les réserves de la ville sont constituées par deux bassins versants, Catskill/Delaware et Croton, qui sont recouverts à 75% de forêt. La forêt classée des Catskill, intégrée au plan de protection de l'environnement de la ville, compte de nombreux sommets, la plupart protégés, et des retenues qui approvisionnent New York. En faisant le choix de la protection des ressources terrestres et forestières, la ville de New York réalise d'importantes économies. Les coûts d'une telle stratégie sont estimés avoisiner 1 à 1.5 milliards de dollars sur 10 ans, alors que la politique qui aurait consisté à construire une station d'épuration des eaux aurait coûté entre 6 et 8 milliards de dollars auxquels il se serait ajouté les coûts annuels d'exploitation (Major, 1992).

## LES OUTILS A DISPOSITION POUR LA GESTION

La mise en place d'un protocole de gestion implique plusieurs étapes. Tout d'abord, il convient d'évaluer l'état des milieux d'intérêt pour les entrepreneurs et les gestionnaires. De nombreux outils sont à leur disposition afin de réaliser une évaluation complète de la biodiversité des écosystèmes. Parmi les plus utilisés figurent les indices biologiques et les modélisations. Bien qu'impliquant des biais, un investissement suffisant permet d'obtenir une appréciation relativement réaliste de l'état de la diversité biologique dans un biotope donné.

### Les indices biologiques

Il serait inutile et fastidieux d'effectuer une liste exhaustive de l'ensemble des indices en raison de la pléthore existante. De nombreux intègrent la notion de diversité (Kitsiou et Karydis, 2000 ; Andreasen *et al.*, 2001). Dans ce domaine, des avancées importantes ont été effectuées afin d'estimer la richesse spécifique et taxonomique d'un écosystème donné (Magurran, 2004). Une attention grandissante est donc focalisée sur le problème de l'échantillonnage dans la mesure où la justesse de la détermination de la richesse spécifique et de l'abondance relative des espèces dans un habitat en dépend. Par conséquent, il est

<sup>9</sup> Pour plus de détails, « <http://www.ours.ecologie.gouv.fr/> »

primordial pour l'utilisation de tels indices d'étudier au préalable les méthodes d'investigation du modèle biologique d'intérêt ainsi que les biais qu'elles vont induire sur l'étude (Oberdorff *et al.*, 1993 ; Southwood et Henderson, 2000 ; Yoccoz *et al.*, 2001). L'analyse de la richesse spécifique et taxonomique peut également être source d'erreur dans les programmes de gestion de la nature. En effet, de nombreux clades ne sont pas recensés et leur biodiversité reste méconnue (champignons, nématodes...).

Certains indices sont basés sur des espèces dites "clés de voûtes" (Jordan *et al.*, 1999 ; Creed, 2000). Elles constituent l'ensemble des espèces nécessaires au maintien de la structure et des fonctions d'un écosystème donné (Kotliar, 2000). En effet, même s'il vaut mieux conserver les écosystèmes plutôt que les espèces dans la mesure où ces dernières sont plus sensibles à un stress exercé (Schindler, 1990), un petit nombre d'espèces clés de voûtes pourraient suffire à entretenir les fonctions d'un écosystème et donc maintenir sa valeur le temps d'engager de réelles mesures de restauration (Folke *et al.*, 1996).

La rareté constitue souvent un critère majeur dans la protection des espèces et des écosystèmes, justifiée par l'idée que les petites populations (ayant par conséquent une forte probabilité d'être rare) sont, en général, plus vulnérables face à l'extinction (Magurran, 2004 ; Wei *et al.*, 1999). Nous retrouvons ce problème spécifique dans la fragmentation des espaces soumis aux pressions anthropiques qui engendrent une diminution de la taille des populations au sein des patches d'habitats (exemple de la régression des oiseaux communs notamment en zone agricole). Les indices de ce type peuvent s'avérer très utiles pour l'élaboration de plans de gestion. Malgré tout, l'objectivité de ces analyses doit être manipulée avec précaution car certaines espèces ainsi que certaines communautés peuvent être rares mais pas forcément vulnérables et menacées d'extinction (Magurran, 2004). L'intégration d'une échelle temporelle dans le cadre d'une étude sur la dynamique des ces populations permettrait donc d'estimer leur croissance ou leur déclin et par conséquent de mieux apprécier l'expression de leur rareté (Moulton, 1999). Cependant, la notion de rareté soulève un problème important de part sa définition dans la mesure où les critères impliqués selon les différents auteurs varient (endémisme, taille de la population locale, spécialisation de l'habitat...).

De nombreux autres outils existent comme les indices de similarité et de complémentarité (Magurran, 2004), de perturbation (Leuven et Poudevigne, 2002 ; Oberdorff *et al.*, 2002) ou encore ceux permettant de définir les espèces indicatrices d'un milieu (Kremen, 1992 ; Dufrêne et Legendre, 1997 ; Cheng et McBride, 2006). Cette importante diversité d'outils dont disposent les chercheurs et les investisseurs reflète leurs intérêts majeurs en termes d'adaptabilité quelque soit le domaine d'étude envisagé. A titre d'exemple, nous pourrions considérer la densité de population humaine comme une mesure de la vulnérabilité des habitats. En effet, plus elle est importante, plus les habitats sont menacés (Fuller *et al.*, 2006). Nous pourrions également nous interroger sur l'utilisation de nouveaux types d'indices en supposant que les transitions et les changements des écosystèmes peuvent servir d'indicateurs pour analyser l'état d'un milieu. Cortina *et al.* (2006) notent que nous ne devons pas nous focaliser uniquement sur les principaux traits de référence des écosystèmes et leurs degrés d'intégrité obtenus par les actions de restauration à un moment donné mais également sur leurs dynamiques au cours du temps.

A titre d'exemple, les eaux continentales ont une longueur d'avance comparativement aux autres biotopes concernant l'utilisation des indices comme outil de gestion. En effet, des espèces bio-indicatrices sont utilisées afin de juger de l'état de santé d'un milieu et permettent le développement de différents types d'indices facilitant l'évaluation de l'impact de l'homme sur ces milieux (Tuffery & Verneaux, 1967). Les macro-invertébrés sont couramment utilisés pour évaluer la qualité de l'eau en raison de leur forte sensibilité aux fluctuations abiotiques. Sur la base des communautés de macro-invertébrés aquatiques, des indices biotiques sont

donc développés (Everaerts-Poll et Vanden Bossche, 2000 ; Vanden Bossche, 2005). Par ailleurs, en France, la directive Cadre Européenne sur l'eau, adoptée en 2000<sup>10</sup>, a permis l'établissement d'un cadre juridique dans le but d'atteindre un état écologique convenable en 2015 de tous les milieux aquatiques naturels et de préserver ceux qui sont en bon état. De la même manière, des indices de perturbation des communautés, comme l'indice poisson FBI (Fish Biodiversity Index, Oberdorff *et al.*, 2002), d'évoluer le statut des communautés piscicoles au sein des bassins versants. Cependant, ces indicateurs, très efficaces en milieux aquatiques, sont difficiles à mettre en place en milieux terrestres. Par conséquent, certaines espèces bio-indicatrices sont de plus en plus étudiées afin d'apporter des outils de diagnostics. C'est le cas notamment des pollinisateurs tels que les papillons ou encore les abeilles (Oostermeijer et Van Swaay, 1998).

### La modélisation

Différents types de modèles permettent de soutenir des plans de gestion dans une optique de conservation et de restauration de la biodiversité (Magurran, 2004). Bien qu'insuffisants à eux seuls (Maiorano *et al.*, 2006), ils ont l'avantage de fournir un ensemble de prédictions et de scénarios sur l'évolution des actions de protection à différentes échelles comme celle d'un paysage, d'une population animale, au niveau des changements dans les régimes de perturbations ou encore sur les fonctions des écosystèmes (Karr, 1981 ; Leuven et Poudevigne, 2002 ; Magurran, 2004). L'intérêt des modèles réside également dans l'opportunité qu'ils offrent pour estimer les investissements à engager à plus ou moins long terme ainsi que les gains susceptibles d'être générés. Comme aide à la décision, les gestionnaires intègrent en général quatre types d'informations : les résultats des études de modélisation, l'analyse des risques (définis comme la probabilité qu'un événement défavorable arrive et les conséquences de cet événement, Leuven et Poudevigne, 2002), l'analyse des coûts/bénéfices (aspects économiques) et, dans une moindre mesure, l'opinion générale (aspect social). Cependant, la prise en compte unique de ces quatre informations implique un manque de flexibilité (Linkov *et al.*, 2006). En effet, il est important de développer des outils adaptables aux différentes situations (Rohde *et al.*, 2006) ; outils de plus en plus demandés par les gestionnaires. Bien que complexes, ces analyses permettent d'intégrer de nombreux paramètres (environnementaux et socio-économiques) les rendant plus représentatives des habitats et des écosystèmes étudiés.

Pourtant, bien que des systèmes performants d'estimation de la richesse spécifique des communautés animales soient mis en place (Strange *et al.*, 1989 ; Perrow *et al.*, 1996) et que des analyses multi-paramétriques par des indices permettent l'évaluation de la qualité des communautés et de leurs habitats (Oberdorff *et al.*, 2002) ; les gestionnaires manquent une fois de plus de méthodes de hiérarchisation des zones représentant un fort intérêt pour la conservation et la restauration. Certains auteurs proposent néanmoins des modèles d'aide à la gestion via les facteurs biotiques ou abiotiques d'un habitat (Rhode *et al.*, 2006)

## VERS DE NOUVELLES METHODES DE HIERARCHISATION

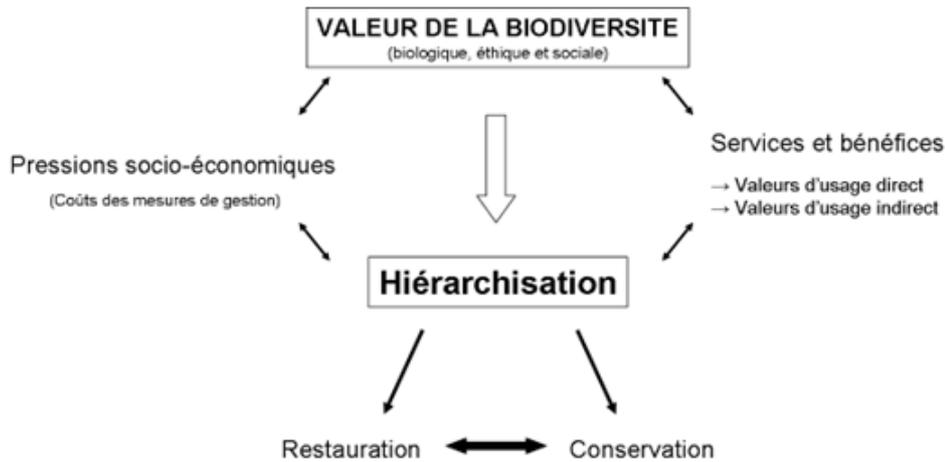
La question de la hiérarchisation des communautés ou des assemblages et des territoires associés dans un but de conservation ou de restauration constitue un problème central dans le cadre de la protection de la biodiversité. En effet, bien que les estimations de la diversité d'un milieu soient réalisables par les techniques actuelles et que certaines méthodes permettant la conservation ou la restauration d'une zone sont à notre disposition (Cheng et McBride, 2006), les pressions socio-

<sup>10</sup> « <http://www.ecologie.gouv.fr/-La-directive-cadre-.html> »

économiques ne nous permettent pas de conserver et de restaurer l'ensemble des paysages (Hobbs et Kristjanson, 2003 ; Pawar *et al.*, 2007). Les ressources à la fois humaines et financières pour la conservation de la diversité spécifique sont toujours limitées, par conséquent et afin de maximiser les bénéfices de chacune des actions de protection entreprises, les protocoles de gestions tendent à cibler des zones de conservation et de restauration qualifiées de prioritaires (Solymos et Feher, 2005).. Il est donc nécessaire de fournir aux gestionnaires des méthodes les plus pragmatiques possibles leurs permettant de focaliser leurs efforts sur certaines zones ou certaines régions. Bien que des organismes comme l'Organisation Mondiale de la Protection de l'Environnement (Loh et Wackernagel, 2004), le Millenium Ecosystem Assessment ou encore certains auteurs (Darwall et Vié, 2005) fournissent des pistes de recherche à la confluence entre études fondamentales et applicabilité sur le terrain, les problèmes d'échelles d'étude sont récurrents pour hiérarchiser les milieux à conserver (Turner et Corlett, 1996 ; Schwartz, 1999). Les chercheurs tentent de développer des méthodes pertinentes aussi bien au niveau de la conservation et de la restauration des espèces et des habitats associés que du point de vue socio-économique (Lévêque et Mounolou, 2008), car bien que le maintien de la biodiversité permet un gain en termes de valeur économique, elle à également un coût (coût à la restauration d'un paysage ou d'un habitat, mais aussi les multiples gênes que peuvent entraîner ces modifications pour le développement des populations locales).

Actuellement, la plupart des études réalisées sur la conservation intègrent la richesse des milieux (Lévêque, 1994) et reflètent les conséquences des activités humaines sur les communautés végétales et/ou animales (Moulton, 1999). Par ailleurs, confronté à la multitude des espèces qui composent tout écosystème, le gestionnaire, comme le chercheur, est tenté de s'y repérer en fixant son attention sur un petit nombre d'entre elles, les "plus importantes" (Power *et al.*, 1996 ; Libralato *et al.*, 2006). Ce choix peut être biaisé et refléter les intérêts ou les goûts particuliers des observateurs scientifiques ou non (Maiorano *et al.*, 2006 ; Rohde *et al.*, 2006). Les projets de conservation ou de restauration sont exposés aux mêmes risques de subjectivité, inconsciente ou non. Il y a là une source potentielle d'échec, tant pour des raisons écologiques que pour des raisons socio-économiques. C'est pourquoi le développement des méthodes de hiérarchisation actuelles cherchent à intégrer les intérêts de l'homme vis à vis de la nature en développant un mode de vie non plus utilitariste et extérieur à elle, mais en interaction avec les écosystèmes naturels.

Comme le suggèrent Meretsky *et al.* (2006), les indices multiparamétriques fournissent un bon outil d'aide à la gestion, particulièrement en biologie de la restauration. Dans cette optique, une des solutions réside dans la mise en place de méthodes synthétiques (par le développement d'indices synthétiques) prenant en compte les intérêts écologiques (comme la biodiversité ou encore les espèces clés de voûtes) et les intérêts socio-économiques (coûts de développement d'un plan de gestion, bénéfices directs et indirects à la population...). Sur la base de ces indices synthétiques, une hiérarchisation des sites peut alors être effectuée (Bergerot *et al.*, 2008). Les hiérarchisations multiparamétriques offrent aux gestionnaires et aux usagers la possibilité de déterminer quelles zones représentent le plus grand intérêt en termes de préservation de la biodiversité suivant des critères spécifiques mais également d'intégrer des facteurs économiques et sociaux (Fig. 2). Malgré tout, le choix des critères permettant l'élaboration d'un tel indice doit rester pragmatique et être effectué avec exactitude par les gestionnaires afin de répondre au mieux aux objectifs fixés.



**Figure 2 :** Schéma des interactions respectives entre les valeurs sociales et économiques de la biodiversité au sein d'un écosystème à prendre en compte dans une optique de hiérarchisation des habitats du milieu.

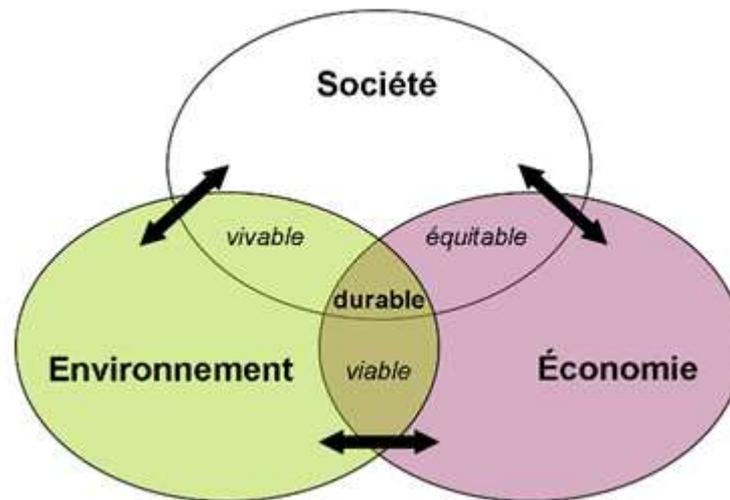
## CONCLUSION

De part l'évolution des points de vue sur la protection de la nature principalement au sein des sociétés occidentales (Lévêque, 1994), les relations entre les activités anthropiques et la biodiversité tendent à intégrer de manière plus parcimonieuse l'homme comme un membre à part entière des écosystèmes (Reid *et al.*, 2005 ; Aronson *et al.*, 2006). Comme le suggèrent Folke *et al.* (1996) via l'intensification des pressions anthropiques comme origine principale de la perte de biodiversité, les tendances démographiques, sociales, culturelles et économiques sont à prendre en compte dans l'évolution des écosystèmes et plus particulièrement dans leurs gestions car elles font partie intégrante des flux biogéochimiques et hydrologiques de l'écosphère. C'est donc par la prise en compte des intérêts biologiques mais aussi socio-économiques que des solutions durables pour la conservation et de restauration de la biodiversité sont aujourd'hui envisagées. En d'autres termes, pour que le développement économique d'une région soit durable, il doit être à la fois viable, vivable et équitable (Fig. 3). La complexité des interactions entre les nombreux partenaires requis pour la mise en place des plans de gestion et leur réalisation se traduit par l'émergence de nombreux organismes agissant à différentes échelles, à la fois régionale (Baisez et Laffaille, 2005), nationale (USFWS<sup>11</sup> Fish Wildlife Service, Schroeder, 2006) et internationale (Valutis et Mullen, 2000 ; Loh et Wackernagel, 2004). Ce dynamisme croissant constitue un bon indicateur des préoccupations et de l'intérêt liés à la perte de diversité biologique pour la société humaine mais peut aussi laisser craindre des chevauchements de responsabilités et des ambiguïtés préjudiciables à l'efficacité des actions.

La contrainte financière étant le facteur principal limitant les campagnes de conservation et de restauration, le choix des méthodes permettant une estimation de la biodiversité d'un habitat (par des indices biologiques, des modèles ou encore des analyses multiparamétriques) s'avère capital pour engager une étude de hiérarchisation des milieux (Das *et al.*, 2006). En effet, nous ne sommes pas en mesure de conserver et de restaurer l'ensemble des paysages menacés ou dégradés. Les scientifiques développent donc des stratégies permettant de focaliser les efforts

<sup>11</sup> United State Fish and Wildlife Service, « [www.fws.gov](http://www.fws.gov) ».

sur certains sites (Turpie, 1995 ; Sólymos et Fehér, 2005). Certains auteurs comme Thompson *et al.* (2002) ou encore Darwall et Vié (2005) fournissent des méthodes sur la base d'indices multiparamétriques. Ces indices, particulièrement fonctionnels pour les milieux aquatiques, sont de plus en plus étudiés afin de fournir un outil d'aide à la décision vis-à-vis de la hiérarchisation des milieux à protéger. En effet, bien qu'il soit difficile d'établir un plan de conservation pour des espèces qui ont des préférences d'habitats différentes (Carroll *et al.*, 2001), la hiérarchisation des milieux suivant les méthodes les plus récentes permettent l'intégration d'analyses multi-échelles via plusieurs groupes taxonomiques. De cette manière ces nouvelles méthodes fournissent une appréciation rigoureuse des zones d'intérêts et une augmentation de la pertinence des protocoles de conservation et de restauration en définissant la notion d'habitat (moins restrictive que le concept d'espèce) comme élément central de ces politiques.



**Figure 3 :** Schéma bilan des relations entre les trois niveaux d'intégration majeurs d'informations permettant le développement durable des campagnes de préservation de la biodiversité.

Dans ce contexte, l'avenir reste tout de même incertain dans la mesure où le développement de méthodes permettant de définir des zones d'intérêts pour la conservation de la biodiversité interfère fortement avec la question des changements climatiques globaux. L'utilité d'une zone protégée, définie géographiquement, et de sa biodiversité face à l'évolution du climat peut alors mise en doute.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abell R.**, 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up, *Conservation Biology* **16**(5): 1435-1437.
- Allan J. D. & Flecker A.S.**, 1993. Biodiversity conservation in running waters, *BioScience* **43**(1): 32-43.
- Al-Sayed M. & Al-Langawi A.**, 2003. Biological resources conservation through ecotourism development, *Journal of Arid Environments*, **54**: 225-236.
- Andreasen J.K., O'Neill R.V. & Slosser N.C.**, 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity, *Ecological Indicators*, **1**: 21-35.
- Aronson J., Clewell A.F., Blignaut J.N. & Milton S.J.**, 2006. Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics, *Journal for Nature Conservation*, **14**: 135-139.
- Aubertin C., Biosvert V. & Pinton F.**, 2007. Les marchés de la biodiversité. *IRD (eds)*, Broché, 270p.
- Aubertin C. & Vivien F.-D.**, 1998. Les enjeux de la biodiversité. *Economica*, Poche environnement, 112p.
- Baisez A. & Laffaille P.**, 2005. Un outil d'aide à la gestion de l'anguille: le tableau de bords anguille du bassin Loire, *Bulletin Français de Pêche Piscicole*, **378-379**: 115-130.
- Barnaud G.** 2007. Quelques grands principes pour un projet de restauration. Séminaire "Restauration environnementale et reconquête de l'estuaire de la Seine". Seine Aval, le Havre, 4 et 5 juin 2007.
- Barnaud G. & Fustec E.**, 2007. Conserver les zones humides : pourquoi ? Comment ? Science en partage, Quae (eds), 230p.
- Bergerot B., Lasne E., Vigneron T. & Laffaille P.**, 2008. Prioritization of fish assemblages with a view to conservation and restoration on a large scale European basin, the Loire (France). *Biodiversity and Conservation*, **17**(9): 2247-2262.
- Blangy S. & Mehta H.**, 2006. Ecotourism and ecological restoration, *Journal for Nature Conservation*, **14**: 233-236.
- Carroll C., Noss R.F. & Paquet P.C.**, 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region, *Ecological Applications*, **11**(4): 961-980.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Diaz S.**, 2000. Consequences of changing biodiversity, *Nature*, **405**: 234-242.
- Cheng S. & McBride J.R.**, 2006. Restoration of the urban forests of Tokyo and Hiroshima following World War II, *Urban Forestry & Urban Greening*, **5**: 155-168.
- Church T.M., Sommerfield C.K., Velinsky D.J., Point D., Benoit C., Amouroux D., Plaa D. & Donard, O.F.X.**, 2006. Marsh sediments as records of sedimentation, eutrophication and metal pollution in the urban Delaware Estuary, *Marine Chemistry* **102**: 72-95.
- Cortina J., Maestre F.T., Vallejo R., Baeza M.J., Valdecantos A. & Pérez-Devesa M.**, 2006. Ecosystem structure, function, and restoration success: are they related? *Journal for Nature Conservation*, **14**: 152-160.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & Van Den Belt M.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, **387**: 253-260.
- Creed R.P.J.**, 2000. Is there a new keystone species in North American lakes and rivers? *Oikos*, **91**: 405-408.
- Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow K., Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A.M., Janssønn B.O., Kautsky N., Levin S., Lubchenco J., Mäler K.G., Simpson D., Starrett D., Tilman D. & Walker B.**, 2000. The value of nature and the nature of value, *Science*, **289**: 395-396.
- Darh U., Rawal R.S. & Upreti J.**, 2000. Setting priorities for conservation of medicinal plant: a case study in the Indian Himalaya, *Biological Conservation*, **95**: 57-65.
- Darwall W.R.T. & Vié J.-C.**, 2005. Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: extending the species-based approach, *Fisheries Management and Ecology*, **12**: 287-293.
- Das A., Krishnaswamy J., Bawa K.S., Kiran M.C., Srinivas V., Kumar N.S. & Karanth K.U.**, 2006. Prioritization of conservation areas in the Western Ghats, India, *Biological Conservation*, **133**: 16-31.
- Diamond J.**, 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves, *Biological Conservation*, **7**: 129-146.

- Dufrène M. & Legendre P.**, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach, *Ecological Monographs*, **67**(3): 345-366.
- Everaerts-Poll M. & Vanden Bossche J.-P.**, 2000. Evaluation biologique de la qualité des cours d'eau. Centre technique et pédagogique de l'enseignement de la communauté française, 87p.
- Folke C., Holling C.S. & Perrings C.**, 1996. Biological diversity, ecosystems, and the human scale, *Ecological Applications*, **6**(4): 1018-1024.
- Foster A.D. & Rosenzweig M.R.**, 2003. Economic Growth and the Rise of Forests. *The Quarterly Journal of Economics* **118** : 601-637.
- Fuller T., Munguia M., Mayfield M., Sanchez-Cordero V. & Sarkar S.**, 2006. Incorporating connectivity into conservation planning : a multi-criteria case study from central Mexico, *Biological Conservation*, **133**: 131-142.
- Hardin G.**, 1968. The Tragedy of the Commons, *Science*, **162**: 1243-1248.
- Hickley P. & Chare S.**, 2004. Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment? *Fisheries Management and Ecology*, **11**: 203-212.
- Hobbs R.J., & Kristjanson L.J.**, 2003. Triage: how do we prioritize health care for landscapes? *Ecological Management & Restoration*, **4**: 39-45.
- Jepson W.**, 2006. Private agricultural colonization on a Brazilian frontier, 1970-1980, *Journal of Human Evolution*, **32**: 839-863.
- Jordan F., Takacs-Santa A. & Molnar I.**, 1999. A reliability theoretical quest for keystones, *Oikos*, **86**: 453-462.
- Karr J.R.**, 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities, *Fisheries* **6**: 21-27.
- Kgathi D. L., Kniveton D., Ringrose S., Turton A.R., Vanderpost C.H.M., Lundqvist J. & Seely M.**, 2006. The Okavango; a river supporting its people, environment and economic development, *Journal of Hydrology*, **331**: 3-17.
- Kitsiou D., & Karydis M.**, 2000. Categorical mapping of marine autrophication based on ecological indices, *Science of the Total Environment*, **255**: 113-127.
- Knowler D.J., MacGregor B.W., Bradford M.J. & Peterman R.M.**, 2003. Valuing freshwater salmon habitat on the west coast of Canada, *Journal of Environmental Management*, **69**: 261-273.
- Kotliar N.B.**, 2000. Application of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? *Conservation Biology*, **14**: 1715-1712.
- Kremen C.**, 1992. Assessing the indicators properties of species assemblages for natural areas monitoring, *Ecological Applications*, **2**(2): 203-217.
- Landis W.G. & Yu M.H.**, 1999. Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems, *CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton*, 483pp.
- Lawton J.H. & May R.M.**, 1995. Extinction Rates, *Oxford University Press*, 248pp.
- Lefeuvre J.C.**, 2006. Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale, In Beauvais, M.L., **Coléno A. & Jourdan H.**, 2006. Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien, *IRD Editions*, 259p.
- Lefeuvre J.C.**, 2005. *Fonctionnalité écologique des milieux naturels. La baie du Mont Saint Michel, un cas d'école*, *Espaces Naturels*, **11**: 30-31.
- Leuven R.S.E. & Poudevigne I.**, 2002. Riverine landscape dynamics and ecological risk assessment, *Freshwater Biology*, **47**: 845-865.
- Lévêque C. & Mounolou J.-C.** 2008. Biodiversité: dynamique écologique et conservation. *UniverSciences, Dunod* (eds), 259p.
- Lévêque C., Balian E.V. & Martens K.**, 2005. An assessment of animal species diversity in continental waters, *Hydrobiologia*, **542**: 39-67.
- Lévêque C.**, 1994. Le concept de biodiversité : de nouveaux regards sur la nature, *Natures Sciences Sociétés*, **2**(3): 243-254.
- Libralato S., Christensen V. & Pauly D.**, 2006. A method to identifying keystone species in food web models, *Ecological Modelling*, **195**: 153-171.
- Linkov I., Satterstrom F.K., Kiker G., Batchelor C., Bridges T. & Ferguson E.**, 2006. From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management recent developments and applications, *Environment International* **32**: 1072-1093.
- Loh J. & Wackernagel M.**, 2004. Rapport planète vivante 2004, Eds, Gland, Suisse, *WWF International*, 40p.
- Magurran A.E.**, 2004. *Measuring Biological Diversity*, Blackwell Publishing, 256p.
- Maiorano L., Falcucci A. & Boitani L.**, 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape, *Biological Conservation*, **133**: 455-473.

- Major D.C.**, 1992. Urban Water Supply and Global Environmental Change: The Water Supply System of New York City. In Proceedings of the 28th Annual American Water Resources Association Conference and Symposium: Managing Water Resources During Global Change (Bethesda, MD: American Water Resources Association), *Raymond Hermann* (ed.), 377-385.
- Meretsky V.J., Fischman R.L., Karr J.R., Ashe D.M., Noss R.F. & Schroeder R.L.**, 2006. New Directions in Conservation for the National Wildlife Refuge System, *BioScience*, **56**(2): 135-143.
- Mérigoux S., Ponton D. & De Mérona B.**, 1998. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America, *Environment Biology of Fishes*, **51**: 25-39.
- Moulton T.P.**, 1999. Biodiversity and ecosystem functioning in conservation of rivers and streams, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **9**: 573-578.
- Myers N., Mittermeyer R.A., Da Fonseca G.A.B. & Kent J.**, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities, *Nature*, **403**: 853-858.
- Newson M.D. & Large A.R.G.**, 2006. Natural river, hydromorphological quality and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology, *Earth Surface Processes and Landforms*, **31**: 1606-1624.
- Oberdorff T., Pont D., Huguény B. & Porcher J.P.**, 2002. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of river health in France, *Freshwater Biology*, **47**: 1720-1734.
- Oberdorff T., Guilbert E. & Lucchetta J.-C.**, 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France, *Hydrobiologia*, **259**: 157-167.
- Oostermeijer J.G.B. & Van Swaay C.A.M.**, 1998. The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biological Conservation*, **86**: 271-280.
- Pawar S., Koo M.S., Kelley C., Ahmed M.F., Chaudhuri S. & Sarkar S.**, 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles, *Biological Conservation*, *In Press*.
- Pearce D.W. & Moran D.**, 1994. *The economic value of biodiversity*, UICN, Biodiversity Programme, Earthscan, London.
- Perrow M., Rjowitt A.J.D. & Zambrano-Gonzalez L.**, 1996. Sampling fish communities in shallow lowland lakes: point-sample electric fishing vs electric fishing within stop-nets, *Fisheries Management and Ecology*, **3**: 303-313.
- Petrosillo I., Zurlini G., Corliano M.E., Zaccarelli N. & Dadamo M.**, 2007. Tourist perception of recreational environment and management in a marine protected area, *Landscape and Urban Planning*, **79**: 29-37.
- Point P.**, 1996. Coût incrémental et protection de la biodiversité. *Fonds Français pour l'Environnement Mondial*, 10p.
- Power M., Tilman D., Estes J.A., Menge B., Bond W.J., Mills L.S., Daily G., Castilla J.C., Lubchenco J. & Paine R.T.**, 1996. Challenge in the quest for keystones, *BioScience*, **46**(8) 609-620.
- Pullin A. S., Knight T.M., Stone D.A. & Charman K.**, 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision making? *Biological Conservation*, **119**: 245-252.
- Pullin A. S. & Knight T.M.**, 2003. Support for decision making in conservation practice : an evidence-based approach, *Journal for Nature Conservation*, **11**: 83-90.
- Reid W.V., Mooney H.A., Cropper A., Capistran D., Carpenter S.R., Chopra K., Dasgupta P., Dietz T., Duraiappah A.K., Hassan R., Kasperson R., Leemans R., May, R.M., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R.T., Zakri A.H., Shidong Z., Ash N.J., Bennett E., Kumar P., Lee M.J, Raudsepp-Hearne C., Simons H., Thonell J. & Monika B.Z.**, 2005. *Ecosystems and human well-being*, Millennium Ecosystem Assessment eds, 155pp.
- Rohde S., Hostmann M., Peter A. & Ewald K.C.**, 2006. Room for rivers: an integrative search strategy for floodplain restoration, *Landscape and Urban Planning*, **78**: 50-70.
- Schindler D.W.**, 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function, *Oikos*, **57**: 25-41.
- Schroeder R.L.**, 2006. A system to evaluate the scientific quality of biological and restoration objectives using National Wildlife Refuge Comprehensive Conservation Plans as a case of study, *Journal for Nature Conservation*, **14**: 200-206.
- Schulze A.D., & Mooney H.A.**, 1994. Ecosystem function of Biodiversity: a summary. *Biodiversity and Ecosystem Function*, Springer-Verlag, Berlin, 497-510.

- Schuylt K. & Brander L.**, 2004. *The economic values of the world's wetlands*. Living waters - Conserving the source of life, WWF-International, Gland, Suisse.
- Schwartz M.W.**, 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation, *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**: 83-108.
- Setsoas T.H., Holmern T., Mwakalebe G., Stokke S. & Roskaft E.**, 2007. How does human exploitation affect impala populations in protected and partially protected areas? – A case study from the Serengeti ecosystem, Tanzania, *Biological Conservation*, **136**: 453-570.
- Shaan I.M.**, 2005. Sustainable tourism development in the Red Sea of Egypt threats and opportunities, *Journal of Cleaner Production*, **13**: 83-87.
- Smith R.K., Freeman P.L., Higgins J.V., Wheaton K.S., Fitzhugh T.W., Ernstrom K.J. & Das A.A.**, 2002. Priority areas for freshwater conservation action, a biodiversity assesment of the southwestern United states, *The Nature Conservancy*, 70pp.
- Sólymos P. & Fehér Z.**, 2005. Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary, *Conservation Biology*, **19**(4): 1084-1094.
- Soulé M.E.**, 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In *Conservation biology: an evolutionary ecological approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass: p151-170.
- Southwood T.R.E. & Henderson P.A.**, 2000. *Ecological methods*, Oxford : blackwell Science, 592pp.
- Strange C.D., Aprahamiam M.W. & Winstone A.J.**, 1989. Assessment of a semi-quantitative electric fishing sampling technique for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar L.*, and trout, *Salmo trutta L.*, in a small streams, *Aquaculture and Fisheries Management*, **20**: 485-492.
- Terrasson F.**, 1997. La peur de la nature. *Sang de la terre* (Eds), 192p.
- Thomas R.H. & Blakemore F.B.**, 2007. Element of a cost-benefit analysis for improving salmonid spawning habitat in the river Wye, *Journal of Environmental Management*, **82**: 471-480.
- Thompson P.M., Mackey B., Barton T.R., Duck C. & Butler J.R.A.**, 2007. Assessing the potential impact of salmon fisheries management on the conservation status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in north-east Scotland, *Animal Conservation*, **10**: 48-56.
- Thompson B.B., Matusik-Rowan P.L. & Boykin K.G.**, 2002. Prioritizing conservation potential of arid-land montane natural springs and associated riparian areas, *Journal of Arid Environments*, **50**: 527-547.
- Tuffery G. & Verneaux J.**, 1967. Méthode zoologique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Indices biotiques. Ann. Scient. Univ. Besançon zool.*, **1**: 73-90.
- Turner I.M. & Corlett R.T.**, 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical in rain forest, *Trend in Ecology and Evolution*, **11**: 330-333.
- Turpie J.K.**, 1995. Prioritizing South African estuaries for conservation: A practical example using waterbirds, *Biological Conservation*, **74**: 175-185.
- Unger S.**, 2004. *The value of biodiversity: insights from ecology, ethics and economics*. Env. B. 2, Direction générale de l'environnement de la commission Européenne, Bruxelles.
- Valutis L. & Mullen R.**, 2000. The Nature Conservancy's approach to prioritizing conservation action. *Environmental Science & Policy*, **3**: 341-346.
- Vanden Bossche J.-P.**, 2005. Typologie et qualité biologique du réseau hydrographique de Wallonie basées sur les assemblages des macroinvertébrés. Thèse de doctorat de troisième cycle, université de Bruxelles, 253p.
- Wei F., Feng Z., Wang Z. & Hu J.**, 1999. Current distribution, status and conservation of wild red pandas *Ailurus fulgens* in China, *Biological Conservation*, **89**: 285-291.
- Williams P., Gibbons D., Margules C., Rebelo A., Humphries C. & Pressey R.**, 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British Birds, *Conservation Biology*, **10**(1): 155-174.
- Wood C. & Skole D.**, 1998. Linking satellite, census, and survey data to study deforestation in the Brazilian Amazon. In Liverman D., Moran E., Rindfuss R. & Stern P. (eds.). *People and pixels*. Washington, DC: National Academy Press.
- Yeemin T., Sutthacheep M. & Pettongma R.**, 2006. Coral reef restoration projects in Thailand, *Ocean & Coastal Management*, **49**(9-10): 562-575.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D. & Boulinier T.**, 2001. Monitoring of biological diversity in space and time, *Trend in Ecology and Evolution*, **16**(8): 446-453.
- Yokomizo H., Haccou P. & Iwasa Y.**, 2007. Optimal conservation strategy in fluctuating environments with species interactions: Resource-enhancement of the native species versus extermination of the alien species, *Journal of Theoretical Biology*, **244**: 46-58.

Young T.P., 2000. Restoration ecology and conservation biology, *Biological Conservation*, **92**: 73-83.

### Origine du travail

Le cadre de travail de ce rapport bibliographique provient de l'intérêt que j'avais de mettre à plat l'ensemble des informations et des conclusions qui me paraissaient découler naturellement de mon stage de M1 et de M2R réalisés au sein de L'ERT 52 "Biodiversité Fonctionnelle et Gestion des Territoires". Ce laboratoire de recherche situé dans l'infrastructure même de l'université de Rennes 1 a pour vocation de développer et de réaliser des protocoles de recherche (en particuliers de gestion) à vocation appliqués. Ce travail bibliographique avait pour but d'introduire mes recherches concernant la hiérarchisation des sites à conserver ou à restaurer, publiées en 2008 dans *Biodiversity and Conservation*.

Ce travail n'aurait pu voir le jour sans l'aide, le soutien et les critiques avisées de Pascal Laffaille, enseignant-chercheur (HDR) au sein de l'université de l'université de Renne 1 ainsi que les conseils de Jean Claude Lefeuvre (Muséum National d'Histoire Naturelle) et Christian Lévêque (Muséum National d'Histoire Naturelle).

## Towards biodiversity prioritization.

**Abstract** – Having been overexploited, degraded or destroyed for a considerable period, natural ecosystems are now considered as a precious inheritance which must be preserved and restored because of the multiple functions that they can fulfil and profits that they could generate. Indeed, the decrease in biodiversity goes hand-in-hand with major ecological or environmental disorders which imply important economic and social consequences for our society. From this report was born a key notion in the evolution of mentalities which we have named the "nature value". In effect, every trophic network constitutes a complete chain which can be likened to a function. Every level of these trophic networks which, ends in an economic activity, has a direct and indirect use value according to the products and the services which it can generate. The nature valuation is calculated as the profit obtained after a cost/gains analysis. However, constant economic pressure does not allow the conservation of all threatened zones. The localization of the places of interest has become an urgent challenge to be resolved for territory management, in order to integrate biodiversity conservation into socioeconomic concerns. In spite of the profusion of tools which enable an estimation of the biological diversity of an environment, the administrators lack protocols in order to prioritize areas for the initiation of biodiversity conservation or restoration campaigns.

**Key words** : Biological diversity, nature value, prioritization of the habitats, biological indexes, modelisation.

Reçu : 29 mai 2008 accepté : 19 décembre 2008	Editeur : Christian Levêque
---	-----------------------------