

BIODIVERSITÉ : ENJEUX NORD-SUD

LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ PAR LES OUTILS DE *PRIORISATION*

Entre souci d'efficacité écologique et marchandisation

Johan Milian*, Estienne Rodary**

La gestion mondiale des aires protégées a franchi ces dernières années une étape importante, à la fois dans la progression des superficies protégées et dans l'amélioration des outils d'évaluation. Les actions politiques futures à privilégier en matière de conservation *in situ* sont donc posées en termes nouveaux, dans lesquels les grandes ONG de conservation, en définissant des méthodes de « priorisation » de zones à conserver, jouent un rôle central. L'article montre que ces méthodes, présentées comme une science globale et purement écologique, se fondent sur des approches sensiblement différentes mais concurrentes et répondent principalement à des enjeux institutionnels qui risquent de peser lourdement sur l'avenir des politiques de conservation de la biodiversité.

Mots clés : Aires protégées, conservation de la biodiversité, priorisation, hotspots, écorégions, Global 200.

Les aires protégées sont les principaux outils de protection de la biodiversité *in situ*. Avec plus de 13 % des terres émergées occupés par ces espaces de conservation et une progression constante, les critères qui déterminent les choix de localisation de ces espaces sont cruciaux. Ces dernières années, un savoir mondialisé sur l'état de la biodiversité s'est consolidé sous l'impulsion des grandes ONG de conservation. Celles-ci proposent des méthodes de sélection des zones à conserver en priorité, qui sont concurrentes et souvent conflictuelles,

* UMR Dynamiques Rurales / UMR AGIR, Université de Toulouse-Le Mirail.

** IRD Orléans, Visiting Researcher, Development Studies Programme, School of Social Sciences, University of the Witwatersrand.

divergent entre elles, et dans lesquelles l’affichage d’une science globale sur la biodiversité cache des enjeux institutionnels qui risquent de peser lourdement sur l’avenir des politiques de conservation de la biodiversité.

Trois facteurs ont déterminé le déploiement de ces méthodes. En premier lieu, l’inscription du monde conservationniste dans un discours néolibéral, où la biodiversité trouve sa légitimité dans une marchandisation de sa protection et des services qu’elle rend (Wunder, 2005). Deuxièmement, le constat d’échec des politiques de gestion des aires protégées, où la formidable augmentation de la superficie de ces espaces ne s’est pas accompagnée d’une réduction du taux de perte de la biodiversité correspondante. La superficie de ces espaces est passée de 68 000 kilomètres carrés en 1900 à près de 20 millions en 2005. Mais malgré ce taux de croissance spectaculaire, les problèmes d’érosion de la biodiversité semblent se pérenniser de manière inéluctable (MEA, 2005). Enfin, il faut noter l’émergence d’une expertise scientifique à l’échelle globale, utilisant en particulier une base de données numérique mondiale sur les aires protégées¹ et de nouvelles listes globales sur le statut des espèces animales et végétales². Ces deux outils renforcent le caractère « scientifique » des décisions politiques de création d’un espace protégé.

C’est dans ce contexte qu’ont émergé les politiques de définition des priorités – dites de priorisation³ – spatiales de la conservation *in situ* (Margules, Pressey, 2000 ; Pressey *et alii*, 2007 ; Amelot, André-Lamat, 2009). Afin d’apporter une solution à la crise de la biodiversité, celles-ci entendent répondre aux deux enjeux qui viennent d’être présentés : augmenter l’efficacité des mesures de protection dans un contexte financier tendu et définir des instruments de gestion globaux. Cette entreprise se présente donc comme une étape supplémentaire dans le processus de rationalisation des actions de conservation de la biodiversité. Elle renferme néanmoins d’autres considérations moins explicites, sur la place du choix écologique dans ces politiques, sur la place des organismes de conservation qui produisent ces outils et, enfin, sur la nature des changements par rapport aux politiques précédentes.

Cet article replace le développement de méthodes de priorisation concurrentes dans leur contexte historique et institutionnel en montrant les enjeux contemporains. La globalisation de l’action conservationniste, le récent renforcement d’une approche strictement écologique, l’oubli des choix politiques passés (notamment en termes de gestion durable et participative) soulignent les intérêts des grands organismes qui fondent ces méthodes plus qu’ils ne délimitent les objectifs prioritaires pour l’avenir des politiques de conservation.

1. La Word Database on Protected Areas (WDPA) : <http://sea.unep-wcmc.org/wdbpa/index.htm>.

2. Essentiellement la « liste rouge » de l’Union mondiale pour la nature (UICN) : <http://www.redlist.org>.

3. Néologisme emprunté à l’anglais *prioritization*, que nous utilisons ici faute de traduction courante.

L'ÉVOLUTION DES AIRES PROTÉGÉES

L'histoire des aires protégées s'inscrit bien évidemment dans celle, plus large, du monde de la conservation de la nature. Elle présente néanmoins certaines spécificités, liées aux objets particuliers que constituent ces espaces. Le choix de protéger, en le réglementant, un territoire délimité, s'il représente une des formes les plus communes de conservation, n'a pas été adopté partout ni de la même manière. Il s'ensuit que la diffusion des aires protégées à l'échelle mondiale depuis la date symbolique de création du parc national de Yellowstone en 1872 aux États-Unis suit assez précisément une idée assez spécifique de ce que doit être la protection de la nature. La figure 1 présente le cheminement historique de l'expansion de cette idée / outil depuis la fin du XIX^e siècle⁴.

Un loisir anglo-saxon

De la fin du XIX^e siècle au milieu du XX^e siècle, les espaces protégés ne sont pas encore mondialisés. L'aire protégée est d'abord une idée anglo-saxonne, qui émerge comme outil d'action politique aux États-Unis et dans les colonies britanniques (Grove, 1995 ; Nash, 1967). La période comprise entre 1870 et 1920 correspond aux premières mises en protection et touche principalement l'Afrique anglophone et l'Amérique du Nord. Dans les deux cas, les espaces protégés sont conçus comme des zones de loisir (récréation, chasse) dont sont exclus la majorité des habitants et en particulier les populations autochtones.

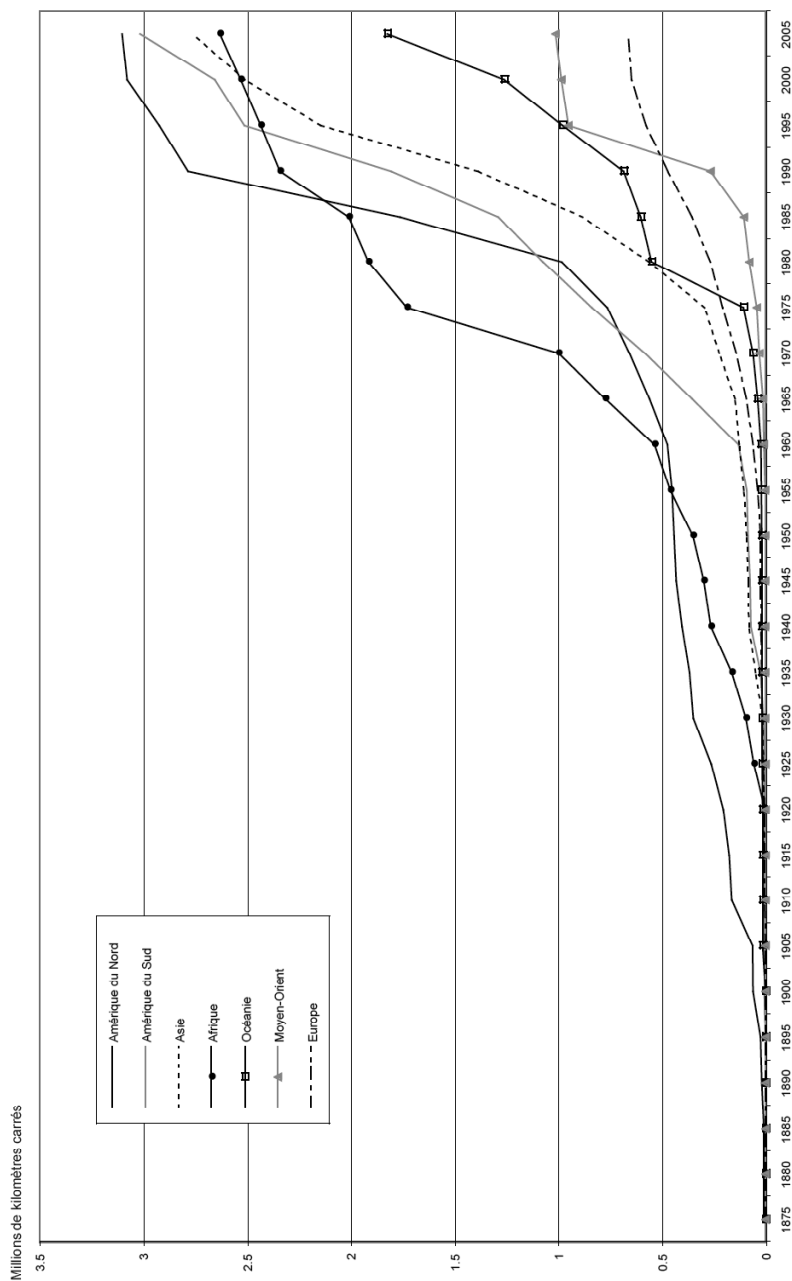
Entre 1920 et 1940, les politiques de conservation se consolident en Afrique et en Amérique du Nord. Le parc national se diffuse néanmoins ailleurs dans le monde (Japon, Europe, cône sud de l'Amérique latine). Les réserves naturelles s'étendent en Europe, tandis que d'autres régions s'ouvrent à la conservation, notamment en Asie du Sud-Est.

Le profit international

La deuxième partie du XX^e siècle voit les aires protégées s'internationaliser et se marchandiser, entraînant des changements profonds dans les modes de gestion. Le taux de création d'aires protégées se ralentit entre 1940 et 1960. C'est sur cette période néanmoins que se mettent en place les structures qui vont réellement impulser une internationalisation de la conservation, à l'image de l'UICN, créée en 1947. Les décolonisations et l'internationalisation du tourisme de nature amènent le monde de la conservation à développer un argumentaire d'essence économique, où la création d'aires protégées n'est plus uniquement

4. Pour une présentation plus précise de cet historique, et notamment une analyse cartographique, consulter Rodary et Millan, 2008.

Figure 1 : Évolution de la surface des aires protégées par continent (1870-2005)



Source : WDPA, <http://sea.unep-wcmc.org/wdbpa/index.htm>

Note : calculs effectués sur 78 % des surfaces (la variable « date de création » n'est pas renseignée sur 22 % des surfaces de la WDPA 2005).

justifiée en termes écologiques ou esthétiques, mais aussi pour l'intérêt financier que peut représenter le tourisme.

Ce nouveau paradigme a des effets importants sur le taux de création d'aires protégées. Entre 1960 et 1970, leur nombre augmente fortement. L'Amérique du Sud en particulier et, dans une moindre mesure, l'Europe et l'Afrique connaissent une accélération très nette des créations.

Cette progression se renforce entre 1970 et 1985. Elle correspond à l'inscription sur l'agenda politique international des questions environnementales (Le Prestre, 2005) et à la véritable globalisation de l'outil des aires protégées. On assiste à une forte progression sur les continents jusqu'alors peu touchés par ce mouvement (Asie, Océanie insulaire et Moyen-Orient) ainsi qu'à la protection à grande échelle des marges démographiques (Alaska, Nord-Ouest canadien, Groenland, Sibérie). C'est à cette période également que les organismes de conservation se mondialisent, en intégrant dans leurs structures des nouveaux acteurs du Sud et en organisant la gestion des aires protégées à l'échelle globale.

Une intégration globale ?

Depuis les années 1980, les aires protégées se trouvent donc dans une situation de très forte intégration planétaire, tant en termes d'extension que de configurations sociales. Entre 1985 et 1995, tous les continents sans exception connaissent leur plus fort taux historique de progression. Ce mouvement est à relier à l'institutionnalisation du développement durable au niveau international (Vivien, 2005). Les parcs nationaux, donc des aires protégées de forte protection, continuent d'être mis en place (Sahara, Amazonie), mais des formes plus douces de protection se développent également (plateau tibétain, Himalaya, Arabie, Australie, Québec, Argentine). C'est sur cette période que la grande majorité des États instituent des politiques publiques de protection de la biodiversité et s'engagent au niveau international dans les régimes de conservation.

On observe enfin une phase de tassement entre 1995 et 2005 où plusieurs continents connaissent un ralentissement des mises en protection (même si le rythme de création demeure soutenu en Asie – notamment en Chine –, en Océanie et en Europe), cela dans un contexte de questionnement, à la fois sectoriel sur les modèles de gestion des aires protégées et global sur les engagements multilatéraux en faveur de l'environnement (Rodary, 2007).

Quels types de gestion ?

Ces questionnements quant aux modes de gestion des aires protégées se concrétisent dans les catégories attribuées aux différentes aires protégées. Cette typologie, développée par l'UICN et désormais très largement utilisée, permet de standardiser les modes de gestion, principalement en fonction du degré de

protection dont jouit l’espace mis en défens (tableau 1). Elle permet également d’avoir une idée précise de l’évolution des modes principaux de gestion depuis les premières réserves. La figure 2 présente cette évolution historique des catégories d’aires protégées classées selon leurs superficies respectives à l’échelle du globe.

Tableau 1 : Matrice des aires protégées

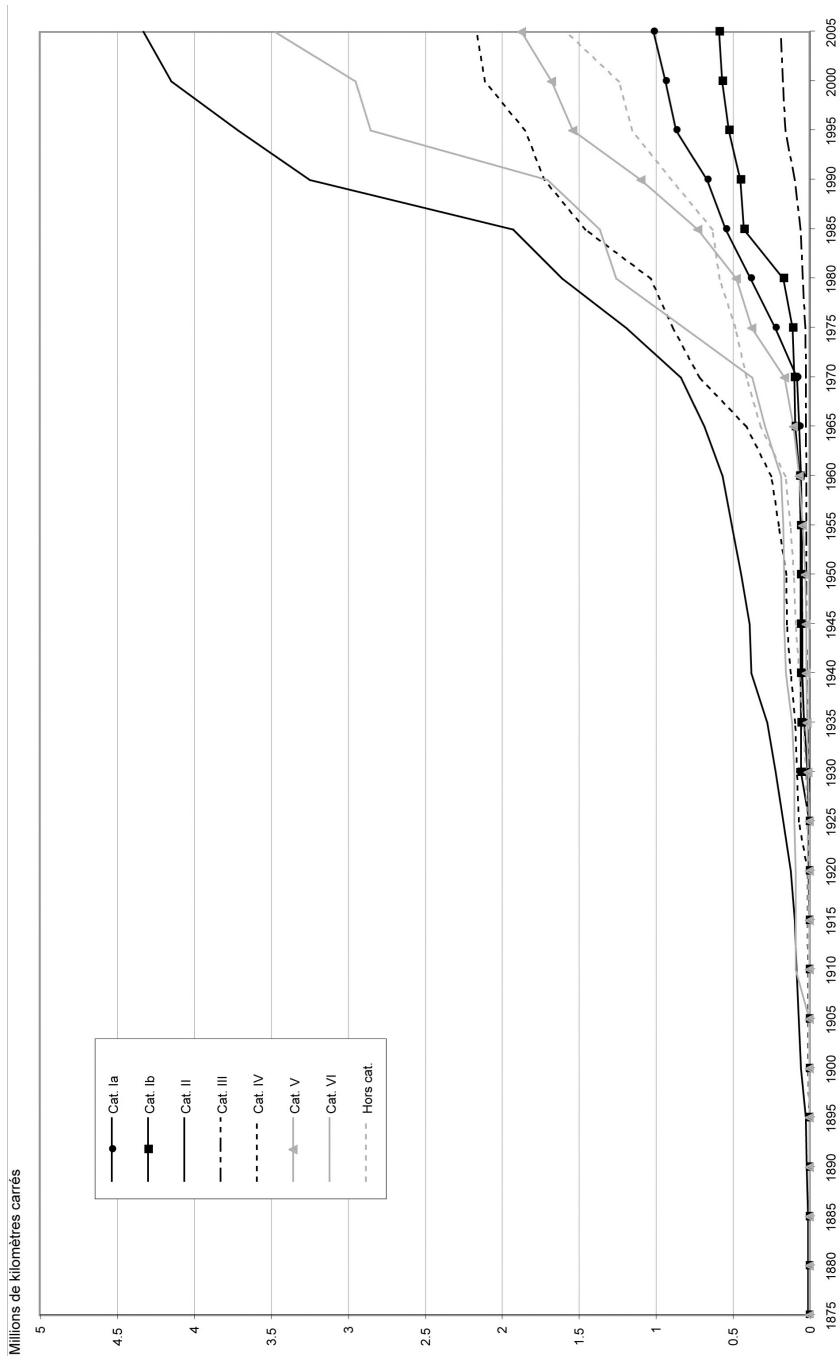
Catégorie de protection	Formes de protections
1a. Réserve naturelle intégrale	<i>intégrale, pour recherche scientifique</i>
1b. Zone de nature sauvage	<i>intégrale</i>
2. Parc national	<i>forte, mais tourisme et activité récréatives autorisées sous contrôle</i>
3. Monument naturel	<i>limitée à un site spécifique</i>
4. Aire de gestion des habitats ou des espèces	<i>sur une espèce ou un écosystème particulier</i>
5. Paysage terrestre ou marin protégé	<i>faible, milieux anthropisés</i>
6. Aire protégée de ressources naturelles gérée	<i>faible, utilisation durable des ressources</i>
Hors catégorie	<i>non déterminée</i>

Type de gouvernance	Gestionnaires
A. Aire protégée gérée par l’État	<i>un ministère ou une agence d’État</i>
	<i>une structure gouvernementale décentralisée</i>
	<i>une autre institution (délégation)</i>
B. Aire protégée cogérée	<i>une structure transfrontalière</i>
	<i>structure unique avec consultation et collaboration externes</i>
	<i>différentes structures partenaires (cogestion)</i>
C. Aire protégée privée	<i>un propriétaire individuel</i>
	<i>une organisation sans but lucratif</i>
	<i>une organisation lucrative</i>
D. Aire protégée communautaire	<i>des peuples indigènes</i>
	<i>des communautés locales (sédentaires et mobiles)</i>

Source : Dudley, 2008.

Sans entrer dans le détail des évolutions anciennes, on remarque que, depuis 1980, les aires protégées les plus proches d’un mode de gestion soutenable des espaces ont connu une très forte progression. Cela n’est pas surprenant puisque les ONG de conservation ont elles-mêmes contribué à populariser la notion de développement durable, qui relégitimait leur action dans un contexte de très fortes critiques portées aux aires protégées et de rapprochement entre problématiques d’environnement et de développement. Sur le terrain, cela s’est traduit en particulier par la mise en place des « aires de gestion durable des ressources » (catégorie VI) fondées sur la cohabitation dans les mêmes espaces d’objectifs de protection avec les pratiques d’usage des ressources naturelles par

Figure 2 : Évolution de la surface des aires protégées par catégorie de gestion (1870-2005)



Source : WDPa, <http://sea.unep-wcmc.org/wdbpa/index.htm>

Note : calculs effectués sur 78 % des surfaces (la variable « date de création » n'est pas renseignée sur 22 % des surfaces de la WDPa 2005).

les populations locales. Mais cette progression des « aires soutenables » a été accompagnée par une progression semblable des parcs nationaux (catégorie II) dont le mode d'organisation est historiquement – et encore aujourd'hui – orienté vers une protection forte limitant les dynamiques d'intégration des activités anthropiques. À elles seules, ces deux catégories II et VI représentent plus de la moitié de la surface totale des aires protégées.

Il s'ensuit que la dynamique actuelle d'extension des aires protégées ne peut pas être expliquée entièrement par la diffusion des espaces de gestion soutenable. Si le discours qui entoure les aires protégées s'appuie très largement sur le développement durable et l'intégration des populations locales dans les politiques de conservation, les données spatiales contredisent en partie cette omniprésence. Cela traduit des débats parfois violents entre défenseurs d'une ouverture de la conservation vers les problématiques sociales et les tenants d'un retour à des formes de conservation plus strictement centrées sur la question écologique (Terborgh, van Schaik, Davenport, Rao, 2002 ; Brechin, Wilshusen, Fortwangler, West, 2003 ; Chapin, 2004 ; Locke, Dearden, 2005).

Les nouvelles méthodes de priorisation s'inscrivent dans ce cadre où l'aspect écologique est redevenu prédominant et où le souci de participation des populations locales est remis en cause. Ces méthodes sont censées, dans ce cadre, définir les axes futurs de la conservation de la biodiversité, mais en privilégiant l'augmentation de la superficie et en n'abordant pas la problématique des conditions de gestion des espaces protégés existants. La diffusion de ces méthodes doit donc se lire selon une double entrée écologique et politique. D'une part, les priorisations représentent un niveau d'intégration supplémentaire dans la rationalisation des critères écologiques de choix de localisation des aires protégées. Mais, d'autre part, ces processus de sélection s'opèrent dans un cadre politique où la médiatisation de l'objet biologique se vend mieux que le cadre social dans lequel il s'insère.

LA FACE ÉCOLOGIQUE DES PRIORISATIONS

L'histoire de la conservation de la nature a vu étroitement s'entremêler les considérations politiques et scientifiques. Il n'est pas question ici de revenir sur cet héritage désormais bien documenté où la mise en pratique d'un savoir savant a contribué à fonder des politiques territoriales et d'usage des ressources naturelles. Mais on doit noter que les années 1970 ont constitué une étape cruciale dans la modification du rapport de la conservation à la science, en particulier en intégrant la dimension planétaire dans l'identification des critères écologiques à prendre en compte dans la mise en place et la gestion des aires protégées. C'est à cette époque

que les premières cartographies des biomes⁵ de la biosphère font leur apparition, permettant de resituer les espaces de protection dans une vision plus large des conditions biogéographiques dans lesquels ils s'inscrivent et qu'ils sont supposés protéger (figure 3).

Les méthodes de priorisation développées dans les années 1990 poursuivent cet effort d'inventaire et d'identification des espaces à conserver. La priorisation est un outil d'identification des enjeux écologiques, développé par des scientifiques et des ONG conservationnistes pour servir de référentiel méthodologique et guider les nouvelles créations d'espaces protégés.

Plusieurs méthodes sont actuellement développées, reposant sur des lectures spécifiques de ce qui doit être protégé en priorité, et en particulier des approches analytiques différentes de la représentativité de la biodiversité (Redford *et alii*, 2003 ; Brooks *et alii*, 2006). Cinq d'entre elles, toutes développées par des ONG, sont appliquées à l'échelle mondiale et ont prétention à couvrir différents taxons : les *Last of the wild* de la Wildlife Conservation Society, les *Crisis ecoregions* de The Nature Conservancy, les *High-biodiversity wilderness areas* et les *Biodiversity Hotspots* de Conservation International (CI) et les *Global 200* du Fonds mondial pour la nature (WWF). Les deux dernières méthodes (*hotspots* et *Global 200*) proposent désormais des cartes numériques à l'échelle globale. Elles constituent les formes les plus médiatisées et les plus discutées des méthodes de priorisation et sont donc celles sur lesquelles se fonde cet article.

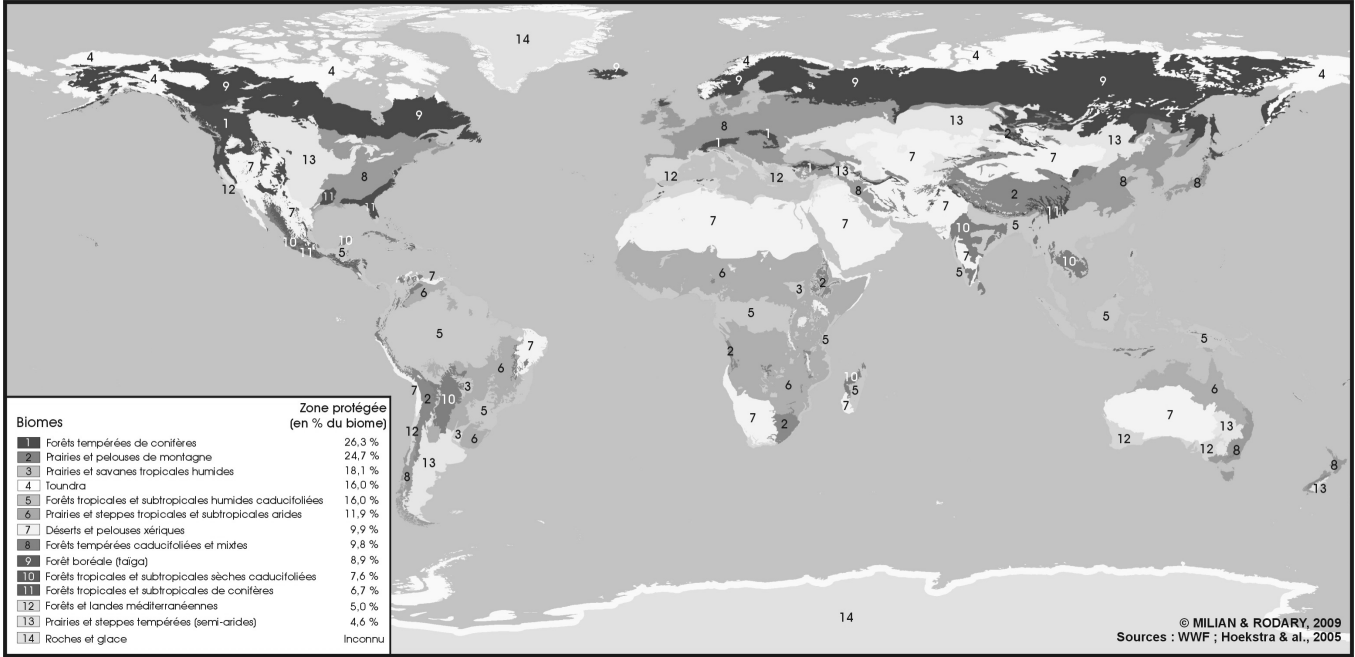
Les approches par *hotspots* et *Global 200*

L'approche par *hotspots* de l'équipe de Norman Myers (1988) a été reprise et rendue célèbre par CI (Myers *et alii*, 2000). Initialement développée sur les pays tropicaux, elle a ensuite été étendue à l'ensemble des régions terrestres du globe (mais pas les espaces marins). 24 hotspots étaient identifiés dans la première publication de CI en 1998, leur nombre étant passé à 34 en 2003⁶. La sélection d'un hotspot est basée sur deux paramètres. Le premier concerne le taux d'endémisme. Un hotspot doit représenter un taux supérieur à 0,5 % de l'endémisme total de la biosphère en plantes vasculaires, soit au minimum 1 500 espèces. Quatre des cinq groupes de vertébrés (mammifères, reptiles, oiseaux, amphibiens – les poissons sont exclus car les données sont trop faibles et partielles) sont évalués mais n'interviennent pas dans la sélection. Le deuxième critère est le degré de menace de l'espace considéré, évalué en fonction du pourcentage des milieux naturels originaux modifiés.

5. Unité biogéographique supérieure composée d'un ensemble de communautés végétales et animales, relativement homogènes, et présentant une structure, un fonctionnement et une évolution directement en relation avec le climat.

6. Pour une liste complète des hotspots, voir <http://www.biodiversityhotspots.org>.

Figure 3 : Répartition des biomes terrestres dans le monde



Les *Global 200* représentent un autre type de priorisation. Proposée au milieu des années 1990 par des scientifiques travaillant avec le WWF (Dinerstein, Olson, Graham, 1995), cette approche est fondée sur la division du globe en « écoregions ». Celles-ci sont elles-mêmes basées sur une classification des biomes proposée par Udvardy (1975) mais se veulent plus précises et définissent « de larges unités de conservation présentant des communautés écologiques similaires, dont l'extension coïncide approximativement avec l'aire dans laquelle les principaux processus écologiques interagissent entre eux de la manière la plus forte. » (Olson, Dinerstein, 2002, p. 200). Les *Global 200* sont eux-mêmes une sélection d'écorégions, choisies en fonction de différents critères⁷. Ces paramètres et leurs poids respectifs varient d'un biome à un autre, ce qui rend la lisibilité de la sélection difficile⁸. En particulier, la question de la représentativité de l'écorégion au sein d'un biome apparaît particulièrement importante sans que les auteurs ne fournissent les éléments de choix de cette représentation. Les critères de sélection écologiques sont ensuite associés à une autre typologie appliquée aux *Global 200* en fonction de leur statut de conservation⁹. En 2002, 238 zones incluant le domaine maritime avaient été identifiées comme *Global 200*, c'est-à-dire comme zones dans lesquelles l'effort de conservation devrait, selon les auteurs, être renforcé.

Ces deux méthodes de priorisation reposent chacune sur leurs propres critères d'identification des enjeux. Il n'est donc pas surprenant que leurs traductions spatiales soient différentes (figures 4 et 5)¹⁰. Le premier élément de différence tient à leur nombre. Sept fois plus nombreux que les hotspots, les *Global 200* sont en général de plus petite taille, surtout aux latitudes tropicales. En Asie du Sud-Est, par exemple, le hotspot Indo-Burma intègre quasiment en entier six *Global 200*. Mais au total, les *Global 200* couvrent une superficie environ deux fois plus importante que les hotspots (tableau 2). Deuxième élément de différence, les hotspots, plus centrés sur le critère de diversité floristique, ne prennent pas en compte les zones circumpolaires et tempérées froides et n'intègrent qu'à la marge les zones tempérées *stricto sensu*.

Plus généralement, les deux méthodes traitent de manières divergentes certaines parties de l'espace terrestre. Ainsi, des régions biogéographiques

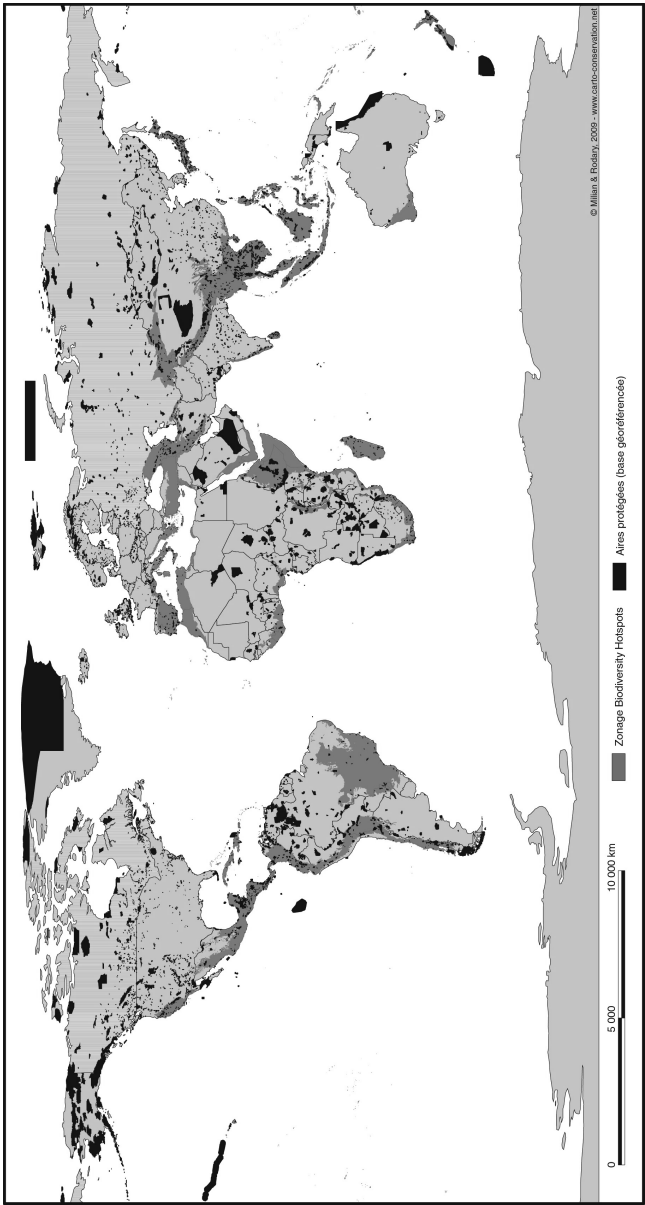
7. Pour une liste complète des écorégions et des *Global 200*, voir <http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions/item1847.html>.

8. Sont pris en compte : la richesse spécifique et l'endémisme ; le caractère unique des taxons supérieurs (genre ou famille) ; la présence de phénomène écologique ou évolutionnaire unique (en particulier les migrations) ; la rareté globale ; le degré de transformation (*intactness*) du milieu ; la représentativité. Mais ni les publications ni les sites Internet ne donnent de détails chiffrés sur les critères de sélection.

9. Trois catégories sont définies : situation critique / en danger ; vulnérable ; relativement stable ou intacte depuis plus de 40 ans.

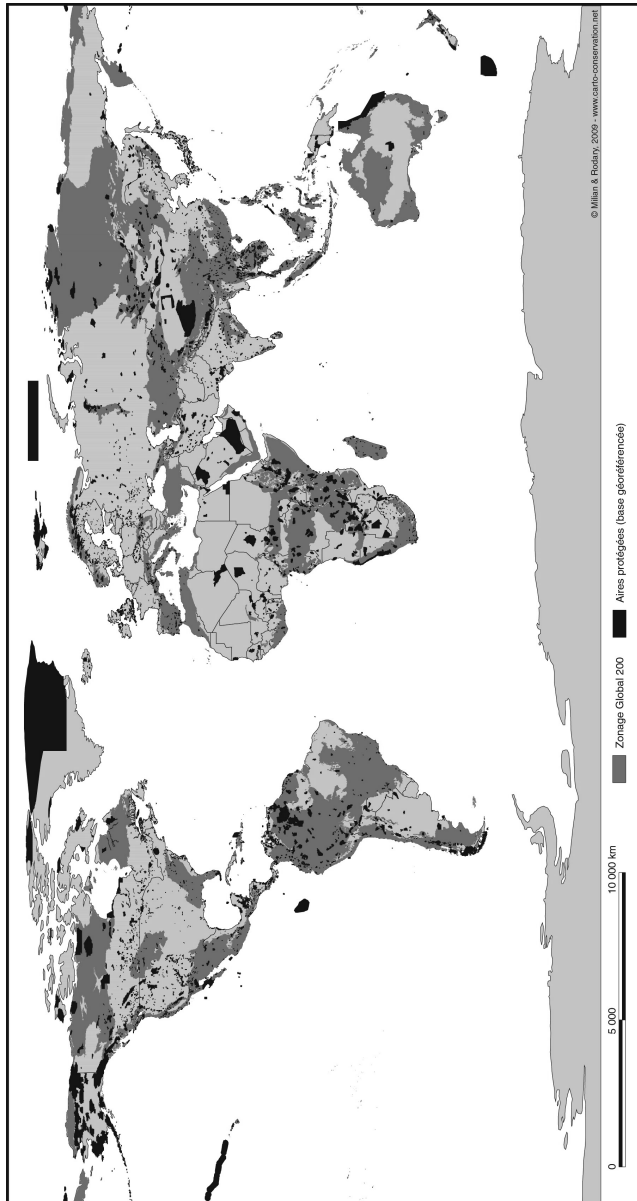
10. Pour aller plus loin, le lecteur intéressé pourra trouver sur le site <http://www.carto-conservation.net> un jeu de 21 cartes (monde décliné en sept aires régionales) qui présente la distribution et les recoupements géographiques entre les aires protégées et les deux méthodes de priorisation.

Figure 4 : Hotspots et aires protégées



entières qui sont prises en compte par l’une ne le sont pas par l’autre. C’est le cas notamment du système montagneux des Zagros en Iran ou de l’archipel du Japon, qui sont intégrés dans le réseau des hotspots mais ne font pas partie des Global 200. À l’inverse, l’Afrique équatoriale est en grande partie incluse dans le réseau des Global 200, quand les hotspots ciblent des espaces nettement plus

Figure 5 : Global 200 et aires protégées



restreints (la vallée du Rift principalement). Les zones prioritaires communes concernent principalement les régions montagneuses et insulaires des zones tropicales.

Tableau 2 : Les zones prioritaires : hotspots et Global 200

Zones prioritaires	Superficie (km ²)	En pourcentage de la surface terrestre
Hotspots	23 490 101	15,8 %
Global 200*	environ 50 000 000	environ 33 %

* Ne sont prises en compte ici que les 144 écorégions terrestres identifiées parmi les 238 Global 200.

L'inscription des aires protégées dans les zones prioritaires

Les méthodes de priorisation étant censées guider les efforts de conservation *in situ*, on peut se faire une idée de leur incidence en comparant la cartographie des aires protégées et celle des zones de priorisation. L'ONG CI estime que la superficie cumulée des aires protégées dans les hotspots atteignait (en 2006) 2 375 000 kilomètres carrés, soit 10,1 % de la superficie théorique de ces hotspots. Ce chiffre médian ne doit pas faire illusion car, dans le détail, il existe des différences très importantes entre hotspots. Ainsi, ceux de la forêt littorale d'Afrique orientale ou de Mélanésie sont quasiment dépourvus d'aires protégées. Ailleurs, les aires protégées ceinturent les hotspots sans réellement y pénétrer ; c'est, par exemple, le cas de celui des Montagnes de l'Afrique orientale. L'interprétation cartographique révèle que de tels écarts existent également au sujet des Global 200, pour lesquels il n'existe hélas pas de données quantitatives sur les superficies protégées.

Les zones de priorisation faiblement dotées en aires protégées sont généralement celles qui se distinguent par de fortes concentrations de populations et d'importants enjeux de compétition entre activités humaines et préservation des ressources. C'est par exemple le cas au Brésil (hotspots du Cerrado et de la Forêt littorale atlantique) ou du Bassin méditerranéen. Pour la zone tempérée froide pour laquelle seuls les Global 200 sont concernés, la bonne couverture des aires protégées en Amérique du Nord est limitée par les lacunes existantes dans le nord du Québec et surtout les Grandes Plaines ; mais ce sont surtout les Global 200 de Sibérie centrale et orientale qui se distinguent par leur faible dotation en aires protégées.

Deux autres points méritent d'être soulignés sur le rapport entre zones de protection et zones prioritaires. Tout d'abord, les aires protégées de très grande superficie ne sont pas incluses, pour la plupart, dans des zones de priorisation. D'autre part, alors qu'on pourrait penser qu'en principe, les zones de concentration d'aires protégées recoupent celles des priorisations, cela ne se vérifie pas systématiquement. Cette correspondance se vérifie assez bien pour certaines régions de montagne que ciblent conjointement les deux méthodes (Californie, Andes tropicales et tempérées, plateau et montagnes d'Éthiopie, Himalaya central, Tian-Shan, péninsule indochinoise). En revanche, de vastes

ensembles de protection, comme le système des parcs nationaux des Rocheuses (États-Unis / Canada), se trouvent hors des zones de priorisation. D'autres régions, qui se distinguent aussi par une importante concentration d'aires protégées, sont traitées différemment selon les méthodes de priorisation. C'est le cas des grands parcs est-africains, depuis le Kenya jusqu'au bassin de l'Okavango (Botswana) ; ou bien des nombreuses aires protégées d'Amazonie. Ces aires protégées sont, pour la plupart, incluses dans le réseau des Global 200, mais pas dans celui des hotspots.

Qu'en est-il si l'on affine l'analyse sur la base de la typologie des catégories UICN, notamment à partir de la distinction entre aires protégées de protection forte (catégories I-IV) et aires protégées « soutenables » (catégories V-VI) ? Pour ce qui concerne les hotspots, selon CI, la superficie cumulée des aires protégées de types I-IV atteint 1 165 109 kilomètres carrés soit 49,1 % de la surface protégée des hotspots, c'est-à-dire une proportion globalement identique à ce qu'elle est au niveau mondial (49,25 %). Il n'y a donc pas de tendance à la surreprésentation des aires protégées de types I-IV dans les hotspots. Mais, dans le détail, il existe là encore des différences importantes entre hotspots. Dans la moitié d'entre eux, le pourcentage de zones placées en protection forte se situe au-dessus de la moyenne du groupe. On notera que ce taux est élevé voire très élevé (atteignant plus de 90 %) dans les hotspots situés dans les zones géographiques où l'histoire de la conservation a débuté (Australie du Sud-Ouest, sous-continent indien, Nouvelle-Zélande), en Asie du Sud-Est (avec notamment les grands parcs et réserves indonésiens, malais et thaïlandais), ainsi que dans certaines régions montagneuses (Caucase, Sud-Est chinois, Himalaya). Il est en revanche nettement en deçà de cette moyenne dans les grands ensembles forestiers tropicaux africains (hotspots des Forêts d'Afrique de l'Ouest et de la Forêt littorale d'Afrique de l'Est), dans les régions très peuplées (Japon, Bassin méditerranéen, Californie, sud de la Chine, côte brésilienne), ainsi que dans des régions soumises à une forte pression foncière comme le hotspot du Cerrado au Brésil.

En ce qui concerne les Global 200, à l'échelle mondiale, les aires protégées de type I-IV sont fortement représentées dans de nombreuses zones. À l'instar des hotspots, la proportion de cette catégorie d'aires protégées est parfois très élevée pour certains Global 200. C'est notamment le cas pour l'Amazonie, l'Afrique australe et équatoriale, la zone soudanaise, l'Asie centrale et l'Asie du Sud-Est. En Europe, la faible représentativité des aires protégées de type I-IV est caractéristique de ce continent et se répercute au niveau des Global 200. Au Moyen-Orient, qui se distingue également par la faible représentativité de ces catégories, l'explication tient d'abord au fait qu'un grand nombre de zones de protection est situé en dehors des Global 200.

La mise en corrélation de la cartographie des aires protégées et de celle des priorisations ne révèle donc pas de grande surprise. À l'échelle mondiale, elle suggère qu'il n'existe pas de différence de traitement véritablement significative, en matière de mise en protection, entre les zones prioritaires et les autres régions. Elle met cependant en relief la question des écarts importants qui existent entre zones de priorisation, à l'intérieur d'un même ensemble, d'une part, et entre les deux groupes, d'autre part. Cette dernière remarque renvoie aux critères de détermination des zones de priorisation ; la première souligne l'importance des contextes géographiques et historiques spécifiques à la conservation.

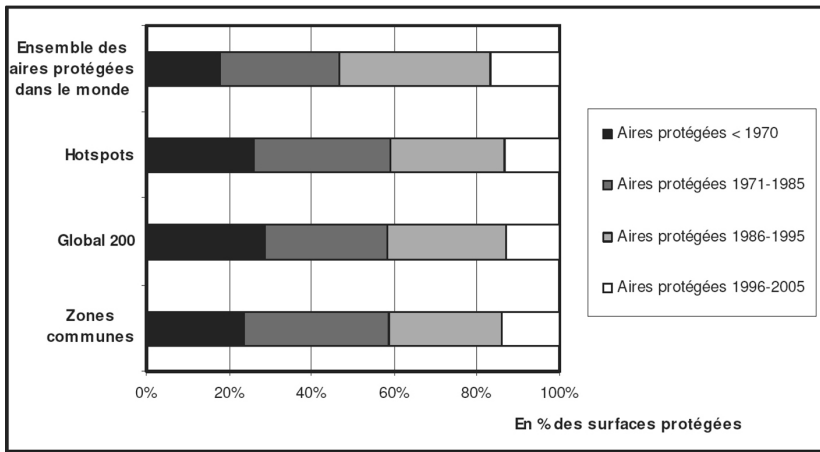
Une approche diachronique des zones prioritaires

La cartographie diachronique de la diffusion des aires protégées apporte quelques enseignements sur la situation contemporaine des enjeux liés aux méthodologies de priorisation (figure 6).

La disparité pouvant exister à l'intérieur d'une même zone prioritaire quant à la distribution des aires protégées témoigne des différences de contextes nationaux. C'est, par exemple, le cas dans de grands hotspots, comme celui du Bassin méditerranéen, par ailleurs l'un des moins protégés, mais aussi dans des hotspots de dimension plus réduite, comme celui de la Corne de l'Afrique, dont une grande partie est vierge de toute zone protégée. Dans les zones prioritaires comme à l'extérieur, se fait jour toute l'influence de l'histoire locale de la conservation : absence prolongée de véritable politique en la matière ici, périodes de forte activité associées à des contextes sociopolitiques conjoncturels favorables à la création d'aires protégées ailleurs. Ces facteurs peuvent expliquer également que nombre de créations d'aires protégées aient été et continuent à être opérées indépendamment des logiques de priorisation.

Beaucoup de grandes aires protégées sont ainsi apparues avant la mise au point de ces outils. Elles ciblaient alors souvent des enjeux spécifiques (grande faune des savanes africaines, par exemple), dans des secteurs que les écologues ne considèrent plus aujourd'hui nécessairement prioritaires en termes d'objectifs de protection de la biodiversité. Néanmoins, on s'aperçoit que de nombreuses aires protégées incluses dans les zones de priorisation sont en fait anciennes. Ainsi, 87 % des surfaces protégées existantes dans ces zones ont été instaurées avant 1996, la proportion au niveau mondial pour la même période de référence étant de 84 %. À l'inverse, c'est justement la décennie 1995 / 2005, censée avoir été plus influencée par les méthodologies de priorisation, qui représente la période la moins riche en termes de création de surfaces protégées dans les zones prioritaires. La plupart des créations d'aires protégées durant cette période continue à être effectuée en dehors de ces dernières, qui n'ont accueilli qu'une faible proportion des nouvelles aires de conservation (environ 20 % de ces surfaces nouvelles ont été incluses dans les Global 200 et 8 % dans les hotspots).

Figure 6 : Époque de création des aires protégées à l'intérieur des zones prioritaires (1870-2005)



Ces résultats sont congruents avec l'analyse effectuée par Pyke (2007) à l'échelle nationale, qui montre que les pays où se trouvent des zones prioritaires ont connu des évolutions de leurs aires protégées comparables aux autres pays.

Toutefois, là encore, la lecture effectuée à l'échelle mondiale masque de fortes divergences à l'échelle régionale. Pour les zones prioritaires (hotspots et Global 200 confondus) de l'Asie du Sud-Est et, dans une moindre mesure, des Andes tropicales et d'Amazonie, la décennie 1996 / 2005 a été une période de forte activité. En Afrique, les créations nouvelles ont surtout concerné des Global 200 (Afrique de l'Ouest), mais sur des surfaces réduites et n'ont pratiquement pas touché les hotspots. Peu de créations en revanche ont eu lieu dans les zones prioritaires du sous-continent indien ou des pays du Nord, mais qui sont dans l'ensemble déjà bien protégés. Il en est de même pour les Global 200 de la zone tempérée froide, situés en Amérique du Nord et en Europe. Enfin, certaines zones prioritaires très peu dotées en aires protégées n'ont pas bénéficié d'un effet de rattrapage, à l'image des Global 200 sibériens, d'Asie Centrale, d'Extrême-Orient et de la côte d'Afrique orientale, où quasiment aucune création nouvelle n'a été effectuée. Ces derniers cas rappellent l'importance des facteurs sociopolitiques, les pays concernés ayant connu des périodes de troubles prolongées.

LA FACE POLITIQUE DES PRIORISATIONS

La médiatisation des méthodes de priorisation a été particulièrement réussie sur la dernière décennie, mais leur incidence en termes de pratiques semble très limitée. Le « hotspot », s'il n'a pas encore sa place dans les dictionnaires anglais, est désormais un terme connu de toute personne travaillant sur la biodiversité,

au point qu'il est aujourd'hui utilisé dans d'autres domaines environnementaux comme métaphore de « points chauds » justifiant une intervention politique, à l'image des hotspots irakiens (UNEP, 2005). Mais cette méthode, comme les autres qui sont en concurrence avec elle, pose aussi problème, au sein même du monde conservationniste (Orme *et alii*, 2005). On peut identifier un certain nombre de facteurs qui expliquent la diffusion des techniques de priorisation et leur utilisation dans le champ conservationniste, et qui ont en même temps limité leur succès comme outils de coordination de l'action conservationniste.

Oublier l'histoire

Le premier point concerne la critique des conditions actuelles de la conservation telle qu'elle est utilisée pour légitimer les méthodes de priorisation. Les argumentaires construits pour justifier les actions futures laissent entendre que la superficie protégée a été jusqu'à aujourd'hui le seul critère de choix dans les créations d'aires protégées, au détriment d'une approche en fonction de la diversité biologique (Brooks *et alii*, 2004), ou encore opposent les méthodes de priorisation à une croissance continue censée représenter les évolutions passées (Pyke, 2007).

Ces analyses passent à côté de l'essentiel : l'historique de la création des aires protégées n'a jamais été une extension uniforme et régulière, mais a, au contraire, subi d'importantes fluctuations et modifications selon les époques et les régions, conséquences de choix politiques informés notamment par des considérations scientifiques. Si les méthodes de priorisation omettent de reconnaître que les politiques précédentes résultaient elles aussi de critères en partie écologiques, c'est dans le cadre d'une démarche instrumentale de négation du lien entre science et politique. Les organismes qui les promeuvent veulent avancer sur un terrain vierge qui leur permet de se poser d'autant plus facilement comme seules alternatives à une absence de choix informés.

Dépasser l'État

Parallèlement, ces méthodes opèrent un débordement du cadre national comme échelle d'action, pour réaffirmer la pertinence de l'échelle globale comme référentiel du choix politique. Elles fragilisent les acteurs locaux ou nationaux qui apparaissent alors incapables de prendre les décisions nécessaires à la survie de la biodiversité. Cette position des ONG est d'autant plus forte que la conservation est devenue un secteur globalisé, dans lequel les différentes institutions internationales jouent dans le même champ au sens bourdieusien du terme : elles partagent entre elles les mêmes objectifs, les mêmes valeurs et les mêmes référentiels (Dumoulin, Rodary, 2005). Les priorisations permettent de consolider ces réseaux qui opèrent à l'échelle planétaire : une biodiversité

globale analysée avec une science et des techniques globales et gérée par des acteurs globaux.

Ce décentrage vertical s'accompagne également d'un décentrage dans la nature des acteurs de ces réseaux, qui ressortissent de plus en plus au monde non-gouvernemental. Les articles scientifiques qui traitent des priorisations sont en effet produits par des chercheurs très largement issus des grandes ONG de conservation. Ce mouvement d'implication des ONG dans le champ de la science écologique n'est pas un élément nouveau, mais il se renforce sur ce point spécifique des outils mondialisés de suivi des aires protégées et de la biodiversité, outils très largement produits par les ONG qui les utilisent, les promeuvent et les critiquent dans une production largement autoréférentielle. Les méthodes des *gap analyses*, qui se présentent comme outils d'évaluation de l'efficacité du réseau d'aires protégées existant sans objectifs de délimitation explicites de sites à protéger (Scott *et alii*, 1993), sont utilisées par CI (Rodrigues *et alii*, 2004a ; 2004b ; Brooks *et alii*, 2004) et les critiques viennent de l'ONG The Nature Conservancy (O'Connor, Marvier, Kareiva, 2003 ; Kareiva, Marvier, 2007) qui elle-même développe maintenant ses propres méthodes (les *Crisis ecoregions*, voir Hoekstra *et alii*, 2005). La WDPA est gérée par le World Conservation Monitoring Center au sein du Programme des Nations unies pour l'environnement, en partenariat avec la commission mondiale des aires protégées de l'UICN, et bénéficie de l'apport de la plupart des grosses ONG de conservation¹¹. La liste rouge des espèces menacées est une compilation des spécialistes travaillant comme experts au sein des commissions de l'UICN. De la même manière, comme nous l'avons vu, les hotspots sont diffusés par CI et les Global 200 par le WWF (ces derniers reprenant les provinces biogéographiques proposées par l'UICN en 1975).

Retour à l'écologie

Par ailleurs, les critères de sélection des zones prioritaires sont purement écologiques et adoptent une approche fondée sur l'analyse d'une nature « vierge » et sur l'impact humain considéré comme facteur de dégradation des écosystèmes. Comme nous l'avons déjà noté, hotspots et Global 200 sont définis et sélectionnés à partir de données biologiques, principalement sur les plantes vasculaires, ainsi que sur le degré de « menace » des milieux naturels. Pour délimiter leurs écorégions, les chercheurs du WWF se sont intéressés aux conditions de biodiversité en place avant les principaux impacts humains (*major human impacts*)¹². La sélection des Global 200 s'effectue sur le caractère exceptionnel de l'écorégion, et ce n'est qu'a

11. L'American Museum of Natural History, Birdlife International, CI, Fauna and Flora International, The Nature Conservancy, la Wildlife Conservation Society et le WWF.

12. À une exception : dans le paramètre « phénomène écologique ou évolutif unique », les processus de migrations prennent en compte les conditions globales dans un contexte de menace sur la biodiversité (Olson, Dinerstein, 2002, p. 208).

posteriori que le statut de conservation (c'est-à-dire le degré de dégradation et de menace) est calculé pour chaque Global 200. Les hotspots prennent eux en compte le degré de menace (*threat*) des milieux : ne sont retenues que les régions de fort endémisme ayant perdu au moins 70 % de leur végétation « primaire » (*primary vegetation*). Dans les deux cas donc, les postulats scientifiques qui fondent les démarches sont très éloignés des paradigmes qui structurent aujourd'hui la nouvelle écologie et qui reconnaissent l'importance des phénomènes de perturbation dans les dynamiques écologiques, et notamment les perturbations d'origine anthropique (Wallington, Hobbs, Moore, 2005). Plus largement, les méthodes de priorisation ne prennent absolument pas en compte les modes effectifs de gestion des aires protégées. On sait que les conditions réelles de fonctionnement de ces espaces sont encore très mal connues, en dehors d'exemples et de cas spécifiques (West, Brockington, 2006), ce qui rend problématique l'évaluation à l'échelle mondiale. Mais les modalités d'usage et de régulation, extrêmement variables d'une aire protégée à l'autre (depuis une administration très élaborée jusqu'aux « parcs de papier » sans gestion réelle), détermineront en très grande partie l'avenir de la biodiversité. Dans ces conditions, l'exercice qui consiste à établir les priorités à venir pour la conservation peut difficilement se passer d'un réel effort de documentation et de compilation des modes de fonctionnements sociaux des aires protégées.

Champ de bataille

Au final, il faut donc voir ces tentatives de « prioriser » les créations d'aires protégées, non seulement comme une volonté d'améliorer les modes d'action en faveur de la biodiversité, mais également comme un moyen efficace de placer les ONG au centre de ces actions, et notamment au centre des flux financiers. Pour CI comme pour le WWF, la justification première des zones prioritaires est, en effet, l'efficacité financière. « Comment protéger le plus d'espèces possible par dollar investi » se demandent Myers et ses collègues en introduction à leur article sur les hotspots (Myers *et alii*, 2000, p. 853). Tandis que leurs confrères du WWF notent que « les fonds limités obligent la communauté conservationniste à être stratégique et à affecter le maximum de ressources à la protection dans des zones où la biodiversité est la plus représentative et la plus remarquable » (Olson, Dinerstein, 2002, p. 199). Ces remarques doivent être replacées dans le contexte d'une réduction des dépenses en faveur de la conservation de la biodiversité dans la décennie 1990, qui s'est néanmoins accompagnée d'une augmentation sensible des budgets des grosses ONG internationales. En 2002, les principaux organismes internationaux de conservation ont dépensé 2,2 milliards de dollars pour la biodiversité, dont 1,639 milliards par les ONG (Halpern *et alii*, 2006). On peut donc considérer que la biodiversité ne reçoit pas encore les financements nécessaires à sa sauvegarde (Pearce, 2005), mais la place des ONG dans cette économie ne peut être sous-évaluée. L'étude menée par Halpern, qui cherchait à définir si les systèmes de priorisation déterminaient géographiquement les

financements, est néanmoins tombée sur un problème sérieux. Parmi les huit organismes consultés, deux n'étaient pas en mesure de préciser où étaient dirigés leurs financements : CI et le WWF, c'est-à-dire ceux qui précisément produisent ces méthodes. Si on ne connaît pas les raisons qui empêchent CI de fournir ces données, on sait que la base de données du WWF, qui recense l'ensemble des projets par pays, existe et a déjà été utilisée (Chartier, 2002). Il s'agit donc très certainement d'un choix politique de la part de cet organisme, même si le WWF affirme « travailler à améliorer son système » (Halpern *et alii*, 2006, p. 60). La question de l'allocation des ressources sur le terrain apparaît alors marginale par rapport aux enjeux de captation des fonds par les organismes de conservation que les priorisations sont censées favoriser. En ce sens, les récents développements d'une cartographie mondiale prenant en compte les coûts économiques liés à la conservation (Naidoo *et alii*, 2006 ; Naidoo, Iwamura, 2007 ; Underwood *et alii*, 2008) ne sont conçus par leurs promoteurs que comme une maximisation des retours sur investissement faits par les grands organismes de conservation et aucunement comme un début de prise en compte de la complexité des réseaux économiques et politiques qui interviennent dans les mesures de conservation.

Le paysage des politiques de conservation qui se dessine à l'échelle mondiale s'apparente dès lors davantage à un champ de bataille entre grands organismes qu'à une entente cordiale justifiée par l'urgence à sauver la biodiversité. Des appels à la coordination et la coopération ont été lancés très tôt dans l'histoire des priorisations, qui constataient que « différents programmes de priorisation avec des objectifs comparables sont menés [par plusieurs ONG. Et que ces programmes] sont tous très coûteux, nécessitent des projets indépendants pour collecter les données, effectuer les analyses, publier et diffuser les produits [Et que les résultats de ces programmes] sont redondants et génèrent plus de compétition que de complémentarités dans la définition des objectifs » (Mace *et alii*, 2000, p. 393). Malgré ces constats, la rivalité entre ONG n'a pas cessé, et les tentatives d'agrégation des méthodes suivent encore des logiques institutionnelles, comme lorsque CI a officialisé son approche par *wilderness areas* destinée à compléter la priorisation par hotspots, plutôt que de participer directement à d'autres méthodes (Mittermeier *et alii*, 2003). L'évidente difficulté à prendre en compte l'ensemble de la biodiversité (échelle considérée, taxons étudiés, interactions entre écorégions, etc.) justifie la multiplication des études, qui s'opposent et s'accumulent dans des revues scientifiques aux « facteurs d'impact » à deux chiffres, sans que des décisions de coordination soient prises entre ONG. Et la prise en compte des coûts économiques des mesures de protection dans la définition des zones prioritaires (Naidoo *et alii*, 2006) n'apparaît pas non plus susceptible de sortir de cette logique de conflits inter-institutionnels. Au contraire, ces nouvelles méthodes sont développées en concurrence avec les précédentes (Underwood *et alii*, 2008).

CONCLUSION

Dans un contexte de très forte érosion de la biodiversité, la consolidation d'un savoir scientifique directement applicable par les politiques et les gestionnaires des espaces protégés est très certainement un atout. Mais la délimitation, la formulation et la médiatisation de ce savoir sont en eux-mêmes des enjeux de pouvoir. Près de quarante ans après l'émergence d'une écologie conçue comme science de l'homme et de la nature (Deléage, 1991), et de la problématisation des interactions entre dynamiques sociales et politiques de conservation, la diffusion d'un discours global organisé sur l'efficacité économique et l'intégrité écologique doit donc être appréhendée dans toute l'épaisseur de ses incidences sociales, économiques et politiques.

À ce titre, les oublis des méthodes de priorisation quant à l'impact des corps sociaux sur la conservation, depuis les savoir-faire locaux jusqu'aux systèmes sociotechniques globaux, apparaissent particulièrement troublants. Alors qu'il est urgent d'arriver à distinguer dans ces « pratiques anthropiques » ce qui peut participer à la protection de la biodiversité de ce qui concourt manifestement à sa destruction, en ne rejetant pas l'intégralité des actions humaines comme éléments nocifs à la biodiversité, le silence des grandes ONG est assourdissant. En ce sens, dans la logique d'une globalisation du suivi de la biodiversité, la constitution d'outils d'évaluation des dynamiques socio-environnementales pourrait constituer une étape majeure pour l'avenir de la biodiversité, mais cette étape ne semble pas devoir émerger au sein des grands organismes qui font aujourd'hui les politiques de conservation. Alors que la vague participationniste et les expériences de gestion communautaire avaient semblé ouvrir la conservation aux problématiques d'interconnexion entre sociétés et natures, le récent développement des méthodes de priorisation signe le retour à une approche purement écologique où l'État et les sociétés locales sont marginalisés au profit des grandes ONG de conservation. Aujourd'hui comme hier, la place de l'humain – depuis l'utilisateur local de la ressource jusqu'aux institutions mondiales de conservation – dans la nature semble toujours poser autant problème à ceux qui prétendent être les plus proches d'elle.

BIBLIOGRAPHIE

Amelot X., André-Lamat V., 2009, « La nature enfermée ou l'aire protégée comme norme de protection d'un bien commun menacé », *Géographie et Cultures*, n° 69, pp. 81-96.

Brechin S. R., Wilshusen P. R., Fortwangler C. L., West P. C. (dir.), 2003, *Contested Nature. Promoting International Biodiversity with Social*

Justice in the Twenty-First Century, New York, State University of New York Press, 321 p.

Brooks T. M. *et alii*, 2004, « Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is it Enough? », *Bioscience*, 54, 12, pp. 1081-1091.

- Brooks T. M. *et alii*, 2006, « Global Biodiversity Conservation Priorities », *Science*, 313, 5783, pp. 58-61.
- Chapin M., 2004, « A Challenge to Conservationists », *Worldwatch Magazine*, novembre / décembre, pp. 17-31.
- Chartier D., 2002, *Le rôle de Greenpeace et du WWF dans la résolution des problèmes environnementaux. Quel espace politique pour quelles ONG ?*, Thèse de géographie, Université d'Orléans, 414 p.
- Deléage J.-P., 1991, *Histoire de l'écologie. Une science de l'homme et de la nature*, Paris, La découverte, 330 p.
- Dinerstein E., Olson D. M., Graham D. J., 1995, *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*, Washington D. C., World Bank, 129 p.
- Dudley N. (dir.), 2008, *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, Gland, IUCN, 86 p.
- Dumoulin D., Rodary E., 2005, « Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité » in Aubertin C. (dir.), *Représenter la nature ? ONG et biodiversité*, Paris, 2^e édition de l'IRD, pp. 59-98.
- Grove R. H., 1995, *Green Imperialism. Colonial Expansion, Tropical Island Edens and the Origins of Environmentalism 1600-1860*, Cambridge, Cambridge University Press, 540 p.
- Halpern B. S. *et alii*, 2006, « Gaps and Mismatches between Global Conservation Priorities and Spending », *Conservation Biology*, 20, 1, pp. 56-64.
- Hoekstra J. M., Boucher T. M., Ricketts T. H., Roberts C., 2005, « Confronting a Biome Crisis: Global Disparities of Habitat Loss and Protection », *Ecology Letters*, 8, 1, pp. 23-29.
- Kareiva P., Marvier M., 2007, « Conservation for the People », *Scientific American*, 297, 4, pp. 50-57.
- Le Prestre P., 2005, *Protection de l'environnement et relations internationales. Les défis de l'écopolitique mondiale*, Paris, Armand Colin, 477 p.
- Locke H., Dearden P., 2005, « Rethinking Protected Area Categories and the New Paradigm », *Environmental Conservation*, 32, 1, pp. 1-10.
- Mace G. M. *et alii*, 2000, « It's Time to Work Together and Stop Duplicating Conservation Efforts », *Nature*, 405, 6785, pp. 393-393.
- Margules C. R., Pressey R. L., 2000, « Systematic Conservation Planning », *Nature*, 405, 6783, pp. 243-253.
- MEA, 2005, *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*, Washington D. C., World Resources Institute, 88 p.
- Mittermeier R. A. *et alii*, 2003, « Wilderness and Biodiversity Conservation », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100, 18, pp. 10309-10313.
- Myers N., 1988, « Threatened Biotas: "Hot Spots" in Tropical Forests », *The Environmentalist*, 8, 3, pp. 187-208.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., da Fonseca G. A. B., Kent J., 2000, « Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities », *Nature*, 403, 6772, pp. 853-858.
- Naidoo R., Balmford A., Ferraro P. J., Polasky S., Ricketts T. H., Rouget M., 2006, « Integrating Economic Costs into Conservation Planning », *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 12, pp. 681-687.
- Naidoo R., Iwamura T., 2007, « Global-Scale Mapping of Economic Benefits from Agricultural Lands: Implications for Conservation Priorities », *Biological Conservation*, 140, 1-2, pp. 40-49.
- Nash R., 1967, *Wilderness and the American Mind*, New Haven, Yale University Press, 256 p.
- O'Connor C., Marvier M., Kareiva P., 2003, « Biological vs. Social, Economic and Political Priority-Setting in Conservation », *Ecology Letters*, 6, 8, pp. 706-711.

- Olson D. M., Dinerstein E., 2002, « The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation », *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 2, pp. 199-224.
- Orme C. D. L. *et alii*, 2005, « Global Hotspots of Species Richness are not Congruent with Endemism or Threat », *Nature*, 436, 7053, pp. 1016-1019.
- Pearce D., 2005, « Paradoxes in Biodiversity Conservation », *World Economics*, 6, 3, pp. 57-69.
- Pressey R. L., Cabeza M., Watts M. E., Cowling R. M., Wilson K. A., 2007, « Conservation Planning in a Changing World », *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 11, pp. 583-592.
- Pyke C. R., 2007, « The Implications of Global Priorities for Biodiversity and Ecosystem Services Associated with Protected Areas », *Ecology and Society*, 12, 1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss11/art14/>
- Redford K. H. *et alii*, 2003, « Mapping the Conservation Landscape », *Conservation Biology*, 17, 1, pp. 116-131.
- Rodary E., Milian J., 2008, « Extension et diversification des aires protégées : rupture ou continuité ? » in Aubertin C., Rodary E. (dir.), *Aires protégées, espaces durables ?*, Paris, Éditions de l'IRD, pp. 33-53.
- Rodary E., 2007, « La gouvernance de la biodiversité et le développement » in Jacquet P., Tubiana L. (dir.), *Regards sur la Terre. Biodiversité, nature et développement*, Paris, Presses de Science Po, pp. 137-152.
- Rodrigues A. S. L. *et alii*, 2004a, « Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network », *Bioscience*, 54, 12, pp. 1092-1100.
- Rodrigues A. S. L. *et alii*, 2004b, « Effectiveness of the Global Protected Area Network in Representing Species Diversity », *Nature*, 428, 6983, pp. 640-643.
- Scott J.M. *et alii*, 1993, « Gap Analysis: a Geographic Approach to Protection of Biological Diversity », *Wildlife Monographs*, 123, pp. 3-41.
- Terborgh J., van Schaik C., Davenport L., Rao M. (dir.), 2002, *Making Parks Work. Strategies for Preserving Tropical Nature*, Washington D. C., Island Press, 511 p.
- Udvardy M. D. F., 1975, *A Classification of the Biogeographical Provinces of the World*, Morges, IUCN, 49 p.
- Underwood E. C. *et alii*, 2008, « Protecting Biodiversity when Money Matters: Maximizing Return on Investment », *PLOS One*, 3, 1, art. e1515.
- UNEP, 2005, *Assessment of Environmental « Hot Spots » in Iraq*, Nairobi, UNEP, 164 p.
- Vivien F.-D., 2005, *Le développement soutenable*, Paris, La découverte, 122 p.
- Wallington T. J., Hobbs R. J., Moore S. A., 2005, « Implications of Current Ecological Thinking for Biodiversity Conservation: a Review of the Salient Issues », *Ecology and Society*, 10, 1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss11/>
- West P., Brockington D., 2006, « An Anthropological Perspective on Some Unexpected Consequences of Protected Areas », *Conservation Biology*, 20, 3, pp. 609-616.
- Wunder S., 2005, *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*, Jakarta, CIFOR, Occasional Paper n° 42, 25 p.