

Aires protégées espaces durables ?

Éditeurs scientifiques

Catherine AUBERTIN
Estienne RODARY

Aires protégées, espaces durables ?

Objectifs Suds

Les défis du développement

Collection généraliste consacrée aux grandes questions contemporaines relatives au développement et à l'environnement. À travers des synthèses ou des éclairages originaux, elle rend compte des recherches pluridisciplinaires menées par l'IRD en partenariat avec les pays du Sud pour répondre aux défis de la mondialisation et mettre en œuvre les conditions du co-développement.

L'IRD souhaite ainsi répondre aux attentes d'un large public en lui offrant le résultat des réflexions des chercheurs et en l'informant de manière rigoureuse sur les grands enjeux contemporains.

Directeur de collection : Benoît Antheaume
benoit.antheaume@ird.fr

Derniers volumes parus :

Les marchés de la biodiversité

C. AUBERTIN, F. PINTON, V. BOISVERT (éd.)

Le monde peut-il nourrir tout le monde ?

Sécuriser l'alimentation de la planète

B. HUBERT, O. CLÉMENT (éd.)

La mondialisation côté Sud

Acteurs et territoires

J. LOMBARD, E. MESCLIER, S. VELUT (éd.)

ONG et biodiversité

Représenter la nature ?

C. AUBERTIN (éd.)

Le territoire est mort

Vive les territoires !

B. ANTHEAUME, F. GIRAUT (éd.)

Les virus émergents

J.-F. SALUZZO, L. VIDAL, J.-P. GONZALEZ

Développement durable

Doctrines, pratiques, évaluations

J.-Y. MARTIN (éd.)

Aires protégées, espaces durables ?

Éditeurs scientifiques

Catherine AUBERTIN

Estienne RODARY

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE
POUR LE DÉVELOPPEMENT

Marseille, 2008

Préparation éditoriale, coordination, fabrication
Corinne Lavagne

Mise en page
Bill Production

Maquette de couverture
Maquette intérieure
Aline Lugand – Gris Souris

La loi du 1^{er} juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD, 2008

ISBN : 978-2-7099-1651-6

Sommaire

Présentation des auteurs	7
L'action transdépartementale incitative (ATI) « aires protégées » de l'IRD (2004-2006)	13
Sigles utilisés	15
Introduction	
Le développement durable, nouvel âge de la conservation.....	17
<i>Catherine AUBERTIN, Florence PINTON et Estienne RODARY</i>	
Partie 1	
Redéfinitions des aires protégées	29
Chapitre 1	
Extension et diversification des aires protégées : rupture ou continuité ?	33
<i>Estienne RODARY et Johan MILIAN</i>	
Chapitre 2	
Aires marines protégées et gouvernance : contributions des disciplines et évolution pluridisciplinaire	55
<i>Christian CHABOUD, Florence GALLETI, Gilbert DAVID, Ambroise BRENIER, Philippe MÉRAL, Fano ANDRIAMAHEFAZAFY et Jocelyne FERRARIS</i>	
Partie 2	
De nouveaux outils ?	83
Chapitre 3	
Les corridors, passage obligé ? L'exemple malgache	89
<i>Stéphanie M. CARRIÈRE, Dominique HERVÉ, Fano ANDRIAMAHEFAZAFY et Philippe MÉRAL</i>	
Chapitre 4	
Les aires protégées dans la mise en place des réseaux écologiques. Gestion globale de la nature ou gestion des institutions de conservation ?	113
<i>Marie BONNIN</i>	

Chapitre 5

**Le financement des aires protégées à Madagascar :
de nouvelles modalités** 135

*Philippe MÉRAL, Géraldine FROGER,
Fano ANDRIAMAHEFAZAFY et Ando RABEARISOA*

Partie 3

Les nouveaux territoires de la conservation 157

Chapitre 6

**La création du parc amazonien de Guyane :
redistribution des pouvoirs, incarnations du « local »
et morcellement du territoire** 163

Catherine AUBERTIN et Geoffroy FILOCHE

Chapitre 7

**Territorialités amérindiennes et Terres indigènes
en Amazonie brésilienne : continuité ou rupture ?** 187

*Bruce ALBERT, Pascale DE ROBERT,
Anne-Élisabeth LAQUES et François-Michel LE TOURNEAU*

Chapitre 8

**Pastoralisme et aires protégées d'Afrique de l'Ouest
en regard de l'Afrique de l'Est** 215

Jean BOUTRAIS

Conclusion

Les aires protégées à l'aune de la mondialisation 247

Hervé RAKOTO RAMIARANTSOA et Estienne RODARY

Présentation des auteurs

Bruce Albert

bruce.albert@ird.fr

anthropologue, directeur de recherche à l'IRD, travaille depuis 1975 sur divers domaines de l'ethnographie des Indiens Yanomami au Brésil (organisation sociale et rituelle, ethnogéographie et changement social). Il s'intéresse aux associations amérindiennes et aux politiques de développement durable local en Amazonie. Il a publié de nombreux articles et ouvrages sur les Yanomami, la situation des Indiens d'Amazonie brésilienne et l'éthique de la recherche anthropologique.

Fano Andriamahefazafy

fanoandriamahefazafy@yahoo.fr

économiste, chercheur au Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement et le développement – Madagascar (C3ED-M). Ses travaux portent sur l'évaluation des actifs et projets environnementaux, les méthodes d'aide à la décision, l'analyse des politiques publiques environnementales dans le contexte de l'aide au développement et l'application de l'économie de proximité à l'analyse de la structuration paysanne.

Catherine Aubertin

catherine.aubertin@ird.fr

économiste, directrice de recherche à l'IRD, responsable du pôle Politiques de l'environnement d'Orléans (UR 199). Ses recherches portent sur la mobilisation des concepts et théories économiques dans le cadre du développement durable. Elle a publié de nombreux articles et ouvrages, parmi lesquels : *Les enjeux de la biodiversité* (avec F.-D. Vivien, Economica, 1998), et comme éditrice : *Représenter la nature ? ONG et biodiversité* (IRD Éditions, 2005), *Les marchés de la biodiversité* (avec F. Pinton et V. Boisvert, IRD Éditions, 2007).

Marie Bonnin

marie.bonnin@ird.fr

juriste, est chargée de recherche à l'IRD. Ses travaux portent sur la dimension juridique des politiques de corridors écologiques à l'échelle internationale, notamment en l'Europe et en Amérique latine. Elle a publié le rapport sur l'état d'avancement du réseau écologique paneuropéen aux éditions du Conseil de l'Europe (Coll. Sauvegarde de la nature, 2007).

Jean Boutrais

jeanboutrais@hotmail.com

est géographe de l'IRD (UR 200), spécialiste des sociétés pastorales en Afrique de l'Ouest. Ses recherches principales ont porté sur les éleveurs des plateaux du Cameroun (*Hautes terres d'élevage au Cameroun*, 1996). Il a également effectué des recherches en Centrafrique (*Des Peuls en savanes humides ; développement pastoral dans l'Ouest centrafricain*, 1988) et, récemment, au Niger. Il a été co-responsable du Greful (Groupe de recherches comparatives sur les sociétés peules) à l'EHESS (*Figures peules*, 1999). Il a co-édité plusieurs ouvrages collectifs : *L'homme et l'animal dans le bassin du lac Tchad* (IRD Éditions, 1999), *Patrimonialiser la nature tropicale ; dynamiques locales, enjeux internationaux* (IRD Éditions, 2002), *Patrimoines naturels au Sud ; territoires, identités et stratégies locales* (IRD Éditions, 2005).

Ambroise Brenier

brenier@lafiba.org

poursuit une spécialisation en océanologie. Accueilli par l'équipe de recherche de l'UR 128 de l'IRD, il réalise un doctorat en cotutelle entre l'université de Paris VI et l'université de Tuléar (Madagascar). L'objectif de cette recherche est d'évaluer le potentiel des suivis participatifs à fournir des informations utiles pour une gestion durable des ressources halieutiques en milieu corallien. Il a réalisé de nombreux stages dans des organismes internationaux (WWF, UNEP) ou nationaux (ONF, Diren). Il travaille depuis 2008 au sein de la Fondation internationale du Banc d'Arguin en Mauritanie.

Stéphanie Carrière

stephanie.carriere@ird.fr

est écologue à l'IRD (UR 199). Elle étudie l'influence des pratiques agricoles traditionnelles sur la dynamique des paysages en forêts tropicales, principalement en Afrique centrale et à Madagascar. Son travail sur le terrain porte également sur les savoirs et les usages locaux et sur la pertinence des concepts écologiques qui président à la construction des actions de conservation de la nature dans les pays en voie de développement. Elle a publié des articles et ouvrages sur ce sujet, notamment *Les orphelins de la forêt* (IRD Éditions, 2003).

Christian Chaboud

christian.chaboud@ird.fr

est économiste du développement à l'IRD, membre du Centre de recherche halieutique méditerranéenne et tropicale de Sète. Il a été coordinateur du programme soutenu par l'IFB « Enjeux économiques et sociaux de la biodiversité dans un contexte de grande pauvreté : le sud-ouest de Madagascar » et responsable de la composante économique du programme national de recherche crevettière à Madagascar. Il a co-édité plusieurs ouvrages collectifs sur les usages et la gestion des ressources renouvelables et de l'environnement : *Du bon usage des ressources renouvelables* (IRD Éditions, 2000), *La ruée vers l'or rose* (IRD Éditions, 2002), *Madagascar face aux enjeux du développement durable* (Karthala, 2007). Ses travaux de recherche portent en particulier sur les enjeux d'exploitation et de conservation des ressources et des écosystèmes marins.

Gilbert David

gilbert.david@la-reunion.ird.fr

géographe de la mer et des îles, est chargé de recherche à l'IRD, en affectation à la Réunion. Habilité à diriger des recherches, il est co-responsable de l'axe « Approche intégrée milieux/sociétés » de l'unité « Expertise et spatialisation des connaissances en environnement ». Ses travaux portent sur la gestion et la conservation de la biodiversité littorale, étudiée selon une perspective territoriale, dans l'océan Indien (Comores, Madagascar, Réunion) et en Mélanésie (Vanuatu).

Pascale de Robert

probert@mnhn.fr

anthropologue et écologue, est chargée de recherche à l'IRD. Elle s'intéresse à l'évolution des rapports nature/société dans les Andes et en Amazonie et travaille plus spécifiquement avec les Kayapó depuis 1998. Elle a mené des recherches sur les recompositions sociales et territoriales liées à l'exploitation ou à la conservation des ressources dans les terres indigènes, et participe actuellement à des programmes de recherche concernant l'agro-biodiversité et le développement durable chez les Kayapó.

Jocelyne Ferraris

jocelyne.ferraris@ird.fr

est directrice de recherche à l'IRD, responsable de l'UR128-CoReUs « Communauté récifales et usages des écosystèmes coralliens de l'Indo-Pacifique ». Spécialisée en analyse de données en écologie, ses travaux portent sur les interactions entre les ressources marines vivantes, leur environnement et leurs usages, notamment la pêche. Elle s'intéresse aux stratégies des acteurs par la typologie des activités et de leur impact sur les ressources et aux indicateurs de perturbations naturelles et anthropiques, telles que les aires marines protégées, en tant qu'outils d'aide à la gestion.

Geoffroy Filoche

geoffroy.filoche@ird.fr

juriste, est chargé de recherche à l'IRD (UR 199). Dans une démarche d'anthropologie juridique, il analyse les enjeux, modalités et limites de la participation des communautés autochtones à l'élaboration de normes locales de gestion des ressources naturelles. Il a notamment publié *Ethnodéveloppement, développement durable et droit en Amazonie*, Bruylant, 2007.

Géraldine Froger

geraldine.froger@c3ed.uvsq.fr

économiste, est maître de conférences HDR à l'université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, et chercheure au C3ED, UMR-IRD 063. Ses travaux portent sur l'interface entre économie et développement durable. A publié de nombreux articles dans des revues et ouvrages, a récemment coordonné *La mondialisation contre le développement durable ?* (PIE, Peter Lang, 2006) ainsi

que deux numéros de la revue *Mondes en Développement*, le premier avec F. Galletti, consacré aux regards croisés sur les aires protégées marines et terrestres (2007), le second, avec Ph. Méral, consacré à l'environnement et à la décentralisation dans les pays en développement (2008).

Florence Galletti

florence.galletti@ird.fr

est juriste à l'IRD. Affectée à Madagascar, elle est responsable du programme « Gouvernance environnement et développement durable en interdisciplinarités », et particulièrement du volet « Gouvernance et droit des ressources naturelles dans l'océan Indien » de ce programme développé par l'UMR C3ED 063.

Dominique Hervé

dominique.herve@ird.fr

est agronome. Chercheur à l'IRD, il a travaillé une vingtaine d'années sur l'agriculture andine de montagne et la dynamique des systèmes de culture à jachère. À Madagascar, ses recherches portent sur une autre transition agraire, de la forêt à l'agriculture, en utilisant des outils de modélisation. Il est responsable du programme MEM à Madagascar depuis 2007.

Anne-Élisabeth Laques

anne-elisabeth.laques@univ-avignon.fr

est géographe, maître de conférences à l'université d'Avignon et détachée auprès de l'IRD depuis 2004. Spécialiste en analyse du paysage, elle utilise les images de satellite à différentes échelles pour définir les indicateurs de dynamiques socio-environnementales et les mettre en carte. Elle travaille notamment sur des territoires peu renseignés, comme les terres indigènes, ou soumis à des transformations rapides, comme les fronts de colonisation.

François-Michel Le Tourneau

fmltosny@gmail.com

géographe, chargé de recherche au CNRS, travaille au Credal (UMR 7169) et est actuellement chercheur invité à l'université de Brasilia. Il est spécialisé dans l'étude des dynamiques territoriales de l'Amazonie brésilienne et travaille principalement sur les populations traditionnelles et leurs pratiques spatiales.

Philippe Méral

philippe.meral@ird.fr

économiste, est chercheur à l'IRD (UR 199). Spécialisé en économie de l'environnement et des ressources naturelles, il a été en charge d'un programme de recherche portant sur la politique environnementale et la gestion locale de l'environnement à Madagascar (2001-2005). A récemment publié avec C. Chaboud et G. Froger, *Madagascar face aux enjeux du développement durable* (Karthala, 2006) ainsi qu'avec C. Castellanet et R. Lapeyre, *La gestion concertée des ressources naturelles : l'épreuve du temps* (Karthala/Gret, 2007).

Johan Milian

milian@univ-tlse2.fr

est géographe et chargé d'études à l'université de Toulouse-le Mirail. Ses travaux portent principalement sur les interfaces entre enjeux de gestion de l'environnement, gouvernance territoriale et dynamiques du développement dans les zones de montagne. Il est l'auteur de plusieurs articles sur les problématiques de la mise en œuvre et de l'intégration territoriale des politiques de conservation en France, en Espagne et au Maroc.

Florence Pinton

florence.pinton@ird.fr

est sociologue de l'environnement, professeure à AgroParisTech, chercheuse associée au pôle Politiques de l'environnement d'Orléans (UR 199). Elle s'intéresse aux dispositifs d'action collective et de construction de territoires et de normes liées à l'application des politiques publiques. Elle a notamment édité *La construction du réseau Natura 2000 en France* (La Documentation Française, 2006) et, avec C. Aubertin et V. Boisvert, *Les marchés de la biodiversité* (IRD Éditions, 2007).

Ando Rabearisoa

andolandi@yahoo.fr

est doctorante en économie à l'université de Versailles Saint-Quentin. Ses recherches portent sur la problématique de l'évaluation économique des ressources naturelles, en particulier les ressources au sein des aires protégées, dans des contextes où l'économie rurale est faiblement monétarisée. Elle s'intéresse particulièrement au rôle des communautés locales dans la gestion des ressources naturelles.

Hervé Rakoto Ramiarantsoa

herve.rakoto@ird.fr

est géographe, professeur à l'université de Poitiers et en accueil auprès de l'IRD (UR 199) depuis 2007. Ses recherches portent sur la connaissance et la compréhension des relations que les sociétés tissent avec leurs territoires selon trois axes : la gestion des « ressources naturelles », les recompositions spatiales liées aux politiques environnementales, les dynamiques des sociétés rurales. Il a notamment coordonné avec A. Guédez l'ouvrage collectif *Représentations de l'environnement et construction des territoires : dialogue des disciplines* (MSHS Poitiers, 2005).

Estienne Rodary

estienne.rodary@ird.fr

est géographe, chargé de recherche à l'IRD (UR 199), spécialiste des politiques d'environnement. Ses recherches portent sur la gestion des ressources naturelles et des aires protégées, à la fois dans les cosmopolitiques à l'échelle globale et dans la construction de territoires transnationaux en Afrique australe. Il a notamment co-édité *Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ?* (Karthala, 2003).

L'action transdépartementale incitative (ATI) « aires protégées » de l'IRD (2004-2006)

La création de l'action transdépartementale incitative (ATI) « Aires protégées » en 2004 avait pour ambition de constituer un réseau d'excellence de recherche interdisciplinaire sur les aires protégées, afin d'évaluer l'inscription des politiques de conservation de la biodiversité dans le référentiel du développement durable, tant au niveau global qu'au niveau local.

L'ATI a permis à l'Institut de recherche pour le développement (IRD) de valoriser la diversité de ses implantations et de renforcer ses coopérations internationales, comme celle des appartenances disciplinaires de ses chercheurs, pour décliner le problème de la conservation sous des angles à la fois biologiques, sociaux et politiques. Une vingtaine d'unités de recherche, ainsi que leurs partenaires, ont participé à cette approche comparative et prospective.

Trois questions transversales ont structuré les travaux de l'ATI :

- les enjeux biologiques de la conservation et notamment l'utilisation des nouveaux outils tels les réseaux écologiques, les corridors, l'organisation à l'échelle régionale d'infrastructures écologiques, etc. ;
- l'intégration des activités humaines dans la conservation, en particulier les dynamiques de participation et de prise en compte des savoirs locaux ;
- les convergences et les tensions qui s'affirment entre les exigences du développement durable et la définition des objets et objectifs de la conservation.

Les problématiques de recherche ont systématiquement réuni des chercheurs de différentes disciplines et, la plupart du temps, ont permis de comparer plusieurs types d'écosystèmes dans différentes régions tropicales : l'Amazonie (Brésil et Guyane en particulier), les savanes africaines (Afrique de l'Ouest et Afrique de l'Est),

Madagascar, ainsi que de nombreuses aires marines protégées. Les échanges internes aux équipes et entre groupes de recherche ont permis aux études de terrain d'être évaluées et mises en perspective à l'échelle internationale avec les grandes orientations des politiques environnementales.

La conduite de l'ATI a nourri des formations universitaires et des restitutions auprès des gestionnaires des aires protégées. Plusieurs colloques ont été organisés et différentes actions de valorisation ont été entreprises, dont le présent ouvrage constitue un volet. Il a été construit à partir d'articles de synthèse, retenus parmi de nombreuses autres contributions à l'ATI et retravaillés afin d'éclairer le rôle des aires protégées comme zones d'expérimentation du développement durable.

Catherine Aubertin,
Florence Pinton
et Estienne Rodary

Sigles utilisés

AMP : Aire marine protégée

Angap : Association nationale pour les aires protégées
(Madagascar)

APMC : Aire protégée marine et côtière

Asean : Association des nations de l'Asie du Sud-Est

CCPY : Comissão Pró-Yanomami (Brésil)

CDB : Convention sur la diversité biologique

CI : Conservation International

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation
et l'agriculture

FAPB : Fondation pour les aires protégées et la biodiversité
(Madagascar)

FEM : Fonds pour l'environnement mondial

Funai : Fundação nacional do Índio
(Fondation nationale de l'Indien – Brésil)

Funasa : Fondation nationale de santé (Brésil)

OIT : Organisation internationale du travail

ONG : Organisation non gouvernementale

ONU : Organisation des Nations unies

OTCA : Organisation du traité de coopération amazonienne

PNAE : Plan national d'action environnementale (Madagascar)

SAPM : Système d'aires protégées malgache

TIK : Terre indigène Kayapó (Brésil)

TIY : Terre indigène Yanomami (Brésil)

TNC : The Nature Conservancy

UICN : Union mondiale pour la nature

UICN-WCPA : Commission mondiale des aires protégées de l'UICN

Unesco : Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture

Usaid : Agence des États-Unis pour le développement international

WCMC : World Conservation Monitoring Center

WCS : Wildlife Conservation Society

WDPA : World Database on Protected Areas

WWF : World Wide Fund For Nature

ZDUC : Zone de droits d'usage collectifs (Guyane française)

ZLA : Zone de libre adhésion (Guyane française)

Zovic : Zone villageoise d'intérêt cynégétique (Burkina Faso)

Introduction

Le développement durable, nouvel âge de la conservation

Catherine AUBERTIN

Florence PINTON

Estienne RODARY

Depuis l'avènement du développement durable, la place des aires protégées dans les politiques d'environnement nourrit des débats animés et parfois violents. Principal objet des politiques de conservation tout au long du xx^e siècle, alors que la protection de la nature restait un enjeu marginal relégué à des réserves périphériques, les aires protégées du Nord et du Sud se sont retrouvées récemment au centre d'un enjeu qui les dépasse et qui concerne désormais la gestion de l'ensemble des territoires de la planète. Il s'agit d'évaluer si l'environnement s'impose comme référentiel global des politiques publiques, ou s'il reste au contraire secondaire face aux nécessités du développement économique et de l'exploitation des ressources. Appliqué aux aires protégées, le débat revient à apprécier si celles-ci ont vocation à devenir l'outil des politiques de développement durable, ou si elles doivent au contraire se cantonner à un rôle plus restreint de protection d'une biodiversité « remarquable ». Cet ouvrage veut répondre à cette question en évaluant dans quelle mesure les aires protégées s'affirment comme des zones d'expérimentation du développement durable.

Le milieu de la conservation de la nature a été à l'origine de la notion de développement durable. On ne s'étonnera donc pas que les politiques de conservation partagent l'ambiguïté de ce projet alternatif. Le développement durable a permis de défendre et de structurer les grandes modifications et les avancées de ces dernières décennies en matière de politiques d'environnement, des projets participatifs des années 1980 aux approches régionales et mondiales initiées dans les années 1990 et jusqu'aux tentatives de

« retour aux barrières », mouvement de retour à la conservation stricte dans des espaces clos, du début des années 2000.

Ces orientations sont des choix politiques, c'est-à-dire qu'elles répondent tout autant à des constats pragmatiques qu'à l'évolution des représentations des acteurs de la conservation. D'une part, les politiques publiques de conservation se sont complexifiées face à la recomposition des objets d'intervention et des catégories d'acteurs. Ces trente dernières années sont bien celles d'une ouverture du secteur historique de la conservation vers la société, c'est-à-dire d'une reconfiguration des formes classiques du « champ » de la conservation, au sein duquel l'intrusion de nouveaux acteurs et les nouveaux rapports de force sont des enjeux en tant que tels. D'autre part, les tentatives d'articulations d'échelles entre local et global provoquent également d'importantes redéfinitions de méthodes et d'outils. Les politiques publiques nationales doivent maintenant intégrer des facteurs internationaux ou transnationaux qui peuvent invalider en partie les approches classiques de la protection ou déplacer le regard sur d'autres caractéristiques à valoriser, comme la connectivité des espaces pour favoriser les flux, les liaisons et les mises en réseaux, ou la prise en compte du réchauffement climatique.

Il est acquis aujourd'hui que des aires protégées peuvent soutenir des activités marchandes comme l'artisanat ou l'écotourisme au niveau local, mais aussi au niveau international, comme les services environnementaux liés à la préservation de la biodiversité et à la capacité de stockage du carbone. Comme, par ailleurs, il est reconnu que les politiques de conservation peuvent concerner des espaces extérieurs aux aires protégées, un scénario extrême pourrait être celui de la disparition du statut des aires protégées grâce à la généralisation des objectifs du développement durable... Les questions qui se posent actuellement ne concernent plus uniquement les spécialistes de la protection de la « nature », qui n'ont plus la légitimité suffisante pour définir et appliquer seuls les actions de conservation.

Dans cette introduction, nous rappelons les grandes orientations de la conservation : l'invention des parcs et leur consolidation dans le cadre étatique, puis les expériences participatives, et plus récemment les tentatives de retour à une conservation stricte. Les problématiques qui traversent l'ensemble des textes de cet ouvrage ont en

effet en toile de fond les débats et les orientations qui ont façonné le monde de la conservation depuis maintenant plus d'un siècle.

Les grandes orientations de la conservation

Le succès des aires protégées est tel qu'aujourd'hui, elles peuvent être considérées comme l'un des principaux agents d'aménagement de la planète, occupant 12 % des terres émergées et une surface d'aires marines en croissance exponentielle. Pourtant, la protection de la nature est une invention occidentale relativement récente quant aux modèles qui lui sont associés. Son histoire est liée aux représentations de la nature par différents groupes sociaux dont les stratégies d'appropriation de l'espace ont été le plus souvent conflictuelles.

L'invention des parcs

C'est depuis le XIX^e siècle que l'on s'est employé à protéger la nature en Amérique du Nord et en Europe. Deux grandes traditions protectrices s'y sont attachées : les associations de protection de la nature et le corps forestier, l'un des marqueurs les plus notables de l'espace.

En Amérique du Nord, les descendants des colons ont cherché à protéger ce qui subsistait de nature inviolée (la *wilderness*), essentiellement des forêts. Les premiers parcs apparaissent avec la création de Yellowstone en 1872, pour conserver en mémoire la nature sauvage et le paysage tels qu'ils se présentaient aux Américains blancs. La rencontre des Européens avec les tropiques a également fondé des politiques basées sur un souci protectionniste (GROVE, 1995). Dans de nombreuses possessions britanniques (Canada, Australie, Nouvelle-Zélande, Inde, Afrique du Sud), des aires protégées sont créées dès la fin du XIX^e siècle. En réalité, lorsque les premiers colons arrivent en Amérique ou dans les tropiques, les terres sauvages qu'ils convoitent ne sont évidemment pas désertes, mais le mythe de la *wilderness* a constitué un pan des stratégies d'appropriation de l'espace et de contrôle des populations autochtones.

Le mouvement en faveur de la protection de la nature se scinde à la fin du XIX^e entre les partisans de la préservation et ceux de la conser-

vation (LARRÈRE et LARRÈRE, 1997). Les premiers militent pour une sanctuarisation complète des espaces naturels remarquables. Les seconds appellent à une exploitation raisonnable de ressources utiles en proposant la constitution de réserves pour assurer l'avenir. Conserver, défendent-ils, c'est faire « bon usage de la nature ». Ces deux courants se voient marginalisés par les dynamiques capitalistes d'exploitation des ressources naturelles. Cette marginalisation va fonder un « secteur » de la protection de la nature dont l'action est restreinte à des réserves et à des parcs, d'autant plus isolés qu'ailleurs la transformation des milieux est importante.

Dans les vieilles civilisations rurales de l'Europe et du bassin méditerranéen, la protection de la nature sauvage, cette nature « climax », ne peut concerner que des petits lambeaux disséminés au sein de pays largement anthropisés. Il s'agit de protéger des espèces menacées, des milieux remarquables, des paysages pittoresques. Au début du *xx^e* siècle, les forestiers et les associations de tourisme se joignent aux naturalistes pour devenir les promoteurs de la protection de la nature et contribuer à l'avènement d'une politique nationale dans ce domaine (SELMI, 2006). La mission de conservation attribuée à l'État relève donc de l'utilité publique. Elle se veut à la fois restauratrice, nationaliste et rentabilisatrice (VIARD, 1990). À défaut de pouvoir s'accorder sur la création de parcs nationaux sur le territoire métropolitain, les Français exportent leurs idées dans les colonies françaises (Indochine, Afrique occidentale et équatoriale française, Madagascar) à partir de 1925, faisant de celles-ci des lieux d'expérimentation (BERDOULAY et SOUBEYRAN, 2000).

Le concept de parc est aussi adopté par des pays relativement vastes, aux espaces considérés comme peu perturbés par les activités humaines. C'est le cas du Brésil, où les politiques préservationnistes se développent timidement à partir des années 1930 pour sauvegarder ce qu'elles considèrent comme un patrimoine national. Les premières aires protégées sont créées dans le sud urbanisé du pays et suivent ensuite le mouvement d'expansion de la société nationale (BARRETO FILHO, 2004). Étroitement liées à l'avancée des zones d'occupation pionnière, elles épousent le modèle de protection intégrale excluant les populations locales. Les conflits entre populations locales et espaces protégés se multiplient alors à l'échelle de la planète, remettant en cause la légitimité de ces procédures.

En France, les premières règles relatives à l'expropriation pour cause d'utilité publique sont votées en 1958 et le premier parc national, la Vanoise, est créé en 1961. Conçue autour d'un noyau dur, une zone centrale protégée des activités humaines est isolée de l'extérieur par des zones périphériques. La mise en œuvre de ce modèle assimile les espaces protégés à des sanctuaires uniquement accessibles aux scientifiques. La crise vécue ensuite par la société rurale du fait de la modernisation de l'agriculture et du développement industriel, l'impulsion donnée à l'aménagement du territoire et enfin la mobilisation de scientifiques aux côtés des associations de protection de la nature font évoluer le concept d'espaces protégés. On reconnaît enfin que l'existence des espaces ou espèces protégés peut être liée à des pratiques agricoles, pastorales ou encore sylvicoles. L'invention, en 1967, des parcs naturels régionaux (PNR) en rupture avec le modèle du parc national en a été la première manifestation. Le PNR devient un outil d'aménagement du territoire et de protection dont l'initiative revient aux élus locaux. C'est à cette époque que les préoccupations environnementales se rapprochent de l'idéologie développementaliste sur la scène politique internationale, au point de changer la teneur des grandes lignes directrices du mouvement mondial de la conservation.

Le tournant de la gestion participative

Les années 1970 sont une période de remise en question. La gestion étatique de la biodiversité a, dans de nombreux cas, conduit à de graves crises de la conservation, à la fois sociales et écologiques, et à des critiques très virulentes vis-à-vis de ces modes de gestion de la nature. *La Stratégie mondiale de la conservation*, éditée en 1980 par l'UICN, le WWF et le PNUE, tente de répondre à ces critiques et il est le premier document international à utiliser le terme de développement durable (VIVIEN, 2005). Les premières expériences de gestion participative des ressources naturelles dans les pays du Sud et les négociations entre l'Unesco et les gouvernements nationaux pour la délimitation des réserves de biosphère dans le cadre du programme *Man and the Biosphere* vont renouveler l'ensemble des objectifs et des modes de fonctionnement de la conservation. Il s'agit de confier la gestion des ressources à des acteurs locaux, en présentant les identités communautaires et les

intérêts économiques privés comme des leviers au service de la conservation. Cette évolution caractérise un changement radical dans la perception des rapports entre les activités humaines et la permanence de la nature. Au début des années 1990, les sciences sociales participent à ce mouvement en faisant reconnaître le rôle des connaissances traditionnelles sur les écosystèmes locaux, tandis que la Convention sur la diversité biologique légitime la nécessité d'un profond renouvellement des modèles d'espaces protégés en promouvant la gestion au niveau de l'écosystème, et non plus de l'espèce. Il ne s'agit plus de « geler » la nature dans des sanctuaires, mais de préserver la potentialité évolutive des processus écologiques tout en maintenant certaines pratiques humaines permettant aux populations de tirer des avantages de leurs efforts de conservation. Les aires protégées doivent être intégrées à des territoires occupés et aménagés par les sociétés. Des programmes de conservation allant dans ce sens sont mis en place dès les années 1980. Les expressions les qualifiant sont significatives : gestion participative des ressources naturelles, conservation communautaire, développement et utilisation durables, conservation de base, dévolution de droits sur les ressources aux communautés locales... En 1996, la commission mondiale des aires protégées de l'UICN et le WWF produisent un document, *Principes et lignes directrices sur les peuples autochtones et traditionnels et les aires protégées*, qui souligne la nécessité de gérer ces aires avec les peuples indigènes et de respecter leur connaissance de l'environnement.

Cette participation des populations locales, à la fois politique (par la décentralisation) et économique (par la redistribution des revenus tirés des ressources naturelles et par l'emploi local) va devenir un pilier rhétorique de la conservation. La volonté de rapprocher la conservation du développement suscite ainsi un très fort engouement, renforcé par la diffusion du concept de biodiversité, qui associe diversité écologique et diversité des pratiques anthropiques et rapproche l'analyse scientifique de l'action politique. Les partenariats entre différentes organisations se multiplient pour donner naissance à une importante communauté épistémique qui répond à la nécessité de produire un savoir global sur la nature et une expertise sur ces questions. C'est, pour les ONG de conservation, une opportunité politique de s'inscrire dans la gouvernance mondiale et de devenir des opérateurs incontourna-

bles du développement durable (DUMOULIN et RODARY, 2005). Puisque l'environnement doit s'imposer à tous les secteurs de l'action publique, les politiques de conservation « intégrée » peuvent, aux yeux des spécialistes de la conservation, s'étendre à de nombreux secteurs historiquement sans lien avec la protection de la nature, comme l'aménagement du territoire ou l'agriculture.

Le retour aux barrières

Les attentes suscitées par la participation locale ont souvent été déçues. Différentes critiques ont remis en cause les approches communautaires. Une critique d'essence politique a montré que pour des raisons à la fois propres aux structures sociopolitiques locales (impossibilité d'une participation égalitaire et poids des structures représentatives et a fortiori non démocratiques), aux influences politiques nationales (limitation de la décentralisation dans le cadre étatique) et aux réseaux économiques (presque toujours nationaux ou internationaux), la conservation basée sur l'intéressement local est souvent un échec (MC SHANE et WELLS, 2004 ; SPITERI et NEPAL, 2006). Le discours « localo-libéral » (RODARY et CASTELLANET, 2003) selon lequel le local serait la forme parfaite de marchandisation des ressources naturelles et la meilleure organisation politique de gestion de la biodiversité s'apparente alors davantage à une construction rhétorique qu'à une réalité de terrain (PINTON et ROUÉ, 2007).

Ce champ critique va entrer en résonance avec un autre domaine de tension, notamment porté par les puissantes ONG internationales qui accordent à la science écologique et biologique une attention particulière et renâclent à œuvrer à la réduction de la pauvreté. Le constat d'échec des expériences de gestion durable leur permet de retrouver un discours politique légitime (BRECHIN *et al.*, 2003 ; HUTTON *et al.*, 2005). Selon elles, puisque les tentatives locales de développement durable susceptibles de répondre à la fois aux impératifs de protection de la biodiversité et aux besoins des sociétés s'avèrent irréalisables, tandis que le taux de destruction de la biodiversité oblige à une mobilisation urgente, un retour à des formes classiques de conservation peut être justifié. Cela revient à exclure de nouveau les dynamiques sociales du champ d'action de la conservation, dont on réaffirme le caractère avant tout biologique (VAN SCHAİK *et al.*, 2002). La recherche de stratégies durables

au niveau local est alors délaissée au profit de modes plus directs d'investissements associant efficacité écologique et économique sans préoccupation sociale directe.

Le revirement s'exprime clairement à partir de la fin du ^{xx}e siècle avec la réaffirmation de l'intérêt de la nature remarquable et une montée en puissance des ONG de conservation dans les programmes de protection. Les trois plus grandes d'entre elles, World Wide Fund for Nature (WWF), Conservation International (CI) et The Nature Conservancy (TNC), excluent de plus en plus les populations locales des territoires où elles conduisent des programmes de conservation. C'est le « retour aux barrières » et la (re)mise en avant de la « forteresse de la conservation » avec des formulations d'approches de conservation à grande échelle, valorisant nécessairement les grandes ONG puisque celles-ci sont les seules capables de les mettre en œuvre. Citons l'approche par *Hot Spots* de CI et les *Ecoregions* du WWF. Ces politiques régionales ou globales s'accompagnent d'un renforcement de la marchandisation de la nature, dont les enjeux économiques mondialisés deviennent de plus en plus prégnants au sein de la conservation.

Présentation de l'ouvrage

Le monde de la conservation de la nature a ainsi connu depuis une trentaine d'années des transformations d'envergure dans ses objets et ses modes de fonctionnement. Les principaux organismes dédiés à la conservation ont vu leurs moyens se renforcer. Les aires protégées, outils principaux des politiques de conservation, continuent à se diffuser à l'échelle planétaire.

Les aires protégées renvoient aujourd'hui à une grande diversité d'objectifs, de modèles de gestion et de statuts juridiques dans le monde. Elles peuvent présenter des formes complexes d'aménagement ou de gestion des territoires et des ressources : parc national, parc naturel régional, zone de protection, réserve de chasse, réserve de biosphère, mesures agri-environnementales, réseaux de conservation, etc. Elles peuvent aussi signifier le retour de politiques autoritaires légitimées par la science. Au niveau international, les réflexions qui les concernent intègrent néanmoins trois évolutions majeures qui s'expriment, dans les meilleurs des cas, concomitamment : la prise en compte des activités humaines,

la constitution de réseaux transnationaux et l'élargissement des préoccupations de conservation à d'autres secteurs d'activités. La superposition de leurs statuts juridiques liés à la poursuite d'objectifs diversifiés, leur mise en réseau à l'échelle internationale et leur transformation au sein de grandes infrastructures naturelles brouillent alors la définition même des aires protégées. Comment cela se traduit-il réellement sur le terrain ?

Le choix des textes présentés ici vise à rendre compte de deux processus simultanés : l'extension de la superficie des aires protégées et la multiplication de leurs modes de gestion. La question est de déterminer si ces dynamiques actuellement à l'œuvre dans le monde de la conservation prolongent et renforcent les politiques anciennes ou si, au contraire, elles apportent un changement, que ce soit dans la rupture ou par des innovations susceptibles de transformer en profondeur les modes d'usage de la nature. Il s'agit d'analyser la cohérence entre les définitions et les outils mobilisés d'une part et l'engagement des acteurs d'autre part. Les contributions de cet ouvrage sont développées dans trois grandes parties. Comment sont redéfinies les aires protégées ? De nouveaux outils ont-ils été mobilisés ? De nouveaux territoires se sont-ils formés ?

Ces différentes contributions rendent compte d'une certaine continuité dans les actions de conservation, dont l'émergence du développement durable ne semble pas avoir modifié fondamentalement les modalités de fonctionnement, que ce soit dans les rapports entre savoir local et savoir scientifique, entre énonciation scientifique et formulation politique, ou encore dans les modes d'organisation entre le local et le global. Les tendances actuelles de retour à des modes de protection stricte, associées au renforcement des politiques régionales et mondiales de conservation, ainsi qu'aux modes de financements internationaux, modifient certes les outils dont disposent les spécialistes, mais prolongent néanmoins un mode de protection de la nature qui a été dominant pendant tout le xx^e siècle.

C'est plus probablement dans l'émergence de la participation qu'il faut chercher les ruptures. Depuis vingt ans, la notion de participation est devenue la norme centrale de l'intervention publique, présente en particulier dans les processus d'élargissement et de

diversification des formes de la conservation. Certains l'associent à une progression de la démocratie, d'autres préfèrent mettre l'accent sur une gestion communautaire et responsable des ressources naturelles, d'autres encore n'y voient que de l'ingérence écologique ou une entreprise de communication. La majorité des cas étudiés montrent que les processus de gestion des aires protégées associent des transformations et des mises en connexion sociales à une injonction conservacionniste qui vide de leur substance les formes participatives. Cela ne veut pas dire que les acteurs « locaux » sont privés de leur capacité d'action : au contraire, certains trouvent dans les zones de conservation des lieux d'apprentissage ou des espaces de négociation et d'opportunités inédites. L'enjeu scientifique est alors de dépasser le cadre normatif de l'idéal participationniste pour évaluer en quoi la socialisation de la conservation peut engendrer des pratiques innovantes de la part des sociétés locales. Certains exemples montrent qu'une réappropriation locale est possible, sans que celle-ci n'abolisse les conflits locaux ou ne réduise l'influence des références marchandes et des systèmes politiques transnationaux. Si ces exemples se confirmaient, le développement durable aurait, par le biais de l'outil participatif, apporté une réelle innovation dans l'histoire déjà longue des aires protégées.

Références bibliographiques

BARRETO FILHO H. T., 2004 – « Notas para uma historia social das areas de proteção integral no Brasil ». In Ricardo F. (ed.) : *Terras indigenas e Unidades de conservação da natureza. O desafio das sobreposições*, São Paulo, Instituto socio-ambiental : 42-49.

BERDOULAY V., SOUBEYRAN O., (éd.), 2000 – *Milieu, colonisation et développement durable. Perspectives géographiques sur l'aménagement*. Paris-Montréal, L'Harmattan, 262 p.

BRECHIN S. R., WILSHUSEN P. R., FORTWANGLER C. L., WEST P. C. (eds), 2003 – *Contested nature. Promoting international biodiversity with social justice in the twenty-first century*. New York, State Univ. of New York Press, 321 p.

DUMOULIN D., RODARY E., 2005 – « Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité ». In Aubertin C. (éd.) : *Représenter la nature ? ONG et biodiversité*, Paris, IRD Éditions : 59-98.

GROVE R., 1995 – *Green imperialism. Colonial expansion, tropical island Edens and the origins of environmentalism 1600-1860*, Cambridge, Cambridge Univ. Press, 540 p.

HUTTON J., ADAMS W. M., MUROMBEDZI J. C., 2005 – Back to the barriers? Changing narratives in biodiversity. *Forum for Development Studies*, 2 : 341-370.

LARRÈRE C., LARRÈRE R., 1997 – *Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement*. Paris, Aubier, coll. Alto, 355 p.

MC SHANE T. O., WELLS M. P., (eds), 2004 – *Getting biodiversity projects to work. Toward more effective conservation and development*. New York, Columbia Univ. Press, 442 p.

PINTON F., ROUÉ M., 2007 – « Diversité biologique, diversité culturelle : enjeux autour des savoirs locaux ». In Loyat J. (éd.) : *Écosystèmes et sociétés, concevoir une recherche pour un développement durable*, Paris, Quae/IRD Éditions : 159-162.

RODARY E., CASTELLANET C., 2003 – « L'avenir de la conservation : du libéralisme local aux régulations transcalaires ». In Rodary E., Castellanet C., Rossi G. (éd.) : *Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ?* Paris, Karthala/GRET : 285-302.

SELMİ A., 2006 – *Administrer la nature. Le parc national de la Vanoise*. Paris, Éditions de la MSH/Quae, 487 p.

SPITERI A., NEPAL S. K., 2006 – Incentive-based conservation programs in developing countries: a review of some key issues and suggestions for improvements. *Environmental Management*, 37 (1) : 1-14.

VAN SCHAİK C., TERBORGH J., RAO M., (eds.), 2002 – *Making parks work. Strategies for preserving tropical nature*. Washington, Island Press, 511 p.

VIARD J., 1990 – *Le tiers espace. Essai sur la nature*. Paris, Méridiens Klincksieck, 152 p.

VIVIEN F.-D., 2005 – *Le développement soutenable*. Paris, La Découverte, coll. Repères, 122 p.

Partie 1

Redéfinitions des aires protégées

Aborder les définitions de l'aire protégée en termes d'emprise réelle sur l'espace et selon les différents modes d'occupation et catégories de gestion est l'objet de cette première partie. Elle est justifiée par l'enjeu croissant que représentent ces questionnements, provoqués à la fois par la diversification des modes d'usage des espaces protégés et par la comparaison mondiale qui s'impose comme catégorie d'analyse pertinente.

Par l'interrogation de la base de données du World Conservation Monitoring Center qui centralise ces informations à l'échelle planétaire, Estienne Rodary et Johan Milian analysent en détail la progression spatiale et les évolutions historiques des statuts des aires protégées. La diversification des formes de protection, notamment leur intégration à d'autres formes d'usage des paysages, est-elle annonciatrice d'une possible écologisation des politiques de développement ? Basée sur une analyse cartographique, la réponse est largement négative. L'extension des aires protégées de gestion durable n'occulte pas le fait marquant de la prédominance des formes anciennes de conservation, notamment les aires protégées de forte protection. En ce sens, deux processus sont à l'œuvre de manière concomitante : une extension des formes durables de gestion de la biodiversité qui répond aux référentiels politiques mondiaux, mais aussi un renforcement des actions classiques de protection de la nature focalisé sur les sites et les espèces les plus remarquables. Si donc les modes de gestion durable de l'espace peuvent s'avérer novateurs (comme le montrent les exemples de la troisième partie de cet ouvrage), le monde de la conservation semble en partie s'arc-bouter sur des modalités plus traditionnelles de protection, non pas uniquement de la nature, mais aussi de son propre devenir institutionnel.

En biologie de la conservation, le modèle insulaire classique laisse cependant peu à peu la place à un modèle réticulaire plus complexe et plus diversifié, apte à rendre compte des flux, mais plus délicat en termes de gestion. Cela est patent avec les aires marines protégées (AMP), qui connaissent une rapide croissance en nombre et en surface depuis une vingtaine d'années, notamment dans la zone intertropicale. Issues à l'origine d'une préoccupation des disciplines biologiques, il est vite apparu que les AMP présentées comme outil de conservation et de

développement durable ne pouvaient être traitées sans référence aux dimensions autres que biologiques et environnementales. À la lumière de leurs disciplines scientifiques, Christian Chaboud, Florence Galletti, Ambroise Brenier, Gilbert David, Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy et Jocelyne Ferraris s'intéressent aux spécificités biologiques, juridiques, économiques et géographiques de ces aires marines protégées qui doivent considérer à la fois les littoraux, les surfaces et les fonds marins, les zones sous juridiction nationale et les zones de haute mer. L'intérêt est alors moins celui de l'étude d'un objet spécifique en construction, l'AMP, que ses spécificités en termes de gouvernance. La course actuelle à l'AMP et son corollaire, la « course à la *gouvernance efficace* », fait que les disciplines scientifiques sont de plus en plus sollicitées pour l'étude, la mise en place et l'évaluation de ces dispositifs.

S'il est difficile de parler de rupture dans les formes de conservation, une évolution nette se dégage qui met en avant les questions de gestion, de « gouvernance » entre organismes publics et privés, d'un objet pluridisciplinaire, expérimental, ancré dans des échelles de territoires plus vastes et associant sous un même vocable des aires protégées de nature très différentes. Ces reconfigurations ont, en retour, des incidences institutionnelles qui amènent à redéfinir non pas seulement l'aire protégée, mais aussi les différents groupes d'acteurs et de spécialistes qui y travaillent.

Chapitre 1

Extension et diversification des aires protégées : rupture ou continuité ?

Estienne RODARY

Johan MILIAN

Inscrites dans la mondialisation et le développement durable, les aires protégées sont soumises depuis une trentaine d'années à deux dynamiques : d'une part, une extension de leur superficie et, d'autre part, une injonction à s'inscrire dans le cadre plus large de politiques environnementales qui ne soient plus cantonnées à des espaces dédiés. Extension et dilution sont donc les deux dynamiques qui définissent probablement le mieux les tendances actuelles de la conservation. Ce texte a pour objectif de confirmer ou d'invalider cette double affirmation, en utilisant pour cela un outil spécifique : la base de données qui recense les aires protégées à travers le monde. L'hypothèse centrale est que les grandes orientations de la conservation peuvent être évaluées à l'aune des changements du nombre, de la superficie et de la nature des aires protégées.

Le discours selon lequel la conservation *in situ* se développe fortement depuis ces trente dernières années (et à vrai dire depuis plus d'un siècle) est devenu une évidence pour tous les acteurs du secteur. Avec près de 20 millions de kilomètres carrés soumis à

un régime de protection, la conservation serait aujourd'hui un des principaux modes d'occupation de l'espace à l'échelle planétaire, réussissant de plus à intégrer la problématique du développement durable et à appliquer des actions concrètes mettant en pratique ce concept.

La question de savoir ce que cette rhétorique recouvre est aussi fondamentale qu'elle est politiquement sensible. Ce texte tente d'y répondre en analysant les données les plus récentes aujourd'hui disponibles. La base de données sur les aires protégées (World Database on Protected Areas – WDPA)¹, gérée par le World Conservation Monitoring Center (WCMC) au sein du Programme des Nations unies pour l'environnement, en partenariat avec la Commission mondiale des aires protégées de l'Union mondiale pour la conservation (UICN-WCPA), bénéficie de l'apport de la plupart des grandes ONG de conservation et sert de base à la publication quadriennale de l'ONU sur les aires protégées². Elle constitue la seule compilation internationale à vocation exhaustive sur les aires protégées et s'accompagne d'un classement systématique des aires protégées selon une catégorisation proposée par l'UICN visant à rendre comparables les mesures de protection par delà les différentes appellations nationales.

Ce texte propose donc une étude des évolutions actuelles de la conservation à partir d'un traitement de cette base. Il montre que le taux de création des aires protégées est, comme le clament les organisations conservacionnistes, en augmentation, mais qu'on note néanmoins un fléchissement ces dernières années, indiquant que l'âge d'or des aires protégées est sans doute derrière nous. Cela est à associer aux tendances de diversification des aires protégées dans lesquelles, malgré les discours officiels, les formes intégrées ou durables de gestion de la nature ne constituent qu'une part limitée des espaces mis en protection mais représentent peut-être les formes innovantes qui définiront le futur de la conservation.

¹ <http://sea.unep-wcmc.org/wdbpa/index.htm>.

² Voir CHAPE *et al.* (2003) et UICN (1998), pour les deux dernières publications de la liste officielle des aires protégées de l'ONU.

Le contexte actuel de production des aires protégées

Le monde de la conservation a été traversé depuis près de trente ans par deux principaux courants de pensée et de pratiques qui ont chacun cherché à surmonter les obstacles perçus par les médiateurs de la conservation et à redonner une légitimité à leurs pratiques dans le cadre des évolutions générales des politiques internationales (voir l'introduction de l'ouvrage). Le recours à la participation a probablement été le plus significatif des changements intervenus sur cette période. Le retour de balancier en faveur de politiques de la nature basées sur une protection forte a par conséquent été d'autant plus marqué et a instrumentalisé les limites supposées de l'approche communautaire. C'est dans ce cadre général de divergence quant aux options politiques à donner à la conservation que les outils de définition et de création des aires protégées ont été à la fois élargis et approfondis par les spécialistes du secteur. D'une part, en identifiant à l'échelle du globe et de manière stratégique les zones à conserver en priorité et donc à classer potentiellement en aire protégée et, de l'autre, en cherchant à définir de manière plus approfondie ce qu'est une aire protégée, en incluant notamment, de manière extensive, des zones d'usage « durable » de la nature, et, de manière qualitative, en ouvrant les aires protégées aux espaces privés et communautaires (voir les différents exemples développés dans la troisième partie de cet ouvrage).

Les approches spatiales stratégiques

L'approche intégrative centrée sur la participation communautaire et l'approche défensive réduite à des aires fortement protégées partagent une vision extensive des surfaces à protéger. Les politiques participatives incluent une dimension spatiale, au sens où l'action de collaboration s'effectue généralement soit en périphérie des aires protégées existantes, soit dans des aires protégées qui n'avaient pas jusque-là de plans effectifs de gestion (les « parcs de papier »). La pratique participative est donc autant une stratégie de réconciliation qu'une tactique d'extension du front de contact entre la nature « sauvage » et le monde social. Les poli-

tiques de retour aux barrières également, si elles militent pour un recentrage sur les espaces aux plus forts taux de protection, développent dans le même temps des stratégies d'extension des zones de conservation. En ce sens, les deux se rejoignent dans une stratégie qui dépasse l'existant pour définir les créations futures. Cette stratégie est suivie à deux échelles. Au niveau régional d'abord, où l'approche « écosystémique », initiée par la Convention sur la diversité biologique en 1992 et qui vise à associer des aires protégées et des territoires anthropisés (agricoles, forestiers, etc.) dans un même schéma d'aménagement, s'impose maintenant dans toutes les politiques de gestion de la biodiversité (MARGULES et PRESSEY, 2000 ; SMITH et MALTBY, 2003). À l'échelle mondiale par ailleurs, où les grands organismes de conservation définissent désormais des régions prioritaires dans la création d'aires protégées en fonction de différents critères écologiques (endémisme, diversité, espèces menacées, etc.). Les *Hot Spots* de Conservation International lancés en 1998, les *Important Birds Areas* de Birdlife International, les 200 écorégions globales (Global 200) initiées en 1998 par le WWF, les *African Heartlands* de l'AWF, ou encore les portfolios qui orientent les acquisitions de The Nature Conservancy, structurent et hiérarchisent désormais les actions du monde de la conservation tant en termes de priorités écologiques que d'affichage médiatique.

Les travaux de compilation

Cette démarche globalisée s'accompagne par ailleurs de travaux de compilation et d'harmonisation des outils d'évaluation des actions de conservation, qui ont pris au cours de la dernière décennie une dimension explicitement englobante. L'UICN est au cœur de cette entreprise depuis les années 1960, période à laquelle ont eu lieu les premiers congrès mondiaux sur les aires protégées et où ont été établis les premiers classements d'aires protégées. La catégorisation de l'UICN n'a pas valeur contraignante dans les législations nationales, mais elle a un impact évident dans la lisibilité et la légitimité des actions. Depuis le congrès des aires protégées de Caracas (1992), l'UICN définit sept catégories (six avec une première catégorie divisée en deux), qui rendent compte des mesures effectives de protection (tabl. 1).

Tableau I.

Matrice des aires protégées.

<u>Catégorie de protection</u>							
Ia.	Ib.	II.	III.	IV.	V.	VI.	Horis
Réserve naturelle intégrale	Zone de nature sauvage	Parc national	Monument naturel	Aire de gestion des habitats ou des espèces	Paysage terrestre ou marin protégé	Aire protégée de ressources naturelles gérée	catégorie
<i>intégrale, pour recherche scientifique</i>	<i>intégrale</i>	<i>forte, mais tourisme autorisé</i>	<i>limitée à un site spécifique</i>	<i>sur une espèce ou un écosystème particulier</i>	<i>faible, milieux anthropisés</i>	<i>faible, utilisation durable des ressources</i>	<i>non déterminée</i>
<u>Protection</u>							
<u>Type de gouvernance</u>							
<u>Gestion par :</u>							
A. Aire protégée gérée par l'État		B. Aire protégée cogérée		C. Aire protégée privée		D. Aire protégée communautaire	
<i>un ministère ou agence d'État</i>	<i>une structure gouvernementale décentralisée</i>	<i>une autre institution (délégation)</i>	<i>une structure unique avec consultation et collaboration externes</i>	<i>une structure différente avec consultation et partenariat (cogestion)</i>	<i>un propriétaire individuel sans but lucratif</i>	<i>une organisation organisation lucrative</i>	<i>des peuples indigènes communautaires locales (sédentaires et mobiles)</i>

Sources : UICN (1994) ; BORRINI-FAYERABEND (2007).

Plus récemment, la Commission sur les politiques environnementales, économiques et sociales de l'UICN a lancé une nouvelle étape dans l'extension des aires protégées, en proposant de prendre en compte une typologie des modes de gouvernance. Cela consisterait à ne plus distinguer les aires protégées par leur seul degré de protection, mais également par les institutions qui les gèrent (États, mais aussi acteurs privés et communautaires) (tabl. 1). C'est dans ce cadre que de nouveaux types d'aires protégées sont désormais inclus dans la base du WCMC, dont la catégorie n'est pas toujours renseignée. Le mode de sélection des aires protégées, autrefois limité aux désignations nationales officielles et susceptibles de pouvoir être intégrées dans la liste établie tous les quatre ans pour l'ONU, privilégie désormais une approche englobante indicative des politiques de diversification menées actuellement. Enfin, ce travail de classification est associé aux programmes menés au sein du WCMC pour élargir et moderniser la base de données mondiales des aires protégées. Le projet Proteus en particulier finance la mise à jour technique et le développement de la base de données sur les aires protégées.

Extension ou dilution Une analyse cartographique

Les polémiques sur l'ouverture ou la fermeture de la conservation à d'autres formes d'usage des territoires et les entreprises d'intégration des outils informationnels et de gestion à l'échelle mondiale définissent la catégorisation des aires protégées. L'analyse cartographique présentée ici permet de soumettre ce cadre d'évolution aux hypothèses initiales d'extension et de dilution des aires protégées. Nous présentons dans un premier temps le cadre méthodologique qui a organisé notre démarche, puis les tendances d'extension et de diversification.

Cadrage méthodologique

La base de données sur les aires protégées a été mise à disposition du public en version informatique depuis 2003. Cela a représenté une nouveauté importante pour toutes les personnes spécialisées

dans la gestion des aires protégées : pour obtenir des informations sur une aire protégée spécifique ou sur un État, mais surtout pour effectuer des comparaisons aux échelles nationale ou internationale. Cet outil a pour l'instant été assez peu utilisé. Parce que les orientations de la conservation sont des choix politiques et non pas uniquement des applications d'une science supposée neutre, les outils d'analyse et de gestion sont eux-mêmes au centre de controverses importantes. Il s'ensuit un déficit évident d'études portant sur la situation actuelle de la conservation, et notamment dans les approches comparatives à l'échelle globale³. On imagine bien que les partenaires du projet de la WDPA puissent utiliser cette base sans nécessairement publier en détail les résultats de leurs études, pour des raisons principalement politiques⁴. On voit mal en revanche pourquoi les scientifiques travaillant sur la question de la conservation passent largement à côté de ce type d'outil, sauf à considérer sérieusement l'hypothèse d'une focalisation trop importante sur l'exemple « local » qui déformerait la vision que l'on peut avoir d'une situation et permettrait de considérer l'échelle mondiale comme un « contexte » intervenant à la marge de la réalité de terrain (RODARY, 2007 b).

Quelques travaux utilisant la base de données existent néanmoins, mais qui ne suivent pas exactement la démarche retenue ici, puisqu'ils se concentrent sur le recouvrement des biomes par les espaces protégés. Outre les travaux directement produits par les spécialistes du WCMC ou de l'UICN se limitant à la présentation des conditions actuelles de diffusion des aires protégées et souffrant d'un réel biais lié à la promotion de cet outil (GREEN et PAINE, 1998 ; CHAPE *et al.*, 2005)⁵, on doit noter l'article de

³ Avec néanmoins des exceptions de plus en plus nombreuses, voir par exemple AGRAWAL et REDFORD (2006) ; HALPERN *et al.* (2006) ; HAYES (2006) ; REDFORD *et al.* (2003) ; JAMES *et al.* (1999).

⁴ On en a un exemple particulièrement parlant avec le débat qu'a suscité l'article critique de M. CHAPIN (2004). Répondant aux accusations de recul des collaborations entre conservationnistes et mouvements indigénistes, les grands organismes de conservation – membres du consortium de la WDPA – se sont contentés d'apporter des exemples locaux, se gardant de fournir des chiffres sur les tendances mondiales de leurs politiques (Collectif, 2005).

⁵ On doit aussi noter l'existence d'un article de synthèse publié en 1982, également rédigé par des spécialistes de l'UICN (HARRISON *et al.*, 1982).

K. Zimmerer et ses collègues qui proposent une analyse de l'évolution historique, mais uniquement sur la période 1985-1997 (ZIMMERER *et al.*, 2004). Plus récemment, les différentes organisations conservacionnistes à l'origine des méthodologies de « priorisation » se sont engagées dans des analyses du taux de recouvrement des espaces jugés prioritaires pour les aires protégées. Sans apporter d'informations historiques précises et en se concentrant sur des critères strictement écologiques, ces études proposent néanmoins les premières analyses globales permettant de mesurer la pertinence de la répartition actuelle des espaces protégés pour les espèces et les milieux naturels⁶.

En traitant une base de données mondiale, on perd en partie de l'information. On prendra donc garde à ne pas considérer les analyses effectuées ici comme une description des situations de terrain, mais plus modestement comme un traitement d'une base qui est elle-même une compilation de données nationales, dont la lecture attentive autorise à émettre quelques éléments de réflexion.

Notre traitement a privilégié deux axes : l'évolution historique des surfaces classées en aires protégées et l'évolution historique de l'utilisation des catégories de gestion des aires protégées. Sur ces deux points, la WDPA présente plusieurs limites. D'une part, s'agissant d'une compilation obtenue à partir des informations que les autorités nationales ou les gestionnaires acceptent de fournir au WCMC, la base souffre soit d'erreurs, soit d'un retard dans les mises à jour. Nous avons décidé de conserver la base telle quelle, même si nous possédions des informations plus à jour dans certaines régions où nous travaillons. Cette décision est liée à la volonté de garder une cohérence dans le mode de traitement à l'échelle globale, spécificité de la base. Par ailleurs, tous les individus de la base (c'est-à-dire les aires protégées) ne sont pas renseignés sur tous les attributs. Pour ce qui nous intéresse, la surface (et a fortiori le géoréférencement) ainsi que la date de création ne sont pas systématiquement indiquées (encadré 1).

⁶ Sur cette thématique en plein développement, on notera en particulier les articles de MYERS *et al.* (2000) ; OLSON et DINERSTEIN (2002) ; RODRIGUES *et al.* (2004) ; BROOKS *et al.* (2004) ; HOEKSTRA *et al.* (2005) ; PYKE (2007) ; LANGHAMMER *et al.* (2007). Pour une analyse de ces questions de priorisation, voir notre article RODARY et MILIAN, à paraître.

Encadré 1.

Les limites de l'analyse

L'outil de la WDPA présente un certain nombre de limites techniques et informationnelles dont il a fallu tenir compte dans notre analyse.

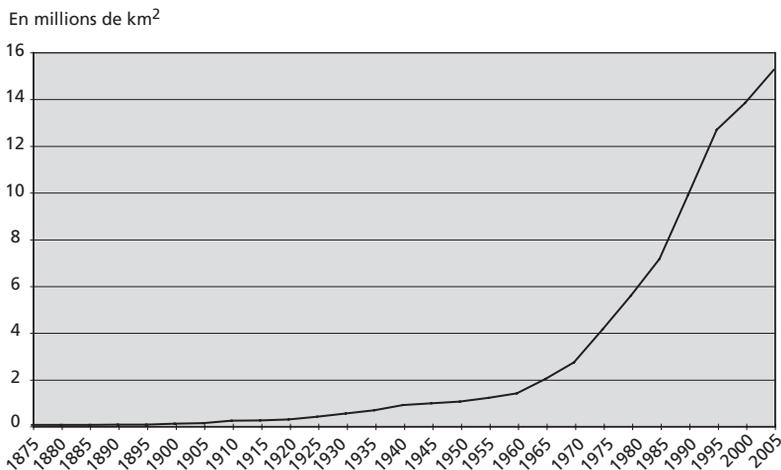
La surface n'est pas disponible pour un nombre limité d'aires protégées : 12,3 % des sites recensés dans la base se sont vu attribuer une aire nulle. Dans la grande majorité des cas, il s'agit d'aires protégées dont la surface est inférieure à un hectare, pour la plupart versées dans la catégorie III. Dans un petit nombre de cas cependant, il s'agit vraisemblablement d'espaces protégés de plus grande superficie. Toutefois, en raison de sa rareté, cette lacune n'entraîne pas une marge d'erreur significative sur les traitements effectués à partir de cette variable.

La date de création n'a pas pu être identifiée pour 22 % des surfaces protégées. Pour les sites de catégorie Ia à VI, les calculs ont été effectués sur 65 % des sites. Cette carence concerne un nombre restreint de pays, principalement la Russie et la Nouvelle-Zélande (qui représentent respectivement 50 % et 17 % des sites posant ce problème). Si l'on exclut ces deux pays, seuls 11,55 % des sites ne sont pas renseignés sur la date de création. Pour les aires protégées dont le degré de protection n'a pas été évalué par l'UICN (hors catégorie, voir ci-dessous), les calculs ont été effectués sur 51,7 % des sites. Mais compte tenu de leur typologie, un grand nombre de ces sites ont vraisemblablement une surface inférieure à un hectare.

Les tendances d'extension

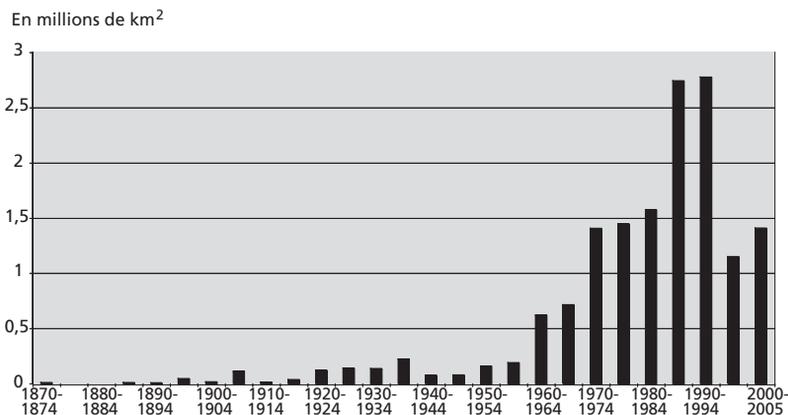
La figure 1 présente l'évolution de la superficie totale des aires protégées depuis 1870, date symbolique de création du premier parc national américain (1872). Il ressort de ce graphique un constat d'évidence : les aires protégées ont connu tout au long du ^{xx}e siècle une progression permanente et de plus en plus importante. En termes d'occupation de l'espace, le ^{xx}e siècle ne sera donc pas uniquement le siècle de l'urbanisation, mais aussi celui de l'institutionnalisation de l'aire protégée comme instrument de gestion de la nature. De 68 000 kilomètres carrés en 1900, la superficie est multipliée par plus de dix en 50 ans, passant à un million de kilomètres carrés en 1950, et est encore multipliée par quinze sur la deuxième moitié du siècle pour atteindre plus de 15 millions en 2005 (19,33 millions si l'on prend en compte les aires dont on ne connaît pas la date de création). On observe néanmoins une légère inflexion dans le taux de progression depuis 1995. Et de fait, la plus forte progression historique a eu lieu dans la décennie précédente, entre 1985 et 1995.

Figure 1.
**Évolution de la surface totale
 des aires protégées dans le monde.**



Cela est confirmé à la lecture de la figure 2 qui présente les surfaces mises en protection par quinquennat. On distingue clairement un ralentissement dans le taux de création d'aires protégées depuis 1995, période de croissance significative des taux de création mais qui ne retrouve néanmoins pas les progressions observées entre 1975 et 1985.

Figure 2.
**Évolution quinquennale des surfaces
 mises en protection dans le monde.**



La figure 3 (« Évolution de la surface des aires protégées par continent (1870-2005) », cf. hors-texte) permet de détailler les taux de progression des surfaces protégées par continent⁷. En première analyse, on note une antériorité marquée du continent nord-américain et de l'Afrique. Il faut attendre les années 1960 pour que les autres continents soient à leur tour touchés par la création d'aires protégées de manière notable. À partir des années 1960, la progression est très marquée pour l'Asie et l'Amérique du Sud ; à partir de 1975 pour l'Océanie ; et à partir de 1985 pour le Moyen-Orient. Après ces dates, et à l'exception de l'Europe où la progression demeure régulière mais modérée depuis 1960, le parallélisme des taux de croissance entre les différents continents est frappant.

Les tendances de diversification

La lecture des figures présentant les évolutions non plus en fonction des régions mais suivant les différentes catégories permet d'approfondir l'analyse des dynamiques récentes de la conservation.

La figure 4 (« Évolution du nombre d'aires protégées par catégorie, 1900-2005 », cf. hors-texte) présente l'évolution du nombre d'aires protégées en fonction des catégories depuis 1900. Sans surprise, les catégories III et IV sont prédominantes sur toute la période considérée. La catégorie III concerne en effet des espaces protégés de petite taille, le plus souvent inférieurs à 10 kilomètres carrés. La catégorie IV regroupe les espaces dédiés à la gestion d'une espèce ou d'un ensemble d'espèces spécifiques, c'est-à-dire les réserves de faune, de chasse ou les réserves forestières. Ces réserves ont été jusqu'aux années 1930 la forme principale de mise en protection et restent encore aujourd'hui la mesure privilégiée lorsque la protection est assurée par le biais d'une utilisation ciblée de ressources naturelles spécifiques. Il n'est pas étonnant que la catégorie II soit peu représentée en nombre de sites : les parcs nationaux ont vocation à couvrir de vastes territoires, ce qui limite mécaniquement leur nombre (MILIAN et RODARY, sous presse). Plus

⁷ Nous avons ici procédé à des regroupements qui ne correspondent pas à ceux utilisés par le WCMC, afin de clarifier les comparaisons. Les appartenances étagées extra-métropolitaines ont notamment été réintégrées dans les continents où se trouvent ces dépendances.

étonnante est la faible proportion de sites en catégorie VI : censées représenter la forme paradigmatique des nouvelles politiques d'intégration entre conservation et développement, ces aires sont encore marginales par rapport aux autres catégories. Les catégories V et VI, explicitement conçues dans une logique de développement durable, ne constituent donc qu'un peu plus de 10 % des sites mondiaux. Un autre élément notable tient à la progression parallèle du nombre de sites : à l'exception de la catégorie IV, toutes les formes historiquement recensées par l'UICN suivent depuis plus de quarante ans des taux de développement comparables, cela étant vrai même pour la catégorie Ia qui est la plus protectionniste et interdit toute forme d'utilisation des ressources naturelles.

Les sites hors catégorie représentent également une part importante du nombre total d'aires protégées : ils regroupent les espaces dont le mode de gestion est inconnu, mais également des territoires dont la structure institutionnelle ne permet pas de les faire figurer dans la liste des Nations unies. Si l'on se réfère à la désignation que les États donnent à ces espaces, on peut néanmoins avoir une idée des grands types de structures concernées. Il ressort du tableau 2 que les réserves indigènes et les réserves forestières constituent plus de la moitié de la superficie concernée. Les premières sont une conséquence directe des politiques communautaires développées dans les années 1990. Les secondes illustrent la volonté de l'UICN et du WCMC d'intégrer des types d'espaces gérés que les législations nationales ne classaient pas comme outil de conservation. L'objectif de ces organismes est d'étendre ce mouvement, en particulier en intégrant dans la base les espaces privés et communautaires. L'Amérique du Sud (54 %), l'Afrique (21 %) et l'Asie (16 %) sont les continents les plus concernés par ces sites hors catégorie. Et de fait, 99 % (plus d'un million de kilomètres carrés) des réserves indigènes sont situées en Amérique du Sud et près de 60 % (348 000 kilomètres carrés) des réserves forestières le sont en Afrique.

La figure 5 (« Évolution de la surface des aires protégées par catégorie, 1870-2005 », cf. hors-texte) présente également les différentes catégories d'aires protégées, mais cette fois classées selon leurs superficies respectives à l'échelle du globe. Ici les ordres s'inversent : à elles seules, les catégories II et VI représentent plus de la moitié de la surface totale des aires protégées. La progression a été particulièrement marquée pour les « aires de gestion durable

Tableau 2.

Classification des aires protégées hors catégorie.

Réserves indigènes	36,60
Forêts	19,64
Réserves naturelles	8,91
Parcs nationaux	8,10
Parcs naturels	4,13
Agriculture	3,40
Faune	2,95
Aires marines	2,85
Chasse	2,62
Monuments	2,24
Zones humides	0,78
Habitats	0,13
Aires de récréation	0,07
Désignation inconnue	7,58
Total	100,00

des ressources » (VI)⁸. Elle l'a également été pour les parcs nationaux (II) dont le mode d'organisation est très éloigné des formes de gestion soutenable. Il s'ensuit que la dynamique actuelle d'extension des aires protégées ne peut pas être expliquée entièrement par la diffusion des espaces les moins protégés ou, dit autrement, les plus intégrés. Mais on doit néanmoins noter que, sur la dernière décennie où le taux de progression baisse par rapport à la période précédente, seules les « catégories durables » connaissent un renforcement de leur extension.

L'encadré 2 résume les principales caractéristiques des aires protégées et donne un état comparatif de leurs surfaces par continent et de leur évolution tant en termes spatiaux et géographiques que statutaires.

⁸ Dans la WDPA la catégorie VI est recensée depuis le début du xx^e siècle, mais il s'agit d'un classement rétrospectif, puisque cette catégorie n'a été créée qu'au début des années 1990, et donc potentiellement anachronique. Il souligne néanmoins l'existence de formes « durables » de gestion tout au long du siècle mais c'est à partir des années 1970 que ce mode de gestion s'impose géographiquement. Cet anachronisme permet aux conservationnistes contemporains de classer en catégorie VI des réserves qui seraient plus appropriées en catégorie IV (aire de gestion des habitats ou des espèces, correspondant aux réserves cynégétiques ou forestières).

Encadré 2.

Principales données des aires protégées

<i>Aires protégées par continent</i>			
Continent	Nombre	Surface (en km ²)	% du continent ⁽¹⁾
Amérique du Nord ⁽²⁾	11 669	3 876 180	17,79
Afrique	5 897	3 041 052	10,04
Amérique du Sud ⁽³⁾	3 904	3 827 243	18,82
Asie	8 273	4 155 537	11,31
Océanie	10 171	1 894 610	21,18
Europe	57 493	1 296 395	12,47
Moyen-Orient ⁽⁴⁾	786	1 158 365	16,38
Total	98 193	19 249 382	

(1) Ordre de grandeur donné à titre indicatif compte tenu du fait qu'une petite proportion des aires protégées est composée d'aires exclusivement marines.
 (2) Groenland inclus, Mexique exclus.
 (3) Mexique, Amérique centrale et Antilles inclus.
 (4) Afghanistan inclus, Égypte rattachée à l'Afrique.

En superficie protégée

- Une progression constante depuis 1870.
- Une antériorité historique des continents nord-américain et africain.
- Un ralentissement dans le taux de création depuis 1995.
- Une prédominance des catégories II (parc national) et VI (aire de gestion durable).

En nombre d'aires protégées

- Une prédominance des catégories III (monument remarquable) et IV (aire de gestion d'habitat ou d'espèce).
- Dans les aires protégées non classées, une prédominance des réserves indigènes.

Une synthèse, ou comment la conservation conserve ses acquis

Les cartes présentées dans le hors-texte couleur de cet ouvrage (cartes 1 à 7) constituent une synthèse combinant les taux d'évolution historiques des aires protégées, leurs degrés de protection et leurs localisations. Dans un souci de lisibilité, trois périodes

historiques ont été délimitées, correspondant aux grandes phases de développement de la conservation ; de manière similaire, les catégories de protection ont été représentées en deux groupes⁹. Nous proposons une lecture des cartes selon trois modalités : par phases historiques, par zones de forte concentration et par catégories de protection à l'échelle continentale.

En termes de progression historique, on distingue sept grandes phases de développement de la conservation depuis 125 ans.

Une *phase d'institutionnalisation* entre 1870 et 1920, qui correspond aux premières mises en protection, et où les types privilégiés d'aire protégée sont la réserve en Afrique et le parc national en Amérique du Nord, les deux régions les plus touchées par les politiques conservacionnistes. L'intérêt pour la conservation commence à gagner d'autres régions du monde, notamment certains dominions britanniques comme la Nouvelle-Zélande, l'Europe scandinave et occidentale (premiers parcs nationaux : Suède, Suisse, Espagne ; réserves naturelles au Pays-Bas, au Danemark et en Suède) et l'Amérique du Sud (premières réserves du Chili).

Une *phase de progression* plus importante entre 1920 et 1940, qui s'inscrit dans la consolidation des politiques de conservation en Afrique et en Amérique du Nord et la diffusion associée du parc national comme outil principal de protection dans le monde (Japon, Europe, cône Sud de l'Amérique latine). La création de réserves naturelles s'étend en Europe et d'autres régions s'ouvrent à la conservation, notamment avec la création de réserves pour la faune sauvage dans les dominions britanniques asiatiques (Inde, Myanmar, Sri-Lanka), ainsi que de réserves forestières dans les Indes néerlandaises.

Une *phase de ralentissement* entre 1940 et 1960, conséquence de la Seconde Guerre mondiale et des mouvements de décolonisation, avec toutefois quelques fortes progressions, en Australie et en Nouvelle-Zélande notamment. C'est sur cette période néanmoins que se mettent en place les structures qui vont réellement

⁹ Pour les périodes historiques : avant 1970 ; entre 1970 et 1985 ; après 1985. Pour le degré de protection : forte (catégories Ia à IV) ; durable (catégories V et VI). Il est à noter que l'implantation ponctuelle (reprise en légende) désigne non pas des aires protégées de petite taille mais des unités non géoréférencées (voir encadré 1).

impulser une internationalisation de la conservation, à l'image de l'UICN et du WWF. À ce titre, la phase de recul de création des aires protégées correspond à une période de reconfiguration, où les cadres politiques changent avec les processus de décolonisation et où le contexte économique se modifie également, avec l'internationalisation et la démocratisation du tourisme de nature.

Une *phase de reprise* des créations d'espaces protégés entre 1960 et 1970, dans un contexte de réappropriation des politiques conservacionnistes par les gouvernements post-indépendants et par la diffusion d'un discours de légitimation des aires protégées par l'activité touristique. Durant cette période, l'Amérique du Sud et, dans une moindre mesure, l'Europe et l'Afrique connaissent une accélération très nette des créations d'aires protégées.

Une *phase de forte progression* des aires protégées entre 1970 et 1985, correspondant à la mise sur l'agenda politique international des questions environnementales – la phase d'émergence de l'éco-politique (LE PRESTRE, 2005) – et à la véritable globalisation de l'outil des aires protégées, avec une forte progression sur les continents jusqu'alors peu touchés par ce mouvement (Asie, Océanie insulaire et dans une moindre mesure le Moyen-Orient) ainsi que la protection à grande échelle des marges démographiques (Alaska, Nord-Ouest canadien, Groenland, Sibérie arctique, massif du Kunlun).

Une *phase d'intensification* entre 1985 et 1995, où tous les continents sans exception connaissent leur plus fort taux de progression, associé à l'institutionnalisation du développement durable au niveau international. Parallèlement à la création de grands parcs de catégorie II (le Tassili et le Ténéré au Sahara ; en Amazonie et au Chaco en Amérique du Sud) intervient celle de grandes aires protégées de catégories V (plateau tibétain, Himalaya) ou VI (Arabie, Australie centrale, 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.

Enfin une *phase de tassement* entre 1995 et 2005, durant laquelle 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), dans un contexte de remise en cause, à la fois sectorielle à propos des poli-

tiques communautaires et globale sur les engagements multilatéraux en faveur de l'environnement (RODARY, 2007 a).

En termes de répartition, on se trouve ainsi aujourd'hui dans une configuration mondiale où les instruments de protection spatiale se sont universalisés tout en présentant des différences marquées selon les pays et les continents. À l'échelle régionale, on distingue trois types principaux d'implantations des plus fortes zones de concentration d'aires protégées.

De très grands blocs. Ceux-ci sont situés majoritairement dans les zones polaires ou circum-polaires (Antarctique¹⁰, Groenland, nord du Canada, Alaska, sud du Chili, Sibérie) et les grands déserts (Arabie, Sahara, Namib, Kalahari, haut plateau tibétain et Xinjiang, Mongolie).

Des complexes d'aires protégées de moindre taille. On les trouve dans la zone circum-amazonienne et andine, en Amérique centrale, sur les côtes australiennes, en Afrique orientale et dans l'archipel indo-malaisien.

Des régions de forte concentration de petites unités de gestion. Celles-ci sont principalement situées dans des zones fortement urbanisées et/ou anthropisées : États-Unis du nord-est, Europe médiane, côtes brésiliennes, Chine orientale, Inde, Japon et Corée.

Enfin, en termes de catégories de protection, il apparaît des différences continentales marquées (tabl. 3). D'une part, tous les continents ont une catégorie particulière représentant plus du tiers de la superficie mise en protection. D'autre part, on note une relation évidente entre la catégorie privilégiée et la période de développement principal des surfaces protégées sur le continent considéré (fig. 3).

On pourrait en conclure que les continents qui se sont engagés tardivement dans la création d'unités de conservation privilégient les formes durables de gestion. Cette analyse est correcte pour le Moyen-Orient et l'Océanie (même si les données sont partiellement faussées par des créations de très grandes unités, importantes en surface mais peu représentatives des catégories les plus diffusées sur la région), mais elle indique surtout la forte pérennité des aires protégées anciennes.

¹⁰ Celui-ci n'apparaît pas dans la liste, mais ce continent est, depuis 1997, protégé en intégralité par le protocole de protection environnementale du traité de l'Antarctique.

Tableau 3.

Catégorie de protection principale par continent.

Continent	Catégorie dominante en superficie	En pourcentage de la superficie protégée
Moyen-Orient	VI. Aire de gestion durable	76,21
Océanie	VI. Aire de gestion durable	50,09
Amérique du Nord	II. Parc national	42,56
Amérique du Sud	Hors catégorie (réserve indigène)	42,43
Europe	IV. Aire de gestion d'habitat ou d'espèce	35,87
Asie	V. Paysage protégé	35,60
Afrique	II. Parc national	33,78

Conclusion

Il semble donc que le monde de la conservation ait réussi, depuis l'émergence du développement durable comme référentiel central de l'action politique, à « conserver » ses propres modes d'action, principalement organisés sur les aires protégées. Certes, celles-ci sont de plus en plus intégrées aux espaces extérieurs et à d'autres modalités de gestion des territoires. Elles se diversifient également, en donnant une place plus importante à des formes douces de protection susceptibles de s'ouvrir aux pratiques anthropiques non explicitement dirigées vers la conservation de la nature. Mais cette articulation s'accompagne d'une extension des aires protégées classiques, qui rend caduque l'hypothèse d'une dilution – au sens d'une perte des spécificités des outils de protection spatiale – de la conservation dans le développement durable.

L'extension des aires protégées se confirme au cours de ces dernières décennies où mêmes les États les plus marginaux dans ces politiques se sont lancés dans des créations d'aires protégées. Il s'agit donc bien depuis maintenant plus de trente ans d'une réelle globalisation de cet outil, même si les différences régionales, tant en superficie qu'en types de protection, sont très marquées.

Le ralentissement observé ces toutes dernières années dans le taux de création des aires protégées traduit-il une rupture dans les

dynamiques d'extension mondiale ? Il est encore trop tôt pour répondre de manière tranchée à cette question, mais il est probable que le futur de la conservation soit caractérisé à la fois par une consolidation des territoires existants – et donc une pérennisation des politiques conservacionnistes – et par un renforcement des expérimentations et des innovations à la marge – permettant de s'inscrire dans les impératifs du temps tout en conservant l'acquis.

Références bibliographiques

AGRAWAL A., REDFORD K., 2006 – *Poverty, development, and biodiversity conservation: shooting in the dark?* New York, Wildlife Conservation society, Working paper n° 26.

BORRINI-FAYERABEND G., 2007 – *The « IUCN protected areas matrix ».* A tool toward effective protected area systems. Communication à l'IUCN Protected Areas Categories Summit, Almeria, 7-11 mai 2007.

BROOKS T. M., BAKARR M. I., BOUCHER T., DA FONSECA G. A. B., HILTON-TAYLOR C., HOEKSTRA J. M., MORITZ T., OLIVIERI S., PARRISH J., PRESSEY R. L., RODRIGUES A. S. L., SECHREST W., STATTERSFIELD A., STRAHM W., STUART S. N., 2004 – Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *Bioscience*, 54 (12) : 1081-1091.

CHAPE S., BLYTH S., FISH L., FOX P., SPALDING M., 2003 – *2003 United Nations List of Protected Areas.* Gland/Cambridge, IUCN/UNEP-WCMC, 44 p.

CHAPE S., HARRISON J., SPALDING M., LYSENKO I., 2005 – Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* (360) : 443-455.

CHAPIN M., 2004 – A challenge to conservationists. *Worldwatch Magazine*, nov.-déc. : 17-31.

Collectif, 2005 – A challenge to conservationists: Phase II. From reader. *Worldwatch Magazine*, janv.-fév. : 5-20.

GREEN M. J. B., PAINE J., 1998 – « State of the world's protected areas at the end of the twentieth century ». In : *IUCN, Protected areas in the 21st century: from islands to networks*, Albany, 23-29 novembre 1997, IUCN : 104-126.

HALPERN B. S., PYKE C. R., FOX H. E., HANEY J. C., SCHLAEPFER M. A., ZARADIC P., 2006 – Gaps and mismatches between global conservation priorities and spending. *Conservation Biology*, 20 (1) : 56-64.

HARRISON J., MILLER K., MCNEELY J. A., 1982 – The world coverage of protected areas: development goals and environmental needs. *Ambio*, 11 (4) : 238-245.

HAYES T. M., 2006 – Parks, people, and forest protection: an institutional assessment of the effectiveness of protected areas. *World Development*, 34 (12) : 2064-2075.

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) : 23-29.

JAMES A. N., GREEN M. J. B., PAINE J. R., 1999 – *A global review of protected area budgets and staff*. WCMC/World Conservation Press, WCMC Biodiversity Series n° 10, 55 p.

LANGHAMMER P. F., BAKARR M. I., BENNUN L. A., BROOKS T. M., CLAY R. P., DARWALL W., DE SILVA N., EDGAR G. J., EKEN G., FISHPOOL L. D. C., DA FONSECA G. A. B., FOSTER M. N., KNOX D. H., MATIKU P., RADFORD E. A., RODRIGUES A. S. L., SALAMAN P., SECHREST W., TORDOFF A. W., 2007 – *Identification and gap analysis of key biodiversity areas: targets for comprehensive protected area systems*. Gland, IUCN.

LE PRESTRE P., 2005 – *Protection de l'environnement et relations internationales : les défis de l'écopolitique mondiale*. Paris, A. Colin, 477 p.

MARGULES C. R., PRESSEY R. L., 2000 – Systematic conservation planning. *Nature*, 405 (6783) : 243-253.

MILIAN J., RODARY E., sous presse – « Les parcs nationaux dans le monde, un aperçu cartographique ». In Héritier S., Laslaz L. (dir.) : *Les parcs nationaux dans le monde. Protection, gestion et développement durable*, Paris, Ellipses, coll. Carrefours.

MYERS N., MITTERMEIER R. A., MITTERMEIER C. G., DA FONSECA G. A. B., KENT J., 2000 – Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (6772) : 853-858.

OLSON D. M., DINERSTEIN E., 2002 – The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89 (2) : 199-224.

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., COPPOLILLO P., SANDERSON E. W., DA FONSECA G. A. B., DINERSTEIN E., GROVES C., MACE G., MAGINNIS S., MITTERMEIER R. A., NOSS R., OLSON D., ROBINSON J. G., VEDDER A., WRIGHT M., 2003 – Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology*, 17 (1) : 116–131.

RODARY E., 2007 a – « La gouvernance de la biodiversité et le développement ». In Jacquet P., Tubiana L. (éd.) : *Regards sur la Terre. Biodiversité, nature et développement*, Paris, Presses de Science Po/AFD : 137-152.

RODARY E., 2007 b – Mobiliser pour la nature, ou la construction et la disparition du local. *LEspace Géographique*, 36 (1) : 65-78.

RODARY E., MILIAN J., à paraître – Quelles priorités mondiales pour les aires protégées ? *Revue Tiers Monde*.

RODRIGUES A. S. L., ANDELMAN S. J., BAKARR M. I., BOITANI L., BROOKS T. M., COWLING R. M., FISHPOOL L. D. C., DA FONSECA, G. A. B., GASTON K. J., HOFFMANN M., LONG J. S., MARQUET P. A., PILGRIM J. D., PRESSEY R. L., SCHIPPER J., SECHREST W., STUART S. N., UNDERHILL L. G., WALLER R. W., WATTS M. E. J., YAN X., 2004 – Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428 (6983) : 640-643.

SMITH R. D., MALTBY E., 2003 – *Using the ecosystem approach to implement the Convention on Biological Diversity: key issues and case studies*. Gland/Cambridge, IUCN, 118 p.

UICN, 1994 – *Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées*. Gland/Cambridge, UICN (CNAPPA)/WCMC, 261 p.

UICN, 1998 – *Liste des Nations unies des Aires protégées 1997*. Gland/Cambridge, UICN, 412 p.

ZIMMERER K., GALT R. E., BUCK M. V., 2004 – Globalization and multi-spatial trends in the coverage of protected-area conservation (1980-2000). *Ambio*, 33 (8) : 520-529.

Aires marines protégées et gouvernance : contributions des disciplines et évolution pluridisciplinaire

Christian CHABOUD, Florence GALLETI

Gilbert DAVID, Ambroise BRENIER

Philippe MÉRAL, Fano ANDRIAMAHEFAZAFY

Jocelyne FERRARIS

Dans la nébuleuse d'acteurs et de processus liés à la gouvernance des aires protégées, il est une place particulière pour les aires marines protégées (AMP). Selon la définition usuelle de l'UICN, les AMP ne concerneraient que le milieu marin¹. Nous intégrons à cette catégorie les aires protégées marines et côtières (APMC), qui englobent à la fois des composantes marines et terrestres.

Depuis une trentaine d'années, le nombre des aires marines protégées croît rapidement dans la zone intertropicale, où les enjeux de conservation de la biodiversité marine sont encore plus aigus qu'ailleurs. De 118 en 1970, il passe à 319 en 1980 (SILVA *et al.*, 1986), pour atteindre plus de 1 300 en 1995 (KELLEHER *et al.*, 1995), dont 400 concernent les seuls récifs coralliens (SALVAT *et al.*, 2002). En 2003, lors du Congrès mondial des parcs organisé à

¹ « Tout espace intertidal ou infratidal ainsi que ses eaux sous-jacentes, sa flore, sa faune, et ses ressources historiques et culturelles, que la loi ou d'autres moyens efficaces ont mis en réserve pour protéger en tout ou partie le milieu ainsi délimité. »

Durban par l'UICN, l'objectif de classement de 20 % des eaux marines mondiales en AMP d'ici 20 à 30 ans a été retenu. Les États insulaires sont très impliqués dans cette dynamique. En Océanie, le gouvernement de Fidji a pris l'engagement en 2005 de convertir 30 % de sa zone économique exclusive en AMP à l'horizon 2020 ; en 2006, les gouvernements de Palau, de Guam, des États fédérés de Micronésie, des Mariannes du Nord et des Marshall se sont engagés sur des objectifs analogues dans le cadre du défi micronésien (*Micronesian challenge*). Dans l'océan Indien, la mise en place d'un réseau régional d'AMP est en cours sous l'égide de la Commission de l'océan Indien, et Madagascar s'est lancée dans un ambitieux programme de création d'AMP.

Si les AMP restent encore limitées en superficie absolue par rapport aux aires protégées terrestres (voir Rodary et Milian, cet ouvrage), leur extension s'accélère fortement. En 2005, on comptait 5 127 aires marines protégées (dont 967 de niveau international) pour une surface représentant 0,6 % des océans. La France est également engagée dans un processus d'accélération de la création d'AMP, en métropole mais aussi et surtout dans l'outre-mer (la Réunion, Polynésie française, Nouvelle-Calédonie). Elle s'est dotée pour cela d'un outil institutionnel spécifique avec la création en 2007 de l'Agence des aires marines protégées par l'article 18 de la loi 2006-436 relative aux parcs nationaux, aux parcs naturels marins et aux parcs naturels régionaux. À ce jour, les réalisations (moins de 1 % de la zone économique exclusive, qui représente près de 11 millions de km² et fait de la France le deuxième pays maritime du monde) sont bien loin d'atteindre les engagements internationaux pris dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique qui visent à la création d'un réseau complet et cohérent d'aires marines protégées d'ici 2012. Ce réseau devrait représenter 10 % des écosystèmes marins sous juridiction nationale.

Si les aires marines protégées répondent à la préoccupation de disciplines biologiques face à l'érosion de la biodiversité marine et, de plus en plus, au manque d'efficacité de la gestion des pêches (CHABOUD et CURY, 1998 ; PAULY *et al.*, 2003 ; HILBORN *et al.*, 2004), elles sont désormais un laboratoire de la gestion intégrée des zones côtières (DAVID, 1998). Leur création s'accompagne d'effets induits d'ordre économique, juridique, géographique et social, et

de recompositions territoriales visibles ou sous-jacentes, dans lesquelles les ONG locales, nationales et internationales tiennent un rôle majeur. Leur étude exige donc un point de vue pluridisciplinaire. Les sciences juridique et économique sont sollicitées pour concevoir des systèmes de gestion, les inscrire dans un contexte juridique et économique à diverses échelles, et évaluer le coût et les avantages des AMP en termes de conservation de la ressource et de développement économique d'acteurs différenciés. Par ailleurs, jamais la bio-écologie n'a été autant mise à contribution pour la conception des AMP et la mise au point d'indicateurs d'évaluation et de suivi. Les effets des AMP sur la biodiversité écologique ont été largement étudiés (RUSS, 2002 ; PELLETIER *et al.*, 2005), alors que les évaluations des bénéfices socio-économiques sont le plus souvent partielles et concernent peu les pays du Sud (ORACION *et al.*, 2005). Il convient de plus d'analyser la compatibilité entre les trois objectifs majeurs, et souvent concurrents, assignés aux AMP : conservation de la biodiversité, gestion des pêches, et promotion des usages récréatifs. La performance des AMP doit donc être mesurée en termes biologiques mais également selon des considérations sociales, économiques et institutionnelles, afin d'évaluer la pertinence et l'efficacité du dispositif de gouvernance que représente l'AMP.

Reste que les contraintes qui pèsent sur la mise en place de systèmes de gouvernance d'AMP sont mal connues des chercheurs, des usagers, des gestionnaires, des administrateurs ou des décideurs politiques concernés, et mal expliquées aux acteurs de la société civile impliqués ou aux riverains (GALLETTI, 2006). De même, les retombées de ces dispositifs sont à évaluer, ouvrant un chantier de recherche important longtemps différé. Si les conséquences des AMP sur la conservation biologique paraissent positives – quand elles ont pu être évaluées –, celles sur les populations riveraines et sur les usagers sont discutées, souvent ambivalentes. Elles rendent ainsi les AMP difficiles à justifier et à défendre (PELLETIER *et al.*, 2005).

Nous traitons ici des aires marines protégées selon les points de vue des disciplines géographique, écologique, économique et juridique, autour d'un axe : la vision, par les disciplines citées, de caractéristiques propres des aires marines par rapport aux aires terrestres protégées. De ces caractéristiques découle un particula-

risme de la gouvernance de ces territoires marins, ou semi-marins et côtiers². Dans une première partie, notre exposé s'attache à rendre compte de la manière dont ces différentes disciplines scientifiques abordent la spécificité des AMP. Il démontre ensuite comment la problématique de la gouvernance des AMP implique de dépasser ces approches disciplinaires.

L'aire marine protégée, objet disciplinaire spécifique pour la géographie, l'écologie, l'économie et le droit

L'approche spatialisée de l'AMP par la géographie

S'il est reconnu quatre projets à la géographie, « l'étude des paysages, l'étude des rapports homme-nature, l'analyse spatiale et la description régionale » (PATISSON, 1964), seuls les trois premiers concernent les aires protégées. Le paysage des AMP se distingue de celui des aires protégées terrestres par sa structuration en deux plans spatiaux : la surface et le fond sous-marin ; par l'absence de composante anthropique permanente, les embarcations en surface relevant d'un paysage de l'éphémère ; enfin, par la moindre importance de la topographie dans la structuration des taxons paysagers³. Dans le domaine de la *géographie du littoral*, l'évolution quarantenaire qui veut que le concept de paysage se fonde dans celui de géosystème (RICHARD, 1989) est plus achevée

² À l'appui de ces analyses sur la spécificité du milieu marin, littoral et côtier, viennent des éléments issus de la littérature scientifique relative aux AMP, des recherches menées par l'IRD sur la mise en protection des écosystèmes coralliens en Océanie et dans l'océan Indien, des éléments de la recherche sur les aires marines à Madagascar soutenue par l'action transdépartementale incitative « Aires protégées » de l'IRD, 2004-2006.

³ En effet, la connaissance de la bathymétrie fine des petits fonds qui caractérisent les AMP côtières est encore très incomplète, en raison d'un manque d'outils de mesure adaptés ; les taxons paysagers se composent donc uniquement d'informations relevant de la géomorphologie et de la bionomie, acquises par télédétection aérienne ou satellitaire accompagnée d'une vérité terrain.

(CORLAY, 1995 ; 1998). Le géosystème établit ainsi un pont entre l'étude des paysages et l'analyse spatiale.

La perspective systémique du littoral permet de voir l'AMP comme un mécanisme de création territoriale. La création d'AMP transforme les espaces sur lesquels elles s'inscrivent. On est donc en présence de plusieurs types de territoires dynamiques : l'espace des usages et pratiques des populations riveraines sur les ressources de l'AMP ; les géosymboles⁴ et territoires des représentations que ces populations se font des ressources, de leur habitat et des usages qui en sont tirés ; le territoire de la réglementation, qui se compose des zonages instaurés par le plan de gestion de l'AMP ; et enfin, le territoire des représentations que les populations riveraines de l'AMP se font de cette réglementation et des usages qui en découlent (DAVID *et al.*, 2006).

Ce type de création territoriale est inhérent à toute aire protégée mais, en raison des densités humaines plus fortes sur les littoraux et de l'importance que revêtent la pêche vivrière et la pêche commerciale dans l'économie du littoral, une création d'aire protégée suscite plus de réactions de la part des communautés locales qu'en milieu terrestre. La géographie analyse alors les dynamiques diachroniques et synchroniques entre ces objets spatiaux associés à toute création d'AMP. À cela s'ajoutent les liaisons entre l'AMP et les territoires environnants, et notamment le territoire terrestre des populations riveraines de l'AMP, l'espace des usages qui se concentrent en lisière de l'AMP, le nouvel espace halieutique créé par les aides à la pêche obtenues en compensation de la création de l'AMP. Le géographe peut alors concevoir la spécificité des AMP selon les points suivants.

Au *niveau local*, l'AMP est une création territoriale, à l'interface entre les écosystèmes et les socio-systèmes *du littoral*, dont elle modifie la direction d'une partie des flux de matière et d'information. À ce titre, elle constitue une discontinuité spatio-temporelle, assimilable à un « gel » de l'espace dans le temps qui équivaut à un « gel » du temps sur cet espace. Cette discontinuité revêt plusieurs formes. Tout d'abord, l'AMP est un espace de gestion et de

⁴ J. BONNEMAISON (1981) définit les géosymboles comme des lieux et des itinéraires que les hommes se sont appropriés au cours des générations et par lesquels leur culture s'inscrit.

gouvernance qui trop souvent fonctionne tel un système fermé, n'ayant que le minimum de relations avec les bassins versants et l'environnement socio-économique local, si ce n'est pour minimiser le braconnage ou en tirer des revenus. D'un point de vue touristique, l'AMP est un espace attractif, générant parfois en bordure une concentration d'hôtels et de clubs de plongée sous-marine, alors que vis-à-vis des pêcheurs, l'AMP est un espace repoussoir (déplacement de l'effort de pêche vers d'autres espaces et d'autres espèces), mais aussi attractif (effet lisière). Les AMP auront des effets complexes sur les pêcheries : exclusion dans les zones en défens, mais aussi réaffectation dans l'espace et selon les espèces cibles. Elles impliquent aussi un repositionnement des pêcheries au sein des systèmes d'activités littorales : les activités d'exploitation directe des ressources marines étant en partie ou totalement écartées, au sein des AMP, au profit d'activités touristiques ou de non-usage. Des réseaux de gestionnaires sont également en voie de constitution sous l'impulsion d'ONG internationales de la conservation.

Comparées aux aires protégées terrestres, les AMP présentent une plus grande vulnérabilité vis-à-vis du milieu local. Moins pluri-actifs que les chasseurs, les pêcheurs s'opposent souvent à leur création. La pérennité des AMP passe alors par une gestion intégrée du littoral de part et d'autre de l'AMP, qui prenne également en compte les bassins versants, de manière à réduire les flux ter-rigènes et de polluants que ceux-ci génèrent (DAVID *et al.*, 2007).

Un espace naturel pour l'écologie

Les objectifs écologiques de la conservation

La Convention sur la diversité biologique, ainsi que les actions menées par les grandes ONG internationales comme le WWF ou l'UICN, ont permis des avancées importantes à la base de la réflexion pour la création d'AMP. Outre l'augmentation du nombre d'espaces de protection, les objectifs visent à accroître le nombre d'habitats différents avec une attention particulière pour les espèces menacées et les écosystèmes sous-représentés, comme la haute mer, avec la problématique particulière des espèces migratrices ; sont également pris en compte les écosystèmes écologi-

quement importants méritant une protection et un suivi efficaces tels que les monts sous-marins ou les récifs coralliens tropicaux et des eaux froides. Les enjeux de la conservation, qui impliquent par exemple de protéger les habitats essentiels tels que les aires de frai et d'alevinage par la mise en place de fermetures temporelles ou localisées, de maintenir les fonctionnalités de l'écosystème ou d'établir des corridors marins entre AMP afin de favoriser la résilience des écosystèmes aux changements climatiques, sont souvent confrontés à une méconnaissance des dynamiques écologiques, particulièrement dans des écosystèmes de forte diversité tels que les récifs coralliens. Ces milieux font cependant l'objet d'une attention particulière en termes de protection et de mise en place de plans de gestion, mais également de recherche, face aux nombreuses pressions anthropiques et au constat d'une dégradation importante à l'échelle mondiale (on peut citer par exemple la demande de classement au patrimoine mondial de l'Unesco du récif corallien de Nouvelle-Calédonie).

L'exemple des écosystèmes coralliens

Les écosystèmes coralliens, pour lesquels le concept de réserve correspond à une mesure de gestion traditionnelle depuis des siècles dans les régions du Sud-Est asiatique ou du Pacifique, et dont l'usage est en augmentation dans de nombreuses zones (JOHANNES, 2002), sont particulièrement représentatifs de la problématique des AMP dont ils mettent en lumière les principales caractéristiques bio-écologiques. Regroupant différents milieux caractéristiques interconnectés (herbiers, mangroves, récifs, passes), ils constituent un réseau d'habitats essentiels au cycle de vie des espèces (reproduction, alimentation, croissance, refuge), qui sont autant de zones potentielles de pêche. La diversité d'habitats explique la grande biodiversité des écosystèmes coralliens. À l'échelle locale, la fragmentation naturelle élevée de l'habitat s'explique par la morphologie des constructions récifales. À la différence des lagons, les pentes externes sont plus soumises au processus de recrutement larvaire océanique et moins exposées aux pressions anthropiques ; elles sont aussi plus intéressantes pour suivre l'impact du changement climatique. À l'échelle régionale, les communautés rencontrées d'une île à l'autre sont clairement définies dans l'espace. La biodiversité des poissons, végétaux et invertébrés dépend de la position

géographique de l'île (gradient de biodiversité décroissant d'ouest en est dans le Pacifique et d'est en ouest dans l'océan Indien), du type (île haute ou atoll, atoll fermé ou ouvert) et de la taille de cette dernière et de son isolement. Opérationnelle aux échelles locale et régionale, la fragmentation naturelle des écosystèmes coralliens est donc un des facteurs essentiels à prendre en compte dans la conception des AMP et l'établissement de réseaux d'AMP. De la taille et de la distribution spatiale des AMP va dépendre le degré de protection des communautés biologiques à l'intérieur des réserves et l'influence sur les zones adjacentes. Ainsi, le plan de gestion de l'espace maritime de l'île de Moorea en Polynésie française, mis en place en 2004, comprend un réseau de huit AMP délimitées chacune depuis la côte jusqu'au récif barrière, si possible à proximité d'une passe, afin de tenir compte des critères écologiques pour définir la taille et la localisation des zones à protéger.

Dispersion larvaire et échanges de substances nutritives

Le phénomène de la dispersion larvaire est un autre point important. Outre le principal effet attendu d'une AMP, à savoir la restauration du stock reproducteur à l'intérieur de la zone mise en défens, un des effets souhaités est l'exportation de la biomasse des espèces exploitées à l'extérieur. Le cycle de vie de la majorité des espèces marines présentes en milieu récifal est divisé en deux phases distinctes : l'une, pélagique, concerne les œufs et/ou les larves ; l'autre, relativement sédentaire, les juvéniles et les adultes. Cette dispersion larvaire explique les faibles taux d'endémisme et d'extinction d'espèces dans les écosystèmes marins comparés aux milieux terrestres. Elle divise également les AMP en deux catégories : celles qui exportent des larves et celles qui en reçoivent. Dans le premier cas, la population locale est largement le fait d'un autocrutement. Dans le second cas, elle dépend du recrutement de larves provenant d'autres populations (SHANKS *et al.*, 2003) et son devenir en tant qu'outil de conservation nécessite que le littoral auquel elle est liée par le flux larvaire soit également protégé.

Les échanges de substances nutritives entre les écosystèmes adjacents tels que mangroves et récifs coralliens, et les interactions entre zones pélagiques et benthiques (c'est-à-dire les eaux libres et les eaux des fonds marins) ou entre littoral et eaux côtières doi-

vent également être pris en compte lors de la création d'AMP, même si les mesures de gestion n'empêcheront pas les sédiments, les pollutions ou les espèces invasives de pénétrer dans la zone protégée (ALLISON, 1998 ; SIMBERLOFF, 2000).

Les implications écologiques de la variabilité temporelle

Si l'espace représente le facteur principal qui structure les communautés des écosystèmes coralliens – d'où l'importance d'une gestion spatialisée –, le temps constitue également un paramètre clef dont il convient d'étudier la relation avec l'échelle géographique et les processus biologiques concernés. La variabilité interannuelle est dictée par les phénomènes climatiques à l'échelle de la planète alors que les variabilités à pas de temps plus court s'expliquent par les cycles nyctéméraux (journaliers), lunaires ou saisonniers. En 1998, l'épisode massif de blanchissement des récifs coralliens de l'océan Indien a montré que les AMP ne constituent en aucun cas une protection contre cette menace, et la vulnérabilité au blanchissement constitue désormais un critère important pour la localisation des AMP futures, l'accent étant mis sur la mise en réserve (pour les soustraire aux pressions anthropiques) des récifs les plus résilients. Les migrations liées au cycle de vie des espèces sont également à prendre en compte⁵, au même titre que l'ensemble des interactions espace-temps-système biologique afin de les inclure dans la localisation et la régulation des usages des AMP.

Quels indicateurs écologiques pour suivre et évaluer les AMP ?

L'établissement de « points zéro » et les suivis nécessitent de définir des indicateurs tenant compte des effets écologiques attendus des AMP au regard des objectifs de gestion, de la capacité et du temps de réponse des communautés naturelles et des caractéristiques fonctionnelles des espèces (ADJEROUD *et al.*, 2005 ; PELLETIER *et al.*, 2005 ; CLUA *et al.*, 2005 ; CHABANET *et al.*, 2005). Les indicateurs

⁵ Les migrations génésiques consistent en un rassemblement d'espèces dans certains sites à certaines périodes pour la reproduction ; les migrations ontogéniques correspondent à un déplacement de cohortes (ensemble d'individus de même âge) au cours de la croissance ; les migrations trophiques correspondent à un déplacement d'individus entre deux habitats distincts pour s'alimenter.

écologiques préconisés pour le suivi des AMP concernent généralement les espèces emblématiques, les espèces cibles de la pêche, ainsi que la biodiversité et les caractéristiques globales de la communauté et/ou la qualité de l'habitat. Ils doivent être définis en fonction du plan de gestion de l'AMP et des objectifs prioritaires et des contraintes de la structure chargée de son application. Ces objectifs évoluent au cours du temps⁶, ce qui implique de nouvelles connaissances sur les systèmes biologiques et de nouvelles mises en usage régulières.

Un territoire et un lieu d'activités spécifiques pour l'économie

BOERSMA et PARRISH (1999) précisent que les objectifs économiques sont prépondérants dans la création des AMP, en raison de la valeur économique des écosystèmes les accueillant. Dans une tentative d'estimation de la valeur des services environnementaux des principaux écosystèmes de la planète, COSTANZA *et al.* (1997) ont attribué aux écosystèmes côtiers (les plus concernés par la création d'AMP) une valeur moyenne de 4 052 dollars/ha, supérieure, à titre de comparaison, à celle des forêts tropicales (969 dollars/ha). Parmi les milieux marins côtiers, les valeurs les plus élevées correspondraient aux estuaires (22 000 dollars/ha), aux herbiers (19 000 dollars/ha) et aux récifs (6 000 dollars/ha), avec des services environnementaux différents selon les milieux : services récréatifs pour les récifs et recyclage de nutriments dans les estuaires et les herbiers. La création d'AMP permettrait de maintenir ou de rétablir ces fonctions environnementales et donc les richesses auxquelles elles contribuent. Dans un article récent, MARTINEZ *et al.* (2007) confirment l'importance économique des zones côtières et des océans, qui représenteraient entre 60 et 70 % de la valeur des écosystèmes mondiaux.

Les AMP sont également envisagées comme une voie prometteuse pour la gestion des ressources marines et côtières (RUSS, 2002),

⁶ Ainsi les gestionnaires d'AMP sont confrontés au problème de l'évaluation des impacts de la plongée sous-marine ou de la pêche récréative, activités généralement mal estimées et dont la pratique augmente avec l'efficacité de la mesure de protection.

mais dans quelle mesure l'outil AMP est-il plus efficace que les autres formes de régulation des pêches ? Bien que mises en avant comme une alternative aux méthodes conventionnelles de gestion par l'approche écosystémique des pêches, les AMP ne sont pas considérées comme une panacée mais comme un outil indispensable à l'usage durable des ressources (CURY et MISEREY, 2008). Pour l'économie, après la création de richesse par les écosystèmes, les questions majeures sont la répartition de ces richesses et la justice sociale. Les AMP concernant des zones et des ressources de grande valeur, leur création induit des effets de répartition intra- et inter-générationnels qui conditionnent leur acceptabilité économique et sociale et le respect d'un critère d'équité minimale. La question de la distribution dans le temps des impacts économiques des AMP paraît cruciale : les coûts d'opportunité supportés à la création des AMP sont immédiats et certains, alors que les effets positifs (bénéfices économiques et autres avantages) attendus sont futurs et incertains, surtout quand ils sont essentiellement liés au maintien ou à la réhabilitation de fonctions environnementales.

Enfin, la question des AMP interpelle l'économie des institutions. La mise en place d'AMP suppose des conditions particulières de gouvernance qui reposent sur des particularismes locaux, mais aussi sur des modèles recommandés par les organisations environnementales internationales. La réussite des AMP repose en grande partie sur la qualité des montages institutionnels et de l'action collective induite ou renforcée. Les questionnements économiques sont ici proches de ceux du droit : la qualité des constructions institutionnelles conditionne les coûts de transaction lors de la création et pour la gestion courante de l'AMP, notamment si cette dernière s'appuie sur un modèle concertatif ou participatif impliquant de multiples groupes d'acteurs.

Par ailleurs, l'activité touristique connaît un essor considérable dans les zones côtières. On observe depuis 1990 (HALL, 2001) un passage d'un tourisme essentiellement balnéaire vers un tourisme associant activités balnéaires et activités plus sportives ou de découverte (CHABOUD *et al.*, 2004). La création d'AMP devient alors une interface entre une filière économique internationale qui voit les AMP comme un actif spécifique d'une destination touristique quelconque et des politiques environnementales qui tentent de canaliser la pression touristique au sein d'écosystèmes

fragiles. À Madagascar, par exemple, le développement du tourisme, et particulièrement de l'écotourisme, est considéré comme un moyen de créer des revenus locaux en compensation des contraintes imposées par les politiques de conservation sur les usages traditionnels. Quelques expériences dans le sud-ouest de ce pays montrent que cela repose sur un ensemble de conditions économiques et de gouvernance rarement vérifiées (voir Méral *et al.*, cet ouvrage). On peut citer notamment la gouvernance de la filière touristique internationale, peu favorable à un partage équitable des gains entre acteurs locaux et opérateurs en amont (CHABOUD *et al.*, 2004).

Pour les économistes, les AMP cristallisent fortement les enjeux de durabilité et mettent l'accent sur les liens du local à l'international et sur les modalités de gouvernance des territoires concernés. La question de l'évaluation économique et du partage des coûts et des avantages apparaît dans ce contexte cruciale et peu développée.

Un territoire régi par le droit

Les différents droits mobilisés dans l'étude des AMP

Bien qu'elle soit juridique par nature, puisque ce sont des prescriptions juridiques qui déterminent sa naissance officielle et son fonctionnement (FROGER et GALLETI, 2007), l'AMP est un objet d'étude récent pour la discipline juridique (CHABOUD et GALLETI, 2007), situé à l'intersection entre le droit de la mer, le droit du littoral (quand il existe), le droit de l'environnement et même le droit économique. Cette émergence est liée, d'une part, à la place croissante, dans le droit international de la mer, de la composante « conservation » et des obligations imposées à l'État côtier de réguler les atteintes aux diverses zones maritimes dont il est responsable ; d'autre part, à l'intérêt que le droit international de l'environnement (conventions internationales et régionales) porte aux zones marines « simples » ou constituées en réseaux, en grappes ou en corridors (sur cette notion, voir Carrière *et al.* ainsi que Bonnin, cet ouvrage). Si le droit de l'environnement est postérieur à la création des premières aires protégées, il en est aujourd'hui l'un des premiers supports. L'AMP ne se développe pas non plus indépen-

damment de l'orientation du droit des pêches vers la préservation de zones protégées-réservoirs de ressources halieutiques. L'AMP, enfin, joue le rôle de révélateur pour le droit moderne : elle révèle l'existence d'un droit autochtone et d'usagers historiques des espaces marins et côtiers. Cela concerne les réserves ou AMP « coutumières » ou « traditionnelles », ainsi que la question connexe de l'intégration, l'opposition ou la reconnaissance par le droit « moderne » des droits locaux préexistants sur l'espace marin côtier.

Le rôle de l'État et la juxtaposition des compétences

À l'échelle nationale, les écosystèmes marins et les AMP ne sont pas des espaces sans droit(s) ni régulation(s). Ils relèvent de régimes de droit, tel celui de la « domanialité publique maritime », différents de ceux du « domaine public » ou du « domaine privé de l'État » terrestres. Les écosystèmes marins abritent aussi des secteurs d'activités (circulation et commerce maritime, filière tourisme, pêche industrielle et artisanale...) dans lesquels l'État est fortement impliqué (par le biais de certains ministères ou institutions spécialisées...) et où le droit public et économique est sollicité d'une manière différente de celle relative au territoire terrestre. Des éléments historiques sont à l'origine de la présence de l'État sur les zones maritimes et côtières : le contrôle du territoire maritime national pour des raisons d'ordre public et de police, avec des ministères comme ceux de l'Intérieur ou de la Défense, l'interventionnisme de l'État dans le secteur de la pêche, le principe juridique déterminant (pour la gestion) de la souveraineté de l'État sur ses ressources halieutiques et minérales. Ces aspects ne doivent pas être perdus de vue quand sont en discussion des systèmes administratifs et politiques de gestion des AMP. Le cas de l'aire protégée marine et côtière (APMC) est plus particulier encore, car se superposent des aspects propres au droit de la mer et d'autres relatifs à la gestion du territoire terrestre ou littoral. Les institutions spécialisées sur le milieu marin auront des difficultés pour gérer l'espace terrestre d'une APMC, et réciproquement ; l'exemple des difficultés que connaissent des pays insulaires face à ces questions est souvent cité.

L'extension rapide des aires protégées marines à laquelle on assiste, notamment dans la zone intertropicale, s'inscrit, au premier abord,

dans la continuité du mouvement, plus ancien, de la multiplication des aires protégées en milieu terrestre. Cependant, les points de vue de différentes disciplines sur les AMP ont mis en évidence un certain nombre de spécificités qui tiennent, entre autres, à la prégnance des enjeux économiques et d'accès aux ressources et aux espaces. Par exemple, l'exploitation commerciale des ressources vivantes de la mer, qui n'a pas d'équivalent en milieu terrestre, devra désormais composer avec les intérêts touristiques ou encore avec les objectifs de la conservation. Pour l'ensemble des disciplines scientifiques concernées, la question de la gouvernance s'avère centrale, mais il convient de savoir si les cadres d'approche disciplinaires sont toujours suffisants pour y répondre.

Vers une approche pluridisciplinaire de l'AMP et de ses dispositifs de gouvernance

Ce n'est ni une rupture, ni une continuité dans l'étude scientifique de l'AMP que l'on identifie, mais plutôt un glissement, peut-être une transformation. Celle de l'AMP perçue par discipline vers l'émergence d'un objet pluridisciplinaire nouveau. Par ailleurs, l'imbrication des spécificités a des conséquences sur l'étude et la conception des schémas de gouvernance des AMP, moins monodisciplinaires, plus expérimentaux et plus réceptifs à d'autres disciplines que le droit et l'économie, classiquement rattachés à l'administration des territoires et à la décision publique. Tend à se créer une gouvernance des AMP entre organismes publics et privés qui s'appuie sur toutes les informations disciplinaires qui ont pu être mobilisées.

De l'AMP perçue par discipline à l'AMP comme objet pluridisciplinaire

L'AMP est un objet complexe, et toute lecture strictement disciplinaire n'aborde qu'une partie des ensembles et relations qui la structurent. La compréhension de l'organisation du système AMP

nécessite le concours de diverses disciplines pour que l'objet AMP soit compris dans sa transversalité.

Les spécialistes s'intéressant aux AMP sont peu nombreux, quel que soit le pays considéré. L'accroissement du nombre d'AMP dans la zone intertropicale génère une demande croissante d'études pluridisciplinaires sans que l'offre d'expertise n'augmente⁷, même si des évolutions sont perceptibles⁸. Il est rare qu'une équipe de spécialistes de différentes disciplines puisse être réunie. Souvent, on se limite alors à associer un expert des sciences biologiques et un expert des sciences sociales, en amalgamant des disciplines aussi diverses dans leurs problématiques et leurs méthodes que l'anthropologie, le droit, l'économie, l'histoire, la géographie, la science politique et la sociologie. Cette situation contraint les chercheurs d'une discipline à investir le champ des disciplines connexes, voire celui d'une discipline thématiquement plus éloignée, mais dont la contribution est indispensable à la compréhension du système AMP. L'amalgame d'emprunts à plusieurs disciplines pas toujours bien assimilés tend à générer une approche disciplinaire « hybride », que d'aucuns pourraient qualifier de « science sabir des AMP ».

L'imbrication des particularismes de l'AMP détermine presque inéluctablement une approche pluridisciplinaire, sinon transversale. En effet, les spécificités géographiques ou économiques des AMP ont des implications juridiques qui devraient amener le gestionnaire à différencier les AMP des aires protégées terrestres, au moins en ce qui concerne leur système de gestion fonctionnel et leur schéma d'administration.

⁷ La faiblesse de l'offre scientifique des pays du Sud s'explique par le nombre restreint de chercheurs spécialisés sur les écosystèmes et encore plus sur les socio-systèmes littoraux. D'une manière générale, les départements de sciences sociales s'intéressent peu au milieu littoral, encore moins au milieu marin, et les étudiants formés sur le monde rural ou la ville préfèrent s'investir dans l'étude de ces derniers plutôt que sur les « terrains » littoraux et marins.

⁸ En Afrique de l'Est, une réflexion menée au sein de la Western Indian Ocean Marine Science Association vise à fédérer les chercheurs travaillant sur les littoraux de neuf pays pour construire des cursus pluridisciplinaires permettant, à côté des océanographes, de former des généralistes des milieux « littoral et marin » et des chercheurs en sciences sociales disposant de bonnes connaissances sur l'environnement côtier.

Ainsi, en tant qu'espace maritime ouvert, une AMP implique des difficultés de contrôle et de surveillance sans commune mesure avec les cas de périmètres terrestres protégés, et suscite des conflits forts entre les institutions de gestion et les opérateurs économiques. Lorsque les AMP sont constituées d'espaces situés le long de la frange côtière, cette configuration complique les politiques d'aménagement du littoral et les relations juridiques entre élus, acteurs locaux et opérateurs touristiques. Par ailleurs, les zones transformables en AMP subissent souvent une pression anthropique amplifiée, émanant des acteurs économiques sur les ressources littorales. En réaction, les autorités publiques centralisées ou déconcentrées affichent une volonté de maîtrise de ces activités et des flux humains, et tendent à mettre en avant l'arsenal juridique censé garantir une régulation efficace des atteintes environnementales et des transactions économiques. D'une certaine manière, les traditions de contrôle sur le domaine maritime, souvent militaires, n'ont pas disparu et sont ravivées à l'occasion de conflits d'intérêts entre opérateurs économiques, conflits auxquels l'État entend apporter des régulations et des solutions. Le fait que les États du Sud affrontent une pénurie flagrante de moyens financiers et logistiques ne modifie pas leurs velléités de contrôle des zones, même si elle reste souvent théorique. Au final, l'AMP devient bien une catégorie à part d'espace à protéger (CHABOUD et GALLETI, 2007).

L'imbrication des spécificités de l'AMP et ses conséquences sur les schémas de gouvernance

Chercheurs et décideurs sont obligés à des efforts académiques pour traiter l'AMP et ses dispositifs de gouvernance comme un ensemble rhizomique à la jonction entre nature et société.

L'apport de la géographie à la gouvernance des AMP est ici évolutif. La dimension temporelle revêt une grande importance pour décliner les rapports homme/nature et les processus de gouvernance associés. Elle montre que les aires protégées ont été initialement conçues sur un modèle insulaire qui peu à peu se transforme en un modèle réticulaire, fondé sur les corridors écologiques (voir Carrière *et al.* et Bonnin, cet ouvrage). Favorisant

l'accessibilité de la biodiversité et sa mise en valeur touristique, cette évolution est porteuse de nouveaux risques pour les aires protégées terrestres (GRENIER, 2003). En mer, le modèle réticulaire s'est imposé de fait aux biologistes en raison de la « perméabilité » du milieu aquatique aux flux de larves et de juvéniles. En revanche, en matière de gouvernance, les AMP ont été conçues, sur le modèle des aires protégées terrestres, comme des discontinuités spatiales (GAY, 2003 ; DAVID, 2003). À terre, la généralisation récente du concept d'espace tampon, introduit par l'Unesco dans les années 1970 dans ses réserves de biosphère, réduit les discontinuités entre l'espace protégé et celui qui ne l'est pas. Dans le cas des AMP, on note au contraire, en mer, une accentuation de la discontinuité, l'espace des usages en lisière de l'aire protégée étant l'objet d'une pression anthropique accrue sur les ressources : accroissement de l'effort de pêche et diversification des activités avec le développement du tourisme de « plongée sous-marine ». Afin de limiter cette accentuation de la discontinuité en milieu récifal, il est généralement proposé la création d'un nouvel espace halieutique plus au large, via la mise en place de dispositifs de concentration de poissons permettant de reporter l'effort de pêche au-delà de la zone récifale (DAVID, 1998).

Toutefois, lorsque la valeur monétaire de la ressource exploitée est élevée, il est indispensable d'associer à la création de l'AMP une régulation de la pression halieutique sur les espaces marins périphériques pour éviter la surpêche sur les espèces protégées. Cette mesure doit être complétée à terre par la création d'activités génératrices de revenus, généralement considérées par les communautés locales comme la « juste rétribution » de leur implication dans la gestion de l'AMP.

L'exemple du parc marin de Mohéli aux Comores montre que lorsque la gouvernance de l'aire protégée est efficace, il est parfois demandé aux gestionnaires d'étendre leur action à l'ensemble du territoire terrestre des communautés riveraines de l'AMP (DAVID *et al.*, 2003). L'intégration spatiale entre la terre et la mer au sein d'une même AMP est une orientation nouvelle, parfois mise en œuvre au niveau *national* pour promouvoir un produit touristique « aire protégée » qui soit le plus complet possible. En revanche, au niveau *international*, la protection de la biodiversité s'envisage toujours selon une dichotomie essentielle entre milieux marin et

terrestre, comme l'illustrent les résultats des approches dites éco-régionales promues par le WWF. L'accent est plutôt mis sur l'identification de foyers de biodiversité et des relations spatiales existant entre eux.

Dans ce contexte, la prise en compte de la connectivité écologique des récifs conduit aujourd'hui à inclure une dimension *régionale* dans la gouvernance des AMP. Ainsi, dans l'océan Indien, la création d'un réseau régional des AMP fait actuellement l'objet d'un programme piloté par le WWF sous l'égide de la Commission de l'océan Indien et financé par le Fonds français pour l'environnement mondial. Cette dimension régionale est un facteur de réduction des discontinuités que forment les AMP par rapport au milieu environnant. Il arrive également qu'en cas de conflits potentiels entre deux États portant sur des ressources littorales ou marines (pétrole ou poissons), les AMP soient utilisées dans une perspective régionale comme des marqueurs de discontinuité géographique, voire comme des facteurs d'accroissement de ces discontinuités lorsque l'AMP fait office d'espace tampon, politiquement neutre entre les deux États, la gestion de ce territoire frontalier étant dévolue à une ONG d'envergure internationale.

En termes d'organisation de dispositifs de gouvernance, le droit occupe une place privilégiée, du fait des fonctions et dimensions juridiques du système d'administration des AMP. On peut ainsi citer le mode de production des règles appliquées dans l'AMP, les conditions de leur application, l'évaluation du fonctionnement quotidien de l'administration, de la gestion, du financement, du contrôle, de la sanction, de la négociation et de la régulation des crises.

L'économie, tout aussi concernée par l'étude des AMP, y trouve un champ de collaboration avec le droit. Le changement institutionnel suscité par la création d'AMP produit des effets multiples et parfois contre-intuitifs interdisant une analyse simpliste ou naïve. Le recours à plusieurs disciplines devient alors un avantage. Ainsi, l'économie montre que le modèle participatif qui sous-tend la délégation de gestion, souvent implicite dans la promotion de la bonne gouvernance, induit des coûts de transaction pouvant réduire l'efficacité des AMP dans la poursuite de leurs objectifs de conservation et de développement durable local. La « proliféra-

tion des institutions » menace dans le montage des AMP au Sud, et la recherche de rente « institutionnelle » est parfois contre-productive (BAGHWATI, 1982), eu égard aux objectifs assignés aux AMP. Pour sa part, le droit montre que les attermolements du modèle participatif peuvent annoncer le retour à un interventionnisme étatique, dans la conception et dans les méthodes. Celui-ci refait surface, soit en cas de désaccords ou d'enlisement des consensus entre acteurs non étatiques concernés par l'AMP, soit en cas d'échec de l'harmonisation entre les interventions des administrations et les pratiques civiles locales (modes de vie, de consommation et d'exploitation des habitants et acteurs historiques sur les milieux et ressources naturelles), ou encore quand le bailleur de fonds d'une AMP se retire et que se relâche alors la pression qu'il exerce sur les services administratifs au bénéfice d'une gestion plus locale.

Au-delà des réseaux de sites marins et/ou côtiers gérés par l'État de manière classique, selon une gouvernance commentée (FÉRAL, 2007), existent des zones cogérées avec des communautés locales et d'autres parties prenantes, des aires protégées privées gérées par leurs propriétaires. Ces schémas plus territorialisés font partie du mouvement visant à ramener la conservation « par le bas » ; ils sont la dernière manifestation de la recherche récurrente de la gouvernance réussie de l'AMP, la cogestion étant « à la mode » en matière de gouvernance environnementale. Mais c'est cas par cas que les transformations de la gouvernance des AMP se manifestent : parfois, la cogestion traduit l'impuissance de l'État à gérer les AMP, elle est alors une solution par défaut, dont le seul coût pour l'État est sa mise en forme juridique ; le coût politique est plus élevé, impliquant un certain abandon de souveraineté par renoncement à des prérogatives interventionnistes centralisées ; parfois, elle est une réussite portée par les deux parties.

La réapparition de l'État est de nature politique, s'appuyant sur les tendances environnementalistes internationales. Depuis les sommets de Stockholm en 1972 et de Rio de Janeiro en 1992, ou le congrès de Durban en 2003, la protection de l'environnement et donc la création d'AMP sont des enjeux internationaux majeurs.

Cette évolution est notamment visible dans les États insulaires de l'océan Indien ou d'Océanie. Le régime du président René aux Seychelles s'en était servi, à la fin des années 1970, pour se cons-

truire une image respectable. Le bénéfice politique retiré sur la scène internationale s'était soldé par un coût économique important, la création et le fonctionnement des AMP étant totalement à la charge de l'État seychellois. Depuis, la situation a beaucoup évolué. De puissantes ONG internationales, notamment nord-américaines, financent la majeure partie, voire la totalité, de la mise en place des aires protégées. Le coût supporté par l'État devient alors modique par rapport au bénéfice politique tiré de l'opération.

Des pays océaniques aux ressources économiques limitées (États fédérés de Micronésie et îles Marshall) se lancent dans ce type d'opération relevant de la captation d'une rente politique et économique. Un parallèle peut être établi avec l'engagement présidentiel malgache, en 2003 à Durban, sur l'extension des aires protégées, notamment marines, qui mobilise bailleurs de fonds, ONG et institutions étatiques.

La mise en place des AMP y reste cependant difficile, non tranchée, et le coût financier et social de la conservation, déjà élevé pour les aires protégées terrestres, reste un problème non résolu pour les futures AMP. À Madagascar, comme dans les États pauvres de l'océan Indien, du fait de la multiplication des zones protégées, l'État pourrait ne plus avoir les moyens d'assurer ses prérogatives de créateur et de gestionnaire d'AMP et laisser le champ libre à l'action de nombreuses ONG internationales ou associations d'utilité publique. Cela s'explique par la diminution de la capacité effective d'intervention des États en raison de l'encadrement drastique des dépenses publiques, alors que la protection de l'environnement figure de plus en plus parmi les conditionnalités de l'aide publique au développement.

En réalité, la nuance est de rigueur. Malgré un retrait massif de l'État concernant soit le financement du fonctionnement des AMP (notamment avec la création de fonds fiduciaires gérés par les ONG internationales et dans lesquels l'État n'est qu'un partenaire parmi d'autres, voir Méral *et al.*, cet ouvrage), soit les procédures de négociation avec les communautés locales, l'État reste présent. Il ne peut être contourné sur l'ensemble des aspects administratifs et d'officialisation de l'AMP, pas plus que sur l'inscription de celle-ci dans le contexte légal environnant (la gestion intégrée des zones côtières, les décentralisations, le droit associatif, le

recours aux agences, le cadre juridique des secteurs pêche ou tourisme). Même dans le cas de Madagascar ou des Comores, où l'administration subit de tels délitements que les bailleurs de fonds ont pris la main sur le processus de création des AMP (à travers la maîtrise du financement et du fonctionnement de l'AMP que les services d'État ne peuvent pas supporter), le bailleur ne s'affranchit pas du besoin d'État, indispensable pour entériner le statut légal de l'AMP, le zonage, la police... Les démarches des bailleurs vers les services d'État sont permanentes. Une fois le cadre juridique installé, le bailleur se propose souvent d'en assurer la gestion ou d'en parrainer la délégation auprès d'une ONG ou d'une agence.

Une gouvernance particulière entre pouvoirs publics et organismes privés

Le secteur des AMP se spécialise, du fait des efforts (en temps, moyens, réflexions, projets) que font les décideurs publics et les institutions qui s'y consacrent. Les différences entre AMP d'États distincts s'estompent et les expériences se rapprochent. Les échecs et résistances rencontrés sont souvent semblables. Une culture des gestionnaires d'APM et d'APMC pourrait bien naître avec apparition d'un corps de fonctionnaires ou d'experts privés spécialisés dans ces domaines.

On relève dans la majorité des cas un effort de clarification des situations juridiques dans et autour de l'AMP, ainsi qu'une prise de conscience, par les autorités responsables des AMP, des nouvelles articulations de pouvoirs issus des décentralisations administratives et politiques et des situations de pouvoir localisé. Enfin, on observe une tentative des administrations d'État de mieux insérer leurs actions de conservation dans les organisations territoriales (structures territorialisées, groupes d'acteurs locaux). La tentative est double. D'une part, l'État tente de créer une gouvernance *juridique* pour les AMP, qui n'existe pas toujours de manière autonome dans les pays en développement ; d'autre part, celle-ci devrait s'appuyer sur une construction de la décentralisation (autorités décentralisées restrictivement prévues auxquelles des compétences environnementales échoient). L'État

veut aussi parfois légitimer les pratiques « de fait » des acteurs préexistants à l'AMP détenteurs de pouvoirs. Il y a alors récupération par les administrations des règles locales d'accès (anciennes ou renouvelées), à l'efficacité avérée, et des capacités des individus et groupes locaux à réaliser efficacement l'auto-surveillance des zones protégées. L'intérêt se porte sur les régulations propres aux acteurs locaux, longtemps peu connues et considérées comme archaïques, que l'État veut maintenant juridiciser pour pallier l'efficacité insuffisante des instruments modernes. Le regain d'attention vers un système de sanctions élargi pour protéger la ressource naturelle, réutilisant la coutume existante, parfois en la réinterprétant, est un exemple.

Au-dessus des gestionnaires d'AMP, l'État central, au plus haut niveau institutionnel, oscille entre deux positions. D'une part, coordonner de multiples emprises gestionnaires et de droit sur une zone maritime donnée, ce qui le paralyse puisqu'il n'arrive pas à organiser juridiquement cette complexité institutionnelle concurrente à la sienne. D'autre part, revenir à la formule (opposée) unilatérale centralisée visant à faire du périmètre de l'AMP un espace distinct des espaces ordinaires, donc un espace particulier où les règles du droit commun sont écartées au profit de modalités plus restrictives d'accès, de prélèvement, de déplacement, de valorisation. Par ce biais, l'État organise une forme de maillage du territoire supplémentaire, avec un espace d'AMP sur lequel ses agents s'imposent plus fortement. La gestion de cet espace sera laissée soit à un établissement public (mais sous la contrainte de moyens matériels et humains en réduction), soit à un établissement privé, créé à cette intention, rattaché à l'État ou infiltré par des bailleurs privés ou des ONG, ne serait-ce que par le *quantum* des fonds privés et/ou exogènes investis pour assurer cette fonction de gestion.

Conclusion

La croissance récente du nombre des aires marines protégées ne s'accompagne pas encore de politiques publiques autonomes qui leur seraient spécifiquement consacrées. D'une part, les AMP,

zonages sur lesquels s'exercent une réglementation et une police administrative particulières, relèvent plus du programme ou du simple projet que d'une politique publique strictement considérée. D'autre part, les AMP sont souvent incluses dans une politique nationale englobante, comme la protection de l'environnement, la gestion des pêches ou des forêts, l'aménagement côtier, la gestion intégrée des zones côtières, dont elles ne sont qu'un élément particulier. Il importe de les extraire de ces contextes qui obscurcissent parfois l'analyse plus qu'ils ne l'éclaireront, en n'omettant pas que si l'AMP – outil de conservation – s'inscrit sans ambiguïté dans la *conservation des ressources naturelles*, elle peut nuire à l'amélioration des conditions de vie des individus et des groupes sociaux les plus en difficulté que prône pourtant le développement durable considéré ici dans ses aspects de *poursuite de la réduction de la pauvreté et de meilleure répartition des richesses entre bénéficiaires du développement* (CHABOUD, 2006).

Références bibliographiques

- ADJEROUD M., CHANCERELLE Y., SCHRIMM M., PEREZ T., LECCHINI D., GALZIN R., SALVAT B., 2005 – Detecting the effects of natural disturbance on coral assemblages in French Polynesia: a decade survey at multiple scales. *Aquatic Living Resources*, 18 : 111-123.
- ALLISON, G. W., 1998 – Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*, 2 : 79-92.
- BAGHWATI J. N., 1982 – Directly unproductive profit-seeking activities. *Journal of Political Economy*, 90 : 988-1003.
- BOERSMA P. D., PARRISH J. K., 1999 – Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31 : 287-304.
- BONNEMAISON J., 1981 – Voyage autour du territoire. *L'Espace Géographique*, 4 : 249-262.
- CHABANET P., ADJEROUD M., ANDREFOUËT S., BOZEC Y. M., FERRARIS J., GARCIA-CHARTON J., SHRIMM M., 2005 – Human-induced physical disturbances and indicators on coral reef habitats: a hierarchical approach. *Aquatic Living Resources*, 18 : 215-230.

CHABOUD C., 2006 – Gérer et valoriser les ressources marines pour lutter contre la pauvreté. *Études Rurales*, 178 : 197-212.

CHABOUD C., CURY P., 1998 – Ressources et biodiversité marines. *NSS*, 6 (1) : 20-25.

CHABOUD C., GALLETI F., 2007 – Les aires marines protégées. Une catégorie particulière de territoires pour le droit et l'économie ? *Mondes en Développement*, 35 (138) : 27-42.

CHABOUD C., MÉRAL P., ADRIANAMBININA D., 2004 – L'écotourisme comme nouveau mode de valorisation de l'environnement : diversité et stratégie des acteurs à Madagascar. *Mondes en Développement*, 32 (1) : 11-32.

CHABOUD C., FROGER G., MÉRAL P., (éd.), 2007 – *Madagascar face aux enjeux du développement durable. Des politiques gouvernementales à l'action collective locale*. Paris, Karthala, 308 p.

CLUA E., BELIAEFF B., CHAUVET C., DAVID G., FERRARIS J., KRONEN M., KULBICKI M., LABROSSE P., LÉOPOLD M., LETOURNEUR Y., PELLETIER D., THÉBAUD O., LEOPOLD M., 2005 – Towards a multidisciplinary indicator dashboard for coral reef fisheries management. *Aquatic Living Resources*, 18 : 199-213.

CORLAY J. P., 1995 – Géographie sociale, géographie du littoral. *Norois*, 165 : 247-265.

CORLAY J. P., 1998 – « Facteurs et cycles d'occupation des littoraux ». In Miossec A. (éd.) : *Géographie humaine des littoraux maritimes*, Paris, CNED-SEDES : 97-170.

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., SUTTO P., VAN DEN BELT M., 1997 – The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 : 425-259.

CURY P., MISEREY Y., 2008 – *Une mer sans poissons*. Paris, Calmann-Lévy, 279 p.

DAVID G., 1998 – « Les aires protégées, laboratoires de la gestion intégrée des zones côtières : l'exemple des pays membres de la Commission de l'océan Indien ». In : II^e rencontres *Dynamiques sociales et environnement*, Bordeaux 9-11 septembre 1998, UMR-Regards CNRS-Orstom, t. 2 : 343-360.

DAVID G., 2003 – « Les aires protégées littorales de la zone de la Commission de l’océan Indien ». In Lebigre J. M., Decoudras P. M., (éd.) : *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*, Bordeaux, université de Bordeaux 3, CRET, coll. Îles et archipels, 32 : 55-72.

DAVID G., LO H., SOULE M., 2003 – « Le parc marin de Mohéli (Comores), de la protection des tortues à la gestion de l’espace insulaire ». In Lebigre J. M., Decoudras P. M., (éd.) : *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*, Bordeaux, université de Bordeaux 3, CRET, coll. Îles et archipels, 32 : 121-135.

DAVID G., MIRAULT E., QUOD J. P., THOMASSIN A., 2006 – « Les concordances territoriales au cœur de la gestion intégrée des zones côtières : l’exemple de la Réunion ». In : Colloque *Interactions Nature-Société, analyse et modèles*, La Baule, 3-6 mai 2006, <http://letg.univ-nantes.fr/colloque/actes.htm>.

DAVID G., ANTONA M., BOTTA A., DARÉ W., DENIS J., DURIEUX L., LOINTIER M., MIRAULT E., THOMASSIN A., 2007 – *La gestion intégrée du littoral récifal de la Réunion : de la connaissance scientifique à l’action publique, jeux d’échelles et jeux d’acteurs. Prospective du littoral, prospective pour le littoral, un littoral pour les générations futures*. Paris, La Documentation française/ministère de l’Écologie et du Développement durable.

FÉRAL E., 2007 – L’administration des aires marines protégées en Afrique de l’Ouest. *Mondes en Développement*, 35 (138) : 43-60.

FROGER G., GALLETI F. (éd.), 2007 – Regards croisés sur les aires protégées marines et terrestres. *Mondes en Développement*, numéro spécial, 35 (138), 138 p.

GALLETI F., 2006 – « Quelle(s) gouvernance(s) pour le développement durable face à la mondialisation. Le cas de Madagascar. Introduction à la Partie Troisième ». In Froger G. (éd.) : *La mondialisation contre le développement durable ?* Bruxelles, Peter Lang, Presses interuniversitaires européennes : 218-233.

GALLETI F., 2007, – « La gestion durable de la biodiversité dans un pays en développement ». In Méral P., Froger G., Chaboud C., (éd.) : *Madagascar face aux enjeux du développement durable. Des politiques environnementales à l’action collective locale*, Paris, Karthala : 81-105.

GAY J. C., 2003 – « Discontinuités et aires protégées ». In Lebigre J. M., Decoudras P. M., (éd.) : *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*, Bordeaux, université de Bordeaux 3, CRET, coll. Îles et archipels, 32 : 17-27.

GRENIER C., 2003 – « Discontinuité et accessibilité des aires protégées : du modèle insulaire au modèle réticulaire ». In Lebigre J. M., Decoudras P. M., (éd.) : *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*, Bordeaux, université de Bordeaux 3, CRET, coll. Îles et archipels, 32 : 29-42.

HALL C. M., 2001 – Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? *Ocean and Coastal Management*, 44 : 601-618.

HILBORN R., STOKES K., MAGUIRE J. J., SMITH T., BOTSFORD L.W., MANGEL M., ORENSANZ J., PARMA A., RICE J., BELL J., COCHRANE K. L., GARCIA S., HALL S. J., KIRKWOOD G. P., SAINSBURY K., STEFANSSON G., WALTERS C., 2004 – When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management*, 47 : 197-205.

JOHANNES R. E., 2002 – The renaissance of community bases marine resource management in Oceania. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33 : 317-340.

KELLEHER G., BLEAKLEY C., WELLS S., 1995 – *A Global Representative System of Marine Protected Areas*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, The World Bank/IUCN, Washington, 4 vol.

MARTINEZ M. L., INTRALAWAN A., VASQUEZ G., PEREZ-MAQUEO O., SUTTON P., LANDGRAVE R., 2007 – The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63 (2-3) : 254-272.

ORACION E. G., MILLER M. L. CHRISTIE P., 2005 – Marine protected areas for whom? Fisheries, tourism and solidarity in a Philippine community. *Ocean and Coastal Management*, 48 (3-6) : 393-410.

PATISSON W., 1964 – The four traditions in geography. *Journal of Geography*, 3 : 85-95.

PAULY D., ALDER J., BENNETT E., CHRISTENSEN V., TYEDMERS P., WATSON R., 2003 – The future for fisheries. *Science*, 302 : 1359-1361.

PELLETIER D., GARCÍA-CHARTON J. A., FERRARIS J., DAVID G., THÉBAUD O., LETOURNEUR Y., CLAUDET J., AMAND M., KULBICKI M.,

GALZIN R., 2005 – Designing indicators for evaluating the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources*, 18 : 15-33.

RICHARD J.-F., 1989 – *Le paysage, un nouveau langage pour l'étude des milieux tropicaux*. Paris, Orstom, coll. Initiations-doc tech., 210 p.

RUSS G. R., 2002 – « Yet another review of marine reserves as reef fisheries management tool ». In Sale P. F. (ed.) : *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*, San Diego, Academic press : 421-443.

SALVAT B., HAAPKYLA J., SCHRIMM M., 2002 – *Coral reef protected areas in international instruments*. Perpignan, EPHE, 196 p.

SHANKS A. L., GRANTHAM B. A., CARR M. H., 2003 – Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*, 13 (1) : S159-S169.

SILVA M. E., GATELY E. M., DESILVESTRE I., 1986 – A bibliographic listing of coastal and marine protected areas: a global survey. *Woods Hole Oceanog. Inst. Tech. Rept.* WHOI : 86-11.

SIMBERLOFF D., 2000 – No reserve is an island: marine reserves and indigenous species. *Bulletin of Marine Science*, 2 : 567-580.

Partie 2

De nouveaux outils ?

Accompagnant les redéfinitions des aires protégées par le développement durable, de nouveaux outils sont aujourd'hui conçus et mis en œuvre : concepts de corridors et de réseaux en biologie de la conservation, projets géopolitiques de mise en réseaux, mécanismes de financement et règlements juridiques. Cette partie s'intéresse à la diffusion de ces nouveaux outils et cherche à évaluer leur efficacité et leur cohérence en termes d'applicabilité politique.

On peut légitimement s'interroger sur l'équilibre entre dynamiques écologiques et dynamiques sociales, ou sur le degré de compatibilité entre modèle théorique de conservation et gestion « traditionnelle » de ressources naturelles. La nature et l'évolution des connaissances (savoir scientifique, savoir technique, savoir local) produites et mobilisées pour justifier et organiser les aires protégées représentent un enjeu à la fois scientifique et de politique publique. On a l'occasion de l'observer dans le développement et la mobilisation des nouveaux outils de la conservation, à la fois dans le domaine écologique et dans le domaine du monde social.

Les modèles biologiques de la conservation, tant terrestre que marine, remettent aujourd'hui en cause l'efficacité de la mise en réserve de territoires isolés et bien délimités, la vie sauvage ne connaissant pas de frontière. Le modèle du corridor ainsi préconisé répond à cette critique et se présente comme un réseau ouvert aux influences extérieures afin de favoriser le maintien de toute une gamme d'habitats, ainsi que l'échange de gènes entre des individus issus de milieux diversifiés. Les concepts de réseau écologique, d'écotone, de corridor, de région biogéographique sont mis en avant pour souligner l'importance de la connectivité par des relations et des échanges horizontaux. L'usage du terme « corridors écologiques » semble cependant largement métaphorique quand il s'impose dans les projets de développement et de mise en réseau institutionnel.

Pour répondre à l'appel lancé par son Président, le gouvernement malgache tente de tripler la surface des sites de conservation et s'inscrit de fait dans la tendance mondiale d'extension des aires protégées. Le concept de corridor de conservation sert parfaitement cette dynamique, mettant ainsi en réseau la quasi-totalité des forêts du pays, c'est-à-dire les reliques forestières qui

s'inscrivent géographiquement, tout à fait à propos, dans une sorte de couloir... Madagascar a également inclus la réduction de la pauvreté dans les objectifs de sa politique environnementale, mais les réseaux économiques naissants, embryons de développement à l'échelle régionale, ne sont pas liés aux objectifs des « corridors » écologiques, voire s'y opposent, tant les concepts sont flous et la combinaison des deux approches délicate. Stéphanie Carrière, Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy et Dominique Hervé mettent en lumière en quoi le concept de corridor écologique, contrairement au discours officiel, n'est pas utilisé dans la planification et la gestion des aires protégées. Ils montrent qu'une approche *top down* bio-centrée n'est pas un gage de réussite pour la conservation et le développement durable. Une voie prometteuse pourrait au contraire provenir de la définition et de l'identification de corridors socio-écologiques par les populations locales.

La question du réseau écologique – connexe à celle du corridor – est traitée par Marie Bonnin sous un angle juridique, où il apparaît comme un nouvel élément de structuration malgré le dévoiement de son usage biologique initial. En effet, l'internationalisation touche l'ensemble du monde des aires protégées, aussi bien par la constitution de réseaux écologiques jouant le rôle d'infrastructures naturelles que par la constitution de réseaux institutionnels de gestion des espaces de conservation, via les échanges d'expériences et les coopérations transfrontalières ainsi que par les modes de financement. Les textes politiques et juridiques demandant aux autorités de mettre en place des réseaux écologiques se multiplient. La mise en réseau semble alors être surtout une mise en contact des gestionnaires en vue de mutualiser infrastructures et compétences. L'évolution des mécanismes institutionnels oblige à relativiser le rôle des zones protégées qui, en fonction de l'échelle géographique ou de leur caractère transfrontalier, peuvent aussi jouer le rôle de corridors en permettant le maintien d'interconnexions biologiques. La prise en compte du développement durable aurait pour effet de multiplier les complémentarités entre territoires de conservation et territoires dévolus aux activités humaines jusqu'à diluer la conservation dans l'espace grâce à une politique plus globale d'aménagement du territoire ; le rôle des péri-

phéries, des espaces tampons, étant alors primordial pour réduire les discontinuités. On peut cependant craindre que les aires protégées intégrées à des réseaux écologiques ne deviennent des zones expérimentales de développement durable au détriment de l'objectif de protection de la nature.

Aux côtés du corridor, outil biologique et juridique d'aménagement, se développent des outils financiers innovants qui recourent aux solutions marchandes et à la négociation de droits de développement. Le financement des aires protégées a connu en effet ces dernières années des bouleversements remarquables, notamment dans les pays en développement à forte biodiversité. Philippe Méral, Géraldine Froger, Fano Andriamahefazafy et Ando Rabearisoa s'appuient sur le cas de Madagascar pour montrer comment l'actuelle politique de conservation, avec l'extension des surfaces protégées et le nouveau rôle de fournisseurs de services environnementaux qui leur est assigné, va de pair avec le développement de nouveaux instruments de financement. La rhétorique de la lutte contre le changement climatique appliquée aux aires protégées transforme celles-ci en potentiels puits de carbone. Elle les fait entrer dans les dispositifs de « marché du carbone » où interviennent de nouveaux et puissants investisseurs. Ces marchés financiers de la conservation sont alors singulièrement découplés des phénomènes biophysiques et, de par la complexité de leur montage et l'importance des mises de fonds, ne sont guère adaptés aux capacités de négociation et d'appropriation des acteurs locaux.

Chapitre 3

Les corridors, passage obligé ? L'exemple malgache

Stéphanie M. CARRIÈRE

Dominique HERVÉ

Fano ANDRIAMAHEFAZAFY

Philippe MÉRAL

Le maintien ou la restauration des corridors dans le but d'améliorer la connectivité entre les espaces est devenu, depuis le V^e congrès mondial sur les parcs qui s'est tenu à Durban en 2003, un axe essentiel des nouvelles politiques de conservation. La mise en réseau des aires protégées et le maintien ou la réhabilitation de corridors doivent permettre de pallier les défauts des anciennes stratégies de conservation, basées sur la protection d'espaces isolés les uns des autres, et les effets de la fragmentation des écosystèmes sur la perte de biodiversité. Afin d'évaluer si cette nouvelle tendance constitue une rupture ou une continuité dans les politiques traditionnelles de mise en œuvre des aires protégées, il convient de s'interroger sur la signification du terme de corridor et sur la pertinence de son application dans le domaine de la conservation. En effet, la notion de corridor n'est pas propre aux scientifiques ou aux acteurs de la conservation, elle fait partie du discours commun. C'est de plus un concept polysémique. L'usage de ce terme s'est propagé dans de nombreux champs disciplinaires depuis les années 1990. Certes plus connue dans le domaine de la conservation et de l'écologie, la notion de corridor est ainsi utilisée dans les nouvelles probléma-

tiques économiques, urbaines, liées à l'aménagement du territoire, voire aux flux de marchandises, de personnes et d'informations.

Quelles que soient les échelles et la discipline, malgré la multiplicité de ses usages, le corridor est toujours défini par rapport à sa forme allongée, à sa fonction de conduit ou d'obstacle aux flux de matières et d'informations. Mais cela est-il suffisant pour passer d'un concept théorique novateur à un mode opératoire pour la conservation de la biodiversité ? Nous proposons dans un premier temps de déconstruire le concept de corridor, c'est-à-dire d'analyser ses différentes origines et interprétations scientifiques dans différentes disciplines des sciences sociales et de la vie. Cette analyse nous permet dans une seconde partie d'explicitier les confusions, le flou ou les controverses qui demeurent dans le domaine de la conservation à propos de l'usage du terme.

Dans une troisième partie, nous illustrons notre propos avec l'exemple de la diffusion des corridors de conservation à Madagascar. La politique environnementale malgache s'est dotée d'une approche de conservation centrée sur les corridors pour augmenter la surface des aires protégées. Des éclaircissements sur les effets attendus (écologiques et économiques) de la conservation des corridors sont les bienvenus dans ce pays de grande pauvreté et de fort endémisme. Compte tenu des enjeux en termes de développement durable, les fonctions d'un corridor doivent être clairement définies, surtout quand il est question de créer une aire protégée pour conserver la biodiversité mais également dans le but de contribuer à la réduction de la pauvreté¹. En effet, l'impact de la création des aires protégées sur les populations locales est peu connu et risque de ne pas être négligeable.

Les corridors à travers les disciplines

Le terme de corridor provient initialement de la biologie de la conservation. Il trouve cependant différentes applications dans des

¹ La conservation apparaît comme une contribution au développement de Madagascar dans le *Document de stratégie de réduction de la pauvreté*.

domaines aussi variés que l'aménagement du territoire et l'économie du développement².

Des réserves de chasse aux corridors de conservation : histoire du concept en écologie

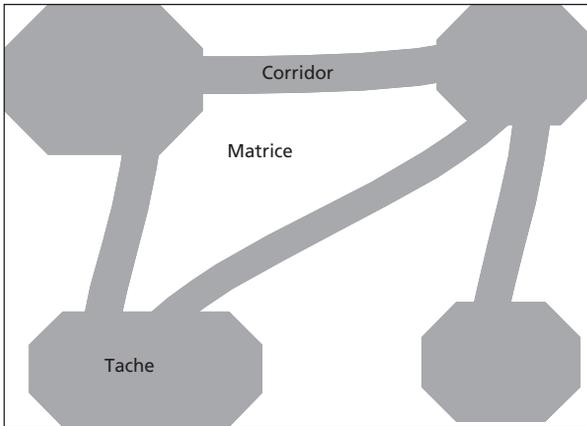
Les corridors ont une longue histoire. Ils furent d'abord, au début du ^{XX}^e siècle, utilisés essentiellement pour conduire et maintenir la faune dans les réserves de chasse (HARRIS et SHECK, 1991). Ce n'est que plus tard que les corridors deviendront des objets d'étude pour les scientifiques et des outils de conservation pour les gestionnaires, aujourd'hui rassemblés autour d'une nouvelle science consignée dans un ouvrage de synthèse, *Corridor ecology. The science and practice of linking landscape for biodiversity conservation* (HILTY et al., 2006).

Le terme de « corridor » a ensuite été utilisé chez les premiers écologues du paysage dans les années 1940 (FORMAN et GODRON, 1986), en particulier en relation avec les cours d'eau (*stream corridor*). Une définition structurelle du terme liée à la forme allongée des corridors, haies, cours d'eau..., apparaît alors. FORMAN et GODRON (1981 ; 1986) n'ont introduit que plus tard le paradigme *matrice-tache-corridor* appliqué à la structure des paysages pour pouvoir les décrire et les analyser à partir de photographies aériennes et d'images satellitaires. Dans ce cas, la « matrice » est l'élément de paysage le plus connecté et qui domine, la « tache » est une aire non linéaire qui diffère de la matrice, et le « corridor » est une entité linéaire qui diffère de la matrice (fig. 1). Un vocabulaire et une littérature considérables décrivent la structure, l'origine, les buts et les fonctions des corridors au sein de ce paradigme (BUREL et BAUDRY, 1999).

Le concept de corridor pour la conservation de la biodiversité est apparu plus récemment, issu du modèle biogéographique en îles de MCARTHUR et WILSON (1967) et de la théorie des métapopulations (LEVINS, 1969 ; MCCULLOUGH, 1996 ; HANKSI et GILPIN, 1997).

² Les dimensions internationale et juridique des réseaux et des corridors sont abordées dans le chapitre suivant.

Figure 1.

Illustration spatialisée du paradigme « matrice-tache-corridor ».

Source : FORMAN et GODRON (1986).

Ces deux corpus théoriques forment les soubassements de la biologie de la conservation qui préconise l'utilisation de corridors pour améliorer les mouvements d'individus et d'espèces (animaux ou végétaux). La théorie de l'équilibre dynamique (MCARTHUR et WILSON, 1967) permet de prédire le nombre d'espèces présentes sur une île en fonction de la surface de l'île et de la distance au continent voisin source d'individus (BLONDEL, 1995). L'hypothèse globale qui sous-tend cette théorie établit que la richesse en espèces sur une île est la résultante directe de deux processus dynamiques : le taux de colonisation d'individus et le taux d'extinction des populations. Le nombre d'espèces est d'autant plus grand que la surface de l'île est importante et qu'elle est proche du continent source (MCARTHUR et WILSON, 1967). C'est la première théorie sur l'influence de l'organisation spatiale sur les processus écologiques. Cette théorie a suscité de nombreuses réactions et controverses, mais a permis de structurer un grand nombre de recherches.

À partir des années 1980, le modèle en îles cède la place au concept de métapopulation énoncé par LEVINS (1970) qui a servi de base aux recherches sur les effets de la fragmentation des habitats sur les populations. La métapopulation est formée de petites populations qui s'éteignent et se recolonisent localement. La persistance d'une métapopulation n'étant possible que si le taux moyen d'extinction est inférieur au taux de colonisation. Des individus qui se disper-

sent peuvent aller coloniser des sites vacants et des sites occupés peuvent disparaître suite à des extinctions locales. À leur tour, ces sites sont colonisés par des individus disperseurs.

De nombreuses communautés animales présentent des traits de vie qui sont représentés par cette théorie ou des théories dérivées : modèle de BOORMAN et LEVITT (1973), modèle « source-puits »³ de PULLIAM (1988) et de BLONDEL *et al.* (1992). Les processus d'extinctions locales peuvent être dépendants de la structure et de la dynamique des paysages. Ainsi l'isolement, la taille et la forme des taches d'habitats peuvent influencer les taux de colonisation et d'extinction. Par exemple, plus une sous-population est petite, plus ses chances de disparaître face à la stochasticité démographique augmentent. De plus, la taille des sous-populations est corrélée à la taille de leur habitat (petit bosquet de forêt par exemple). Plus les bosquets sont nombreux et proches les uns des autres, plus la probabilité d'extinction décroît car la probabilité d'arrivée d'immigrants dans chaque bosquet augmente.

Les biologistes de la conservation œuvrent avec ces théories comme toile de fond. Quel est le rôle potentiel des « corridors » dans le fonctionnement du modèle en île et la théorie des métapopulations ? L'existence de « corridors » biologiques (forêts, haies, rivières) permettant les flux d'individus disperseurs entre chaque sous-population favoriserait en théorie le maintien de métapopulations et donc des espèces à long terme. En effet, les individus de certaines espèces sont réticents à se déplacer et donc se disperser dans un environnement qui n'est pas le leur (pour se reproduire ou se nourrir) ou qui ne leur est pas favorable (prédation). Ces ponts qui relient des écosystèmes ou sites de même nature sont appelés des « corridors ». Ils ont pu montrer leur efficacité en termes de flux d'animaux disperseurs et donc de gènes pour la colonisation ponctuelle de petites populations connectées saisonnièrement les unes aux autres (FAHRIG et MERRIAM, 1985, pour les micromammifères de la région d'Ottawa). Ces auteurs ont montré que les taches sont recolonisées au printemps et que les déplacements d'animaux se font préférentiellement le long des haies qui se trouvent entre les bosquets. L'augmentation

³ C'est un modèle où la métapopulation est constituée de taches dans lesquelles le taux de croissance est positif pour certaines (source d'individus) et négatif pour d'autres (puits d'individus) (PULLIAM, 1988).

du nombre de « corridors » augmente la connectivité entre les taches, ce qui accroît le temps de survie de la métapopulation.

C'est ainsi que les corridors ont été investis d'un rôle de conservation, en particulier pour pallier les effets potentiels de la fragmentation des écosystèmes forestiers, l'isolement des populations animales et végétales, voire leur extinction. Les gestionnaires et les conservationnistes chargés de protéger les espèces tentent d'identifier et de protéger des corridors biologiques (haies, forêts...) reliant des aires protégées afin d'assurer, en théorie, la survie et l'adaptation des espèces aux changements grâce aux échanges d'individus et aux flux de gènes.

Les corridors verts et patrimoniaux : aménagement du territoire et écologie du paysage

Les corridors verts ou *greenway* sont des aires protégées de forme linéaire qui sont initialement situées au cœur ou à proximité de zones urbaines. Ils sont apparus aux États-Unis à partir des années 1970 avec une croissance depuis la fin des années 1980. Selon FABOS (2004), l'origine des *greenway* date de la fin du XIX^e siècle, période durant laquelle des planificateurs urbains imaginèrent des espaces naturels au sein d'un schéma d'aménagement urbain, ou *metropolitan open space systems*. Par la suite, durant les années 1930, l'idée était de contenir l'expansion urbaine en développant des lignes vertes, *greenlines*, à l'intérieur ou à l'extérieur des villes, ou des ceintures vertes, *greenbelt*, en s'appuyant sur la topographie des lieux (montagnes, rivières...) pour dessiner des lignes de connexion entre ces espaces naturels. Progressivement, il semble que le concept de *greenway* ait été spécifiquement employé pour caractériser des espaces de protection et de mise en valeur touristique des rivières et des berges. C'est en 1987 qu'apparaît de manière explicite le terme de *greenway* lors d'une conférence du président de la Commission on American Outdoors⁴. Celui-ci

⁴ La Commission on American Outdoors du congrès des États-Unis a été créée par le président R. Reagan en 1985 et confiée à L. Alexander. Dans son rapport en 1987, ce sénateur prône la mise en réseau des activités récréatives permettant aux personnes (piétons, cyclistes...) de circuler sans entrave physique. Le rapport de cette commission est considéré par de nombreux analystes comme un événement politique majeur en terme de promotion des *greenways* dans ce pays.

pose le cadre d'un programme de développement des corridors verts en faisant le parallèle avec le réseau routier (ou ferroviaire) américain. L'objectif est de créer un « *living networks of greenways* » faisant apparaître un « *giant circulation system* » se construisant morceaux par morceaux.

FABOS et AHERN (1995) proposent une typologie des corridors issus de ce mouvement américain. Une première catégorie est caractérisée par les corridors verts d'importance écologique, concentrés le long des rivières, des zones côtières ou de chaînes de montagne. Leur objectif est, d'une part, de maintenir la biodiversité et les couloirs de migration des espèces sauvages, d'autre part, de contenir les activités humaines, en agissant comme une barrière de contention contre la pression urbaine. La deuxième catégorie correspond aux corridors récréatifs. Il s'agit de relier différents sites naturels possédant un attrait touristique potentiel ou effectif. Ces corridors récréatifs peuvent être situés en zone rurale ou urbaine. Enfin, le troisième type de corridor fait référence aux sites ayant une forte valeur patrimoniale (*heritage corridors*). Dans ce cas, le corridor a pour objectif d'offrir une typicité des lieux en mettant l'accent sur l'histoire des relations économiques et sociales entre ses différents points. Ce type de corridor, tout comme les deux autres, est linéaire ; il s'agit la plupart du temps de fleuves et de berges, voire d'anciennes routes ou tracés de chemins de fer qui ont servi à des échanges économiques d'importance. Le cas le plus célèbre d'*heritage corridor* est celui du canal Michigan-Illinois, qui sert à relier le lac Michigan depuis Chicago jusqu'au Mississippi.

Cette conception assez large des corridors à travers les *greenways* ne se limite pas à l'Amérique du Nord, puisqu'ils sont également développés en Europe (exemple des « coulées vertes » et autres « trames vertes » en France) et dans certains pays en développement. C'est par exemple le cas en Chine, où est mis en œuvre en 1997 un National Green Corridor Program dont le but est de « verdir » toutes les voies de circulation (YU *et al.*, 2006 ; et sur les expériences anciennes d'Europe orientale, voir Bonnin, cet ouvrage).

Finalement, cette approche du corridor va au-delà de la seule logique de conservation, à l'exception toutefois des *ecological greenways* dont la parenté avec les corridors de conservation étudiés précédemment est manifeste. Les corridors patrimoniaux et récréatifs se situent dans une logique patrimoniale et récréative et

non écologique, ce qui les différencie des corridors de conservation. Notons enfin que si cette acception du terme de corridors verts et patrimoniaux apparaît à travers les travaux d'architectes urbains américains de la fin de XX^e siècle (Frederick Law Olmsted, George Kessler, Charles Eliot, etc.), il tend à prendre une dimension géographique et institutionnelle plus forte à partir de la fin des années 1970 (FABOS, 2004) : géographique car ils sont étendus à une région, un État fédéral, voire un pays, et institutionnel car des commissions gouvernementales, des partenariats public-privés (comme le Chrysler Canada Greenway par exemple) se multiplient en vue de promouvoir ce concept. L'idée souvent mise en avant est de se différencier des parcs classiques gérés par les États, pour promouvoir des formes alternatives mixant les fonds publics et privés, les espaces publics et les propriétés privées, etc. (ZUBE, 1995).

Vers une diffusion du terme de corridor en économie

Le terme de corridor est également utilisé en sciences économiques, sous l'appellation de corridor de développement et/ou de transport. Le parallèle entre les corridors de conservation et de développement est pertinent. En effet, un corridor de développement est un axe de communication entre au moins deux agglomérations et qui peut faire intervenir différents modes de transport (terrestre, ferroviaire, fluvial) par lesquels transitent des flux de marchandises, de travailleurs et éventuellement d'informations de nature économique. Même s'il n'existe pas de définitions précises et validées par les scientifiques – la littérature sur ce sujet étant bien moins documentée que pour les corridors écologiques –, le concept de corridor de développement répond également à un souci d'accroissement ou d'amélioration de la connectivité des flux (ARNOLD *et al.*, 2005).

La promotion des corridors de développement a également connu une montée en puissance dans les années 1990. Cette période est marquée par une accélération du processus de mondialisation économique. Il s'agit, d'une part, de construire des espaces de grande taille dans un contexte économique où les flux d'échanges et la structuration des grands groupes internationaux ont conduit

à un double mouvement de mondialisation et de régionalisation. D'autre part, l'importance accordée à la structuration transversale des corridors de développement par rapport aux États-nations donne une priorité aux infrastructures, aux acteurs privés et à leur inscription dans des schémas de libre-échange régionaux.

De ce fait, il existe des corridors de développement quel que soit le niveau de développement des pays ou régions concernés. On trouve des corridors autant en Europe, comme la Banane bleue (de la Tamise à la plaine du Pô), qu'en Amérique du Nord, par exemple les corridors nord-pacifique (Portland-Seattle-Vancouver) et californiens (San Diego-Los Angeles-San Francisco) (RIMMER, 1995).

Pour autant, la problématique reste diverse selon la nature des flux économiques en question et rend nécessaire une définition plus stricte du corridor de développement comme structuration réticulaire des échanges. Le corridor serait alors à envisager comme l'expression « du passage de la logique de la firme à l'économie dans son ensemble. Dans une économie donnée, tous les flux peuvent être représentés comme se déployant à l'intérieur d'un réseau spatial comprenant des nœuds – c'est-à-dire des villes, des régions métropolitaines – et des liaisons correspondant aux différents modes de transports et de communications » (RIMMER, 1995 : 13). Ces corridors de développement sont fondés sur le principe de la recherche d'économies d'agglomération.

La plupart des corridors établis dans les pays pauvres comme en Afrique répondent davantage à une logique de sécurisation des transports. Ils doivent être considérés comme une forme plus simple des corridors de développement. Ces corridors se concentrent sur les flux de marchandises entre deux ou plusieurs points ; souvent entre un port et une agglomération n'ayant pas accès à la mer. D'ailleurs, ces corridors sont souvent appelés « corridors de transport » ou « de transit » ; l'idée étant qu'il ne peut y avoir de développement économique dans ces pays sans une mobilité accrue des facteurs de production.

Le concept de corridor en économie peut donc se décliner en partant d'une vision simple ou faible, les corridors de transport, où l'accent est mis sur la connectivité des villes (rôle de conduit de marchandises) avec une forte dimension territoriale vers des cor-

ridors de développement qui se focalisent sur la mise en réseau plus ou moins complexe des flux d'informations. Dans ce dernier cas, l'identité territoriale ou la cohérence géographique n'est pas primordiale, donnant ainsi l'impression d'avoir affaire à des corridors « de papier » définis sur des cartes, sans réalité locale. RIMMER (1995) parle de « scène infrastructurelle » pour qualifier ces corridors.

Notons enfin que les corridors de développement, comme les corridors de conservation, sont rarement définis de manière intégrée. Ils ne prennent pas en compte l'ensemble des caractéristiques (identités culturelles par exemple), ni les échelles nécessaires à l'aménagement du territoire.

Les corridors : un concept fourre-tout

Comme nous venons de le montrer, les définitions et les fonctions d'un corridor sont nombreuses, et parfois même divergentes. L'absence d'une terminologie claire et cohérente aboutit à une confusion sur les objectifs mêmes des corridors (SIMBERLOFF *et al.*, 1992 ; BENNETT, 1999). En ce qui concerne plus spécifiquement les corridors de conservation dont nous avons noté l'importance, nous allons voir en quoi les différentes définitions, concepts et attendus, mais également le manque de résultats scientifiques, rendent les corridors de conservation difficilement opérationnels dans le but de conserver la biodiversité.

Conduits ou habitats : un rôle à clarifier...

Le déplacement de plantes et/ou d'animaux (HESS et FISCHER, 2001) à travers un corridor est central dans la majorité des définitions : c'est la fonction de conduit. NOSS (1993) établit que les deux fonctions majeures des corridors sont de fournir un habitat, au sens de résidence, mais également d'assurer un rôle de conduit pour les mouvements. ROSENBERG *et al.* (1995) séparent clairement les fonctions d'habitat et de conduit. Un corridor qui per-

met le mouvement entre deux taches, mais pas nécessairement la reproduction, assure une fonction de conduit. Si un corridor fournit des ressources pour la survie, la reproduction et le mouvement, il assure une fonction d'habitat. Il existe donc des ambiguïtés sur les rôles de conduit *versus* habitat pour définir la fonction d'un corridor. En effet, certains montrent que si un corridor constitue un habitat de choix pour une espèce, cela facilitera également la dispersion de celle-ci (BENNETT *et al.*, 1994) et donc sa survie à long terme. D'autres se focalisent sur la fonction de conduit et excluent de ce concept les espaces qui constituent des habitats mais qui ne servent pas de conduits (BEIER et NOSS, 1998). Un consensus existait cependant pour certains auteurs dans les années 1990, pour dire que la fonction de corridor peut aller du simple passage au rôle d'habitat et de conduit (HOBBS, 1992 ; MERRIAM, 1991).

Une question d'échelle

Les corridors se différencient également selon l'échelle de temps concernée (HARRIS et SCHECK, 1991). Les « espèces de passage » utiliseraient les corridors comme conduit pour se déplacer d'un site à un autre sur des périodes courtes et discontinues pour des activités bien précises au cours de leur vie (BEIER et LOE, 1992). Ce genre de mouvement inclut les migrations saisonnières, la recherche quotidienne de nourriture, l'exploration pour l'accouplement (NOSS, 1991 ; BENNETT *et al.*, 1994). Si un corridor est grand, large et long par rapport aux mouvements d'un animal, une espèce s'y déplacera sur plusieurs générations. BEIER et LOE (1992) l'appellent corridor d'habitation (*corridor dweller*) et notent qu'il peut assurer une fonction d'habitat s'il peut supporter la reproduction d'une espèce sur plusieurs générations. HARRIS et SCHECK (1991) relie la largeur des corridors au type et à la durée d'utilisation. Les individus se déplacent à travers d'étroits corridors sur une échelle de temps de l'heure au mois. Les corridors plus larges supportent les mouvements d'espèces entières sur un cycle annuel et des assemblages d'espèces peuvent se déplacer à travers des corridors encore plus grands sur des décennies ou des siècles. Les corridors les plus étroits peuvent assurer la fonction d'habitat car les mouvements se déroulent sur plusieurs années. Les mouvements

au sein de très grands corridors concernent des communautés tout entières et des processus au niveau des écosystèmes, permettant aux espèces de plantes et d'animaux de se déplacer entre les réserves sur des périodes de temps de plusieurs générations. Ces derniers ont été appelés liens paysagers (*landscape linkages*) dont le but est d'assurer une connectivité régionale (NOSS, 1991 ; HARRIS et SCHECK, 1991). BENNETT (1999) préfère le terme de lien (*link*) à celui de corridor pour mettre l'accent sur la fonction de conduit et sur celle de connectivité paysagère.

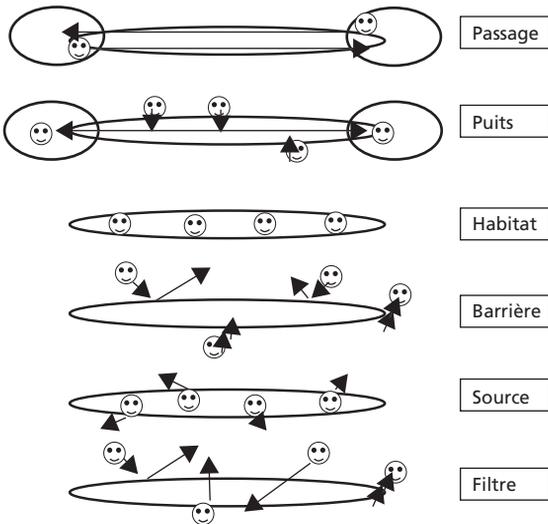
Peu de données sont disponibles pour établir un lien entre ces théories, les fonctions attendues des corridors de conservation et la création des aires protégées. Le problème reste que la taille d'un corridor dépend étroitement de l'espèce considérée et de la taille de son territoire. C'est pourquoi les conservationnistes partent du principe que conserver au moins l'espace d'une espèce ayant le plus grand territoire permet de conserver aussi les autres espèces.

Les corridors de conservation, de la théorie à la pratique

La diversité des fonctions des corridors selon les échelles considérées rend difficile l'obtention de données opérationnelles directement utilisables par les gestionnaires pour la délimitation et le pilotage des corridors de conservation. Un grand nombre de confusions résultent en partie du double usage du terme de corridor sur le plan structurel et fonctionnel (ROSENBERG *et al.*, 1995). Dans un cas, la connectivité assurée par le corridor est structurelle, c'est un lien paysager (FORMAN, 1995), et dans l'autre, elle est fonctionnelle et contribue au maintien de métapopulations (LEVINS, 1970 ; HANSKI et GILPIN, 1997 ; MCCULLOUGH, 1996). BAUDRY et MERRIAM (1988) distinguent la connectivité structurelle de la connectivité fonctionnelle car les éléments linéaires d'un paysage qui assurent la connectivité structurelle n'assurent pas forcément une connectivité fonctionnelle. Ces définitions sont particulièrement importantes lorsque les gestionnaires désirent passer à l'action. En effet, à partir de quand déterminer si un processus aura un impact sur la connectivité fonctionnelle d'un corridor ? La réponse dépend de ses fonctions attendues, des espèces, des échelles de temps et des espaces considérés.

Ces considérations théoriques masquent une réalité encore plus complexe quant à l'efficacité des corridors pour la conservation. Les corridors n'ont pas que des effets positifs pour les espèces. Ils peuvent conduire, freiner ou arrêter les flux (BUREL et BAUDRY, 1999) et les corridors, haies, forêts s'opposent souvent aux corridors de communication pour les hommes (routes, chemins, autoroutes, voies de navigation...). Selon les échelles en jeu, ces différents corridors interagissent sur une espèce donnée pour constituer soit une voie de passage, soit un obstacle infranchissable (fig. 2). Un corridor qui peut être bénéfique à la conservation d'une espèce peut être néfaste à une autre. À ce stade, on peut déjà entrevoir la complexité et les éventuels antagonismes entre ce qui peut être bénéfique à une espèce et pas à une autre, surtout quand l'homme, vu comme une espèce qui se déplace, qui construit des voies de communication pour son propre développement, fait partie du système.

Figure 2.

Les différents rôles des corridors selon les espèces et les échelles.

Source : BUREL et BAUDRY (1999).

On distingue un rôle de pont (forêts) pour le passage des animaux entre deux taches de forêt par exemple ; un rôle de puits (élément du paysage dont le taux de croissance est négatif, absorbant des individus) ou de source (taux de croissance positif émetteur d'individus) ; un rôle d'habitat écologique pour les espèces (un cours d'eau pour une espèce de poisson) ; un rôle de barrière (un cours d'eau pour des animaux terrestres) ; un rôle de filtre laissant passer certaines espèces et pas d'autres.

L'absence de données, source de controverse scientifique

En pratique, une importante littérature montre les effets positifs des corridors sur les flux d'animaux, mais beaucoup plus rarement sur les flux de gènes effectifs (par exemple, homogénéité génétique d'une espèce le long d'un corridor) qui permettraient aux espèces de s'adapter à long terme. Il existe de nombreuses controverses qui mettent en lumière les effets pervers de ces corridors sur les espèces, les populations et les écosystèmes. De nombreux auteurs se sont d'ailleurs tour à tour répondu dans des revues spécialisées pour analyser ce que SIMBERLOFF et COX ont appelé en 1987 « les coûts et les bénéfices des corridors de conservation ». Ces auteurs ont pris le parti de soulever les problèmes liés aux manques de connaissances sur les effets des corridors, sur leur importance dans la transmission des pestes, des prédateurs, des maladies, des bio-invasions (THOMAS *et al.*, 2006)... et ils se sont surtout interrogés sur l'équilibre entre les bénéfices écologiques et les coûts économiques (souvent considérables) liés au maintien ou à la mise en place de corridors pour sauver les espèces dans et en dehors des aires protégées. Un de leurs principaux arguments est que l'on ne disposait en 1987 que de peu de données scientifiques empiriques.

Dix ans plus tard, BEIER et NOSS (1998) publient une revue bibliographique intitulée « *Do habitat corridors provide connectivity ?* ». Tout en étant moins tranchés dans leurs conclusions, ils reconnaissent que « les généralisations sur la valeur biologique des corridors demeurent difficiles à atteindre », en particulier à cause de la dépendance des modèles vis-à-vis d'une seule espèce. Il n'y a donc pas de réponse claire à la question de savoir si les corridors entretiennent la connectivité fonctionnelle. Cependant, ils relèvent que, dans 12 articles scientifiques, des travaux empiriques témoignent de l'utilité des corridors comme outils de conservation. À l'opposé de ceux que le concept de corridor laisse sceptiques, ces auteurs prennent le parti de dire qu'en l'absence d'informations valables, et malgré le coût élevé de telles actions de conservation, il convient de considérer qu'un paysage connecté vaut mieux qu'un paysage fragmenté. C'est le principe de précaution qui prévaut dans la plupart des discours et actions

de conservation. Ils s'adressent à ceux qui contribueraient à la non-protection de ces écosystèmes en disant « qu'ils auraient la lourde charge de démontrer que leur disparition n'aurait aucune incidence sur la biodiversité » (BEIER et NOSS, 1998).

Une illustration des enjeux liés aux corridors : le cas de Madagascar

Madagascar représente un cas d'école pour comprendre et analyser les processus de mise en place des corridors de conservation dans un pays en voie de développement. La dynamique enclenchée par le congrès de Durban a contribué à faire évoluer la politique environnementale malgache. En effet, c'est à cette occasion que le président Marc Ravalomanana a déclaré que le pays devait mettre 10 % de son territoire sous protection afin de répondre aux objectifs internationaux. Pour ce faire, il proposa, dans ce qui est appelé à Madagascar « la vision Durban »⁵, de tripler la superficie des aires protégées à Madagascar en cinq ans (Méral *et al.*, cet ouvrage). Face à ce délai particulièrement court, l'urgence est devenue le maître mot de toutes les actions de conservation post-Durban, et les corridors de conservation des outils privilégiés pour créer des aires protégées (CARRIÈRE-BUSCHSENCHUTZ, 2006).

Les corridors malgaches

Le concept de corridor est apparu dans les débats de politique environnementale à Madagascar au cours de « l'Atelier scientifique

⁵ Groupe d'appui technique créé par la Direction de l'environnement, des eaux et forêts pour mettre en oeuvre la volonté du président à travers le SAPM (système des aires protégées à Madagascar). Dirigé par le secrétaire général du ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts, ce groupe comprend une centaine de personnes représentant plus de quarante organisations nationales et internationales. Le groupe « priorisation » est chargé de proposer des zones prioritaires pour la conservation de la biodiversité tandis que le groupe « gestion et catégorisation juridique » est chargé de définir les objectifs de gestion en fonction des catégories potentielles des aires de conservation.

sur la définition des priorités de conservation de la diversité biologique » en 1995. Ce concept, en rupture avec le modèle des aires protégées classiquement appliqué dans ce pays, est parfaitement adapté à la forme linéaire que prennent les reliques forestières (fig. 3 : « Les zones réservées pour sites de conservation », cf. hors-texte). L'amalgame entre la forme physique de couloir et la fonction écologique de conduit reflète bien la réalité géographique de ces forêts. Dans ce cadre, il est établi que les « corridors » forestiers contribueraient à instaurer une connectivité entre les aires protégées, jouant ainsi un rôle primordial pour le maintien de la biodiversité à long terme (CARRIÈRE-BUCHSENSCHUTZ, 2006). Ces corridors se justifient en grande partie par la connectivité qu'ils assureraient entre les aires protégées mais aussi parce que la majorité des forêts à sauvegarder se situent sur ces bandes de forêts. Une grande partie de la surface boisée de ce pays (environ 50 %, y compris les aires protégées actuelles) est concernée de près ou de loin par cette approche centrée sur les corridors. Le nombre de corridors de conservation en devenir (en rouge sur la fig. 3) par rapport aux territoires forestiers restants témoigne de leur importance pour les conservationnistes. À une telle échelle, tous ces corridors mis bout à bout ne formeraient-ils pas des liens paysagers régionaux utiles à l'évolution des espèces sur de nombreuses générations ? D'un corridor local reliant deux aires protégées, on passe ici à un dispositif de métacorridor national, dont les attendus et les objectifs sont nécessairement différents des premiers.

Ainsi, dès la fin de l'année 2005, ce n'est pas moins d'un million d'hectares supplémentaires qui sont mis sous protection – la plupart par décret temporaire – dont plus de 80 % concernent des corridors forestiers : le corridor d'Anjozorobe-Angavo (52 000 ha), celui d'Ankeniheny-Zahamena (entre 425 000 ha et 510 000 ha selon les sources) et la forêt de Makira (environ 350 000 ha). La superficie des corridors de l'est de Madagascar devrait s'accroître dans les années qui viennent, puisqu'aux corridors précédents devraient s'ajouter ceux de Marojejy-Anjanaharibe-Sud (400 000 ha), Ranomafana-Andringitra-Midongy (240 000 ha), Tsitongambarika (147 000 ha), Marovoalavo (202 000 ha) et probablement Fandriana-Marolambo (superficie inconnue).

Un concept façade pour la conservation : d'une volonté politique à une justification théorique

Les définitions, rôles et attendus des corridors varient selon les acteurs et les disciplines pour former un concept assez large. Les enquêtes menées à Madagascar aboutissent à une conclusion similaire. Selon les interlocuteurs, le corridor, implicitement perçu à Madagascar comme forestier, est défini comme une « sorte de couloir forestier », une « aire intermédiaire » résultant d'une grande extension d'un écosystème de haute priorité, un « pont biologique », un lien entre deux aires protégées, ce qui reste de forêts, voire une banque de gènes. Sa fonction fait également l'objet de diverses interprétations, parmi lesquelles un rôle stratégique pour la migration des espèces, un rôle économique de château d'eau pour les rizières, un garant du brassage génétique, une protection naturelle des espèces, une zone de transition entre deux aires protégées, une zone d'activité de gestion durable, une forêt où abondent les ressources naturelles... Certaines ONG conservacionnistes intègrent même au sein de leur définition l'idée que ces corridors facilitent la création de nouvelles aires protégées, assurant de ce fait la pérennité de leurs actions.

Même si les résultats scientifiques manquent, le bon sens pousse à la promotion des corridors à Madagascar. Tous les scientifiques emploient le conditionnel pour évoquer le rôle présumé des corridors à Madagascar (CARRIÈRE-BUCHSENSCHUTZ, 2006). Tous se font les relais des controverses développées au niveau international telles qu'elles ont été explicitées plus haut. À Madagascar, le principe de précaution justifie en grande partie la conservation de ces corridors. Pourtant, ces corridors forestiers sont très riches en espèces endémiques, et cet argument pourrait suffire à en justifier la conservation. On voit bien là que ces bandes de forêts assurent peut-être un rôle fonctionnel de corridor, mais qu'elles représentent surtout d'excellentes opportunités de conservation pour parvenir à protéger 10 % du territoire.

D'indispensables aux flux de gènes, les corridors sont devenus indispensables à la politique de conservation pour réussir le challenge de la vision Durban. D'habitats écologiques riches en espèces,

ils se sont transformés en conduits pour les animaux, ce qui justifie doublement de les protéger. La définition et la délimitation des corridors deviennent caduques puisque, quoi qu'il advienne, tout ce qui reste de forêt à Madagascar devra être conservé. Cette fonction de corridor apporte un argument supplémentaire pour justifier les actions de conservation et surtout rechercher des fonds pour leur mise en œuvre. Preuve en est, les plans d'aménagement des futurs sites de conservation ne se focalisent pas spécialement sur les territoires de quelques espèces clés qui utilisent ces corridors, mais bien sur les habitats écologiques forestiers ou récifaux (voir Chaboud *et al.*, cet ouvrage) avec tout ce qu'ils renferment.

Pourtant, de nombreux scientifiques attirent l'attention sur le fait que chaque situation doit être étudiée soigneusement (PRIMACK et RATSIRARSON, 2005). Certains chercheurs montrent que les espèces peuvent réagir différemment à la fragmentation des grands blocs forestiers (LANGRAND et WILMÉ, 1997 ; GOODMAN et RAKOTONDRAVONY, 2000). De plus, aucun plan d'aménagement ne tend à faire un état le plus exhaustif et précis possible des effets positifs et négatifs (bio-invasions par exemple) attendus de chacun de ces corridors. Des études récentes ont montré que le rôle positif ou négatif des corridors pouvait être lié au contexte, et en particulier à la fréquence des perturbations. En effet, si les perturbations sont fréquentes, les corridors peuvent contribuer à réduire la fixation des allèles bénéfiques à une espèce, tandis que si elles sont rares, elles l'augmentent (ORROCK, 2005). À la vue du degré de perturbation des écosystèmes malgaches (GOODMAN et RAZAFINDRATSITA, 2001 ; LOWRY *et al.*, 1997 ; CARRIÈRE et RATSIMISSETRA, 2007) et de l'omniprésence de l'activité humaine dans les forêts restantes, on peut se demander s'il ne serait pas pertinent de tester ces hypothèses dans le contexte malgache avant de promouvoir la création d'aires protégées pour tous les corridors, sans discrimination aucune.

Toutes ces études ne semblent que justifier un peu plus ces actions de conservation, alors qu'il y a un besoin crucial de les intégrer aux autres données socio-économiques par exemple, pour aménager l'espace, conserver durablement, voire développer en même temps. L'insuffisance de données devrait être une incitation à en rassembler davantage, de meilleure qualité et sur des questions

plus pertinentes, plutôt que de servir d'argument contre les corridors (CARRIÈRE-BUCHSENSCHUTZ, 2006).

De la difficulté du passage entre rhétorique et pratique : l'argument économique

La justification économique de l'extension des corridors de conservation à Madagascar traduit également un décalage entre les objectifs politiques et la gestion effective de ces corridors. Deux arguments peuvent être avancés.

Le financement des institutions en charge de l'administration de ces corridors n'est pas garanti. La fondation malgache pour la biodiversité aurait pu jouer ce rôle. Mais il semble que les financements fournis par le *trust fund* couvriront tout juste les coûts récurrents de l'Association nationale pour les aires protégées (Angap) qui gère une superficie de 1,7 million d'hectares d'aires protégées (Méral *et al.*, cet ouvrage). La question du financement de ces corridors, que l'on peut estimer à 7 millions de dollars la première année et à 2 millions par an de coûts récurrents, est largement sous-estimée dans les discussions et négociations actuelles. Une des raisons évoquées est la possibilité pour les ONG et l'État malgache de recourir à des financements directs étrangers (contrat de conservation, contributions privées...).

Ensuite, le processus de contrôle et de gestion des fonds, à supposer que ces derniers couvrent les coûts de fonctionnement de l'aire protégée, risque d'éloigner encore plus les populations riveraines des sources de financement. En effet, les montants évoqués ci-dessus ne concernent que les coûts de fonctionnement des institutions en charge de la gestion de ces aires protégées et non pas les manques à gagner que subiront les populations locales suite aux interdits ainsi créés. Quelles seront les règles et mesures de compensation pour les paysans ? Quelles seront les règles de contrôle du maintien du couvert forestier nécessaire à l'obtention des financements ? Toutes ces questions, qui font déjà l'objet de débats parmi les institutions en charge de la recherche de financements pérennes, ne sont pas abordées dans les débats de l'après Durban. À titre d'illustration, la superficie du noyau dur du corridor d'Ankeniheny-Zahamena (cf. fig. 3) est estimée par le

décret l'instituant à 180 000 hectares. Face à ces superficies considérables, une plus grande attention devrait être portée à ces questions cruciales. Alors même que les évaluations réalisées sur le réseau existant notent un déficit d'adhésion des populations riveraines, lesquelles ne perçoivent que partiellement (voire pas du tout) les avantages de la conservation, la création d'aires protégées aussi vastes du type corridors apparaît peu pertinente au regard des enjeux de développement durable.

Conclusion

Les politiques de création de corridors à Madagascar illustrent bien le flou entretenu autour des savoirs scientifiques et du concept de corridor lui-même qui, pourtant, pourrait constituer une rupture novatrice par rapport aux modèles classiques de conservation.

Finalement, sous des allures de nouveauté, les corridors se situent dans une continuité conservacionniste basée sur une approche *top-down* au sein de laquelle les sites sont identifiés uniquement sur des critères écologiques, dans le seul but d'augmenter la surface des aires protégées. Une approche *bottom-up* permettrait d'intégrer le facteur humain, ses valeurs sociales et culturelles, dans la mise en place de nouveaux corridors, ce qui permettrait d'en améliorer les modes de gestion et l'efficacité en termes de conservation et de développement durable (voir une formulation du modèle réticulaire dans Albert *et al.*, cet ouvrage).

En tentant d'appliquer le concept de corridor dans des pays aux niveaux de développement très différents, le risque est grand d'obtenir des résultats très contrastés, voire des effets induits indésirables et inattendus. La mise en place et l'extension des corridors dans le cadre du Réseau écologique paneuropéen par exemple (Bonnin, cet ouvrage) ne répond pas à la même logique et aux mêmes contraintes que dans un pays de grande pauvreté comme Madagascar. Les objectifs issus du congrès de Durban, s'ils apparaissent pertinents au niveau de la mise en réseau des aires protégées et surtout des acteurs de la conservation, peuvent rester, dans les pays en voie de développement, difficiles à mettre en œuvre.

Références bibliographiques

- ARNOLD J., OLLIVIER G., ARVIS J. F., 2005 – *Best practices in corridor management*. World Bank, mimeo.
- BAUDRY J., MERRIAM H. G., 1988 – Connectivity and connectedness: fonctionnal versus structural patterns in landscapes. *Münstersche Geographische Arbeiten*, 29 : 23-28.
- BEIER P., LOE S., 1992 – A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Soc. Bull.*, 20 : 434-440.
- BEIER P., NOSS R., 1998 – Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12 : 1241-1252.
- BENNETT A. F., 1999 – *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Gland, Cambridge, IUCN, 254 p.
- BENNETT A. F., HENEIN K., MERRIAM G., 1994 – Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biol. Conservation*, 65 : 155-165.
- BLONDEL J., 1995 – *Biogéographie. Approche écologique et évolutive*. Paris/Milan/Barcelone, Éditions Masson, Coll. Écologie n° 27.
- BLONDEL J., PERRET P., MAISTER M., DIAS P., 1992 – Do harlequin Mediterranean environments function as source-sink for Blue Tits (*Parus caeruleus* L.)? *Landscape Ecology*, 6 : 213-219.
- BOORMAN S. A., LEVITT P. R., 1973 – Group selection on the boundary of a stable population. *Theoretical Population Biology*, 4 : 85-128.
- BUREL F., BAUDRY J., 1999 – *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Londres/New York/Paris, Éditions Technique et Documentation, 359 p.
- CARRIÈRE S., RATSIMISSETRA L., 2007 – « Le couloir forestier de Fianarantsoa : forêt primaire ou forêt des hommes ». In Serpantié G., Carrière S., Rasolofoharinoro M., (éd.) : *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation. Le corridor de Fianarantsoa*. Actes du séminaire Gerem CNRE-IRD, Antananarivo.
- CARRIÈRE-BUCHSENSCHUTZ S., 2006 – L'urgence d'une confirmation par la science du rôle écologique du corridor forestier de Fianarantsoa. *Études Rurales*, n° spécial Madagascar, 178 : 181-196.

- FABOS J. G., 2004 – Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. *Landscape and Urban Planning*, 68 : 321-342.
- FABOS J. G., AHERN J., (eds), 1995 – *Greenways: the beginning of an international movement*. Amsterdam, Elsevier, 498 p.
- FAHRIG L., MERRIAM H. G., 1985 – Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66 : 1762-1768.
- FORMAN R. T. T., 1995 – *Land mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge University Press, 656 p.
- FORMAN R. T. T., GODRON M., 1981 – Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31 : 733-740.
- FORMAN R. T. T., GODRON M., 1986 – *Landscape ecology*. New York, John Wiley and sons, 640 p.
- GOODMAN S. M., RAKOTONDRAVONY D., 2000 – The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on Central High Plateau of Madagascar. *Journal Zoological*, 250 : 193-200.
- GOODMAN S. M., RAZAFINDRATSITA V. R., 2001 – *Inventaire biologique du parc national de Ranomafana et du couloir forestier qui le relie au Parc national d'Andringitra*. Antananarivo, CIDST, Recherches pour le Développement n° 17.
- HANKSI I., GILPIN M. E. (eds), 1997 – *Metapopulation biology, ecology, genetics and evolution*. San Diego, Academic Press, 512 p.
- HARRIS L. D., SCHECK J., 1991 – « From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity ». In Saunders D. A., Hobbs J. (eds) : *Nature conservation 2: the role of corridors*. Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons : 189-220.
- HESS G. R., FISCHER R. A., 2001 – Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55 : 195-208.
- HILTY J. A., LIDICKER JR. W. Z., MERENLENDER A. M., 2006 – *Corridor ecology. The science and practice of linking landscape for biodiversity conservation*. Washington, Island Press, 344 p.
- HOBBS R. J., 1992 – The role of corridors in conservation: solution at bandwagon. *Trends Ecol. Evolution*, 7 : 389-392.

LANGRAND O., WILMÉ L., 1997 – « Effects of forest fragmentation on extinction patterns of the endemic avifauna on the central high plateau of Madagascar ». In Goodman S. M., Patterson B. D. (eds) : *Natural change and human impact in Madagascar*, Washington/London, Smithsonian Institution Press : 280-305.

LEVINS R., 1969 – Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.*, 15 : 237-240.

LEVINS R., 1970 – « Extinction ». In Grestenhaber M. (ed.) : *Some mathematical questions in biology : lectures on mathematics in the life sciences*, Providence, American Mathematical Society : 77-107.

LOWRY II P. P., SCHATZ G. E., PHILLIPSON P. B., 1997 – « The classification of natural and anthropogenic vegetation in Madagascar ». In Goodman S. M., Patterson B. D. (eds) : *Natural change and human impact in Madagascar*, Washington/Londres, Smithsonian Institution Press : 93-123.

MCCARTHUR R. H., WILSON E. O., 1967 – *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University press, 230 p.

MCCULLOUGH D. R., (ed.), 1996 – *Metapopulations and wildlife conservation*. Washington, Island Press, 439 p.

MERRIAM G., 1991 – « Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments ». In Saunders D. A., Hobbs J. (eds) : *Nature conservation 2: the role of corridors*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons : 133-142.

NOSS R. F., 1991 – « Landscape connectivity: different functions at different scales ». In Hudson W. E. (ed.) : *Landscape linkages and biodiversity*, Washington, Island Press : 27-39.

NOSS R. F., 1993 – « Wildlife corridors ». In Smith D. E., Hellmund P. C. (eds) : *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*. Minneapolis, University of Minnesota Press : 43-68.

ORROCK J. L., 2005 – Conservation corridors affect the fixation of novel alleles. *Conservation Genetics*, 6 : 623–630.

PRIMACK R. B., RATSIRARSON J., 2005 – *Principe de base de la conservation de la biodiversité*. Foundation MacArthur/ESSA/CITE.

PULLIAM H. R., 1988 – Sources, sinks, and population regulation. *Am. Naturalist*, 132 : 652-661.

RIMMER P. J., 1995 – « La nouvelle “scène infrastructurelle” de l’Asie Pacifique ; son émergence depuis le début des années soixante-dix ». In Baye E. (éd.) : *Les corridors de développement dans la zone Asie Pacifique*, centre de prospective et de veille scientifique, ministère de l’Équipement, des Transports et du Tourisme, *Revue 2001 Plus*, n° 35 : 7-43.

ROSENBERG D. K., NOON B. R., MESLOW E. C., 1995 – « Towards a definition of biological corridor ». In Boissonette J. A., Krausman P. R. (eds) : *Integrating people and wildlife for a sustainable future*. Bethesda, The Wildlife Society : 436-439.

SIMBERLOFF D., COX J., 1987 – Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1 (1) : 63-71.

SIMBERLOFF D., FARR J. A., COX J., MEHLMAN D. W., 1992 – Movement corridors: conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology*, 6 : 493-504.

THOMAS J. R., MIDDLETON B., GIBSON D. J., 2006 – A landscape perspective of the stream corridor invasion and habitat characteristics of an exotic (*Dioscorea oppositifolia*) in a pristine watershed in Illinois. *Biological Invasions*, 8 : 1103-1113.

YU K., LI D., LI N., 2006 – The evolution of Greenways in China. *Landscape and Urban Planning*, 76 : 223-239.

ZUBE E. H., 1995 – Greenways and the US national park system. *Landscape and Urban Planning*, 33: 17-25.

Les aires protégées dans la mise en place des réseaux écologiques

Gestion globale de la nature ou gestion des institutions de conservation ?

Marie BONNIN

Le concept de réseaux écologiques permet d'envisager un développement durable par le biais d'un zonage du territoire (BONNIN, 2008 ; CEDRE, 2002). La simple identification du zonage n'est bien évidemment pas suffisante et l'intérêt de la recherche en droit repose surtout sur les implications d'un tel zonage en termes de régulation. Autrement dit, il importe de s'interroger sur les différentes normes qui peuvent s'appliquer à ces différentes zones. Dans quelle mesure une conservation stricte est-elle encore utile ? Dans quelles situations faudrait-il au contraire limiter les contraintes et utiliser des instruments plus incitatifs qui permettraient l'intégration des objectifs de conservation de la nature dans les politiques sectorielles telles que la politique des transports ou de l'agriculture ? L'objet de ce texte est donc d'évaluer les effets de l'émergence du concept de réseaux écologiques sur les aires protégées, qui de fait perdent l'exclusivité du rôle de conservation de la nature et de la diversité biologique.

D'un point de vue conceptuel, les réseaux écologiques sont souvent appréhendés par l'utilisation d'un schéma qui représente les

trois types de zones les plus couramment utilisées dans la réalisation des réseaux écologiques. Il s'agit des zones noyaux, des zones tampons et des corridors biologiques¹ (JONGMAN et PUNGETTI, 2004 ; SEPP et KAASIK, 2002 ; Carrière *et al.*, cet ouvrage). Reste à replacer les aires protégées existantes et à venir dans ce schéma.

L'approche choisie ici est une approche volontairement internationaliste. Mais il importe de souligner l'importance des aires protégées nationales avant de limiter cette analyse aux espaces naturels protégés par une dénomination internationale. La plupart des pays ont développé leur propre système de classification d'espaces naturels, ceux-ci pouvant aller de régimes de protection stricts, comme dans le cas des réserves naturelles intégrales ou de certains parcs nationaux, à des régimes de protection moins contraignants, comme dans le cas des parcs paysagers, en passant par une protection ciblée et systématique de certains habitats ou écosystèmes (voir Rodary et Milian, cet ouvrage). L'introduction de réglementations internationales et européennes en matière de protection de la nature et de la biodiversité a encouragé les États à engager des actions coordonnées en vue d'identifier et de résoudre au niveau supranational les principaux problèmes posés par la conservation. Pour autant, la mise en place de réseaux écologiques est désormais préconisée par des déclarations et des textes juridiques² et il importe de s'interroger sur la place et le rôle des aires protégées dans ces systèmes de conservation intégrée (encadré 1).

Certaines organisations internationales assimilent les aires protégées aux zones noyaux des réseaux écologiques. Ainsi dans le

¹ À titre d'exemple, l'Estonie utilise les termes de zones noyaux, zones tampons et couloirs écologiques, la Lituanie les termes de géo-systèmes, territoires tampons et corridors écologiques, la Pologne utilise les termes de zones noyaux et d'éco-corridors. Les réseaux slovaques et tchèques sont constitués de bio-centres, de bio-corridors et d'éléments interactifs. Les Pays-Bas utilisent les termes de zones noyaux, d'aires de reconstitution et de corridors écologiques.

² Les déclarations politiques qui prévoient la réalisation de réseaux écologiques se multiplient : Stratégie paneuropéenne pour la diversité biologique et paysagère en Europe (Sofia, 1995), Stratégie pour la biodiversité et son plan d'action pour l'Asie centrale (2006). On connaît désormais plusieurs textes contraignants en droit international sur le sujet : Convention des Carpates et notamment son article 4 (Kiev, 2003), Convention d'Amérique centrale pour la conservation des aires naturelles (Managua, 1992).

cadre du réseau écologique alpin mis en place par le secrétariat de la Convention alpine, les zones noyaux sont constituées des aires protégées de grandes tailles (Réseau alpin, 2004). Le Conseil de l'Europe qui soutient la réalisation de ce réseau écologique paneuropéen considère, quant à lui, que les zones noyaux du réseau sont constituées des aires naturelles de grande valeur, qu'elles soient protégées ou qu'elles aient vocation à l'être. D'autres réseaux écologiques qui se mettent en place à d'autres échelles peuvent avoir adopté d'autres définitions (BENNETT et WIT, 2001) et la place des aires protégées dans l'élaboration des zonages de territoire reste conflictuelle en l'absence de consensus sur ce thème (voir Carrière *et al.*, cet ouvrage). Il n'en reste pas moins que la plupart des décisions politiques et textes juridiques visant à la mise en place de réseaux écologiques s'accordent sur le rôle des aires protégées en tant que zones noyaux (partie 1), mais elles peuvent aussi dans certains cas jouer un rôle de corridor (partie 2).

Les aires protégées comme zones noyaux

Les aires protégées par une dénomination internationale se sont multipliées à partir des années 1970 (Rodary et Milian, cet ouvrage). Mises en place dans le cadre d'un texte international contraignant comme la Convention du patrimoine mondial (Paris, 1972³) ou non contraignant comme la résolution du Comité des ministres qui met en place le diplôme européen, ces aires protégées sont inscrites sur une liste sans préjudice des droits exclusifs de souveraineté de l'État sur lequel elles sont situées (KISS et BEURIER, 2004). Les États acceptent par le biais du texte international fondateur de prendre des responsabilités vis-à-vis de la protection de ces zones naturelles. Le Conseil de l'Europe, précurseur en la matière, a, dès 1965, mis en place une liste de sites autour de l'attribution d'un diplôme européen. Il a

³ Les références exactes des conventions internationales citées dans le texte sont regroupées à la fin de ce texte dans l'encadré 4. N'apparaissent dans le texte que la date et le lieu de signature.

Encadré 1.
Les différents réseaux de sites internationaux

Dénomination	Date de création	Organisation responsable	Objectifs	FC ou NC*	Champ d'application	Obligations des États	Modalités de désignation des sites
Diplôme européen	6 mars 1965	Conseil de l'Europe	Préserver les sites exceptionnels et particulièrement bien protégés	NC	Europe	Maintenir le niveau de protection	Sur proposition des États après accord et aval d'un comité d'experts
Sites Ramsar	2 février 1971	Secrétariat de la Convention assuré par l'UICN	Conserver les zones humides	FC	Mondial	Création de réserves pour conserver les zones humides	Sur proposition des États
Sites du patrimoine mondial	23 nov. 1972	Unesco	Conserver le patrimoine naturel d'une valeur universelle exceptionnelle	FC	Mondial	Assurer une protection, conservation et mise en valeur aussi actives que possible de ce patrimoine	Sur proposition des États après accord d'un comité intergouvernemental
Réserves de biosphère	1976	Unesco	Conserver les habitats naturels ; encourager la recherche	NC	Mondial	Élaborer un zonage approprié. Élaborer des plans de gestion	Sur proposition des États
Réserves biogénétiques	15 mars 1976	Conseil de l'Europe	Préserver des échantillons représentatifs du patrimoine naturel ; promouvoir la recherche ; sensibiliser le public	NC	Europe	Le statut de protection doit être compatible avec les objectifs de la zone	Sur proposition des États. Sur proposition des experts du Conseil de l'Europe
Aires spécialement protégées de la Méditerranée	1982	Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées	Conservation des zones naturelles	FC	Région de la mer Méditerranée	Les Parties doivent adopter des critères communs pour la création et la gestion des zones	Sur proposition des États
Natura 2000	21 mai 1992	Union européenne	Conserver les habitats naturels	FC	Union européenne	Protéger les habitats énumérés dans les annexes	Sur proposition des États
Système de zones côtières et marines baltiques	1994	Commission d'Helsinki	Conservation des zones naturelles	NC	Région de la mer Baltique	Pas encore définies	Sur proposition des États
Réseau Émeraude	1996	Conseil de l'Europe	Conserver les habitats naturels	NC	Convention de Berne (Europe)	Pas encore définies	Sur proposition des États

* force contraignante (FC) ou non contraignante (NC). La force contraignante ici prise en compte est celle de l'instrument juridique qui crée le réseaux de sites.

été rapidement suivi par d'autres organisations qui ont aussi opté pour la protection des espaces naturels selon une optique de liste (encadré 1) telles que l'Unesco avec les sites du patrimoine mondial et les réserves de biosphère. L'inscription sur une liste de sites permet d'établir des échanges d'informations et de techniques entre les gestionnaires des espaces au sein de l'organisation internationale responsable, par le biais notamment de réunions périodiques. Cette organisation en réseau autorise des transferts de savoir-faire qui peuvent aussi être un facteur stimulant pour les différents acteurs. Cependant, l'utilisation du terme de réseaux d'aires protégées ou de réseaux de sites ne se justifie que par ces échanges entre les gestionnaires d'espaces à l'intérieur de l'organisation internationale. À l'exception de quelques espèces d'oiseaux pour lesquelles un réseau écologique pourrait être constitué d'îlots de nature non reliés entre eux, les réseaux écologiques impliquent une continuité territoriale que ne recouvrent absolument pas les réseaux de sites protégés au niveau international, le réseau des sites du patrimoine mondial de l'Unesco par exemple.

Ces différentes listes d'aires protégées ont toutes un objectif principal de préservation de la biodiversité, mais répondent chacune à des objectifs spécifiques (1). L'évolution des modalités de la protection à l'intérieur (2) et à l'extérieur (3) de ces sites permet l'intégration d'objectifs secondaires qui visent aussi la protection de la « nature ordinaire ».

Des objectifs communs mais différenciés

Certains réseaux de sites ont comme objectif la sauvegarde et la protection de sites exceptionnels. C'est notamment le cas du réseau de sites du patrimoine mondial. C'est aussi le cas des sites du diplôme européen qui vise à récompenser la gestion exemplaire d'espaces naturels ou semi-naturels ou de paysages présentant un intérêt européen exceptionnel du point de vue de leur diversité biologique, géologique et paysagère. D'autres réseaux de sites ont un objectif plus ciblé sur la protection d'espaces naturels à forts enjeux écologiques. Le réseau des sites Ramsar vise, par exemple, à protéger un type d'écosystème particulièrement riche sur le plan biologique mais également très menacé au niveau

mondial. Les sites Ramsar jouent un rôle fondamental dans la protection des routes migratoires des oiseaux d'eau ainsi que dans la bonne gestion des processus et des fonctions écologiques des zones humides. Ils participent ainsi à la mise en place d'une structure spatiale cohérente jouant un rôle particulier dans la prévention des inondations et l'atténuation de l'impact de la pollution, rejoignant en cela les objectifs de développement durable de la mise en place de réseaux écologiques.

La base juridique de ces réseaux de sites, selon qu'elle est contraignante ou non, influe sur la capacité des aires protégées à protéger la diversité biologique en ce sens que cette base n'aura pas la même valeur devant les juridictions des États Parties (ROMI, 1990). Certains réseaux de sites sont créés par une convention internationale contraignante, comme dans le cas du réseau Ramsar, d'autres sont fondés sur la base d'une simple résolution ou recommandation qui n'a pas de valeur juridique *stricto sensu*, comme le diplôme européen. Pour autant, l'aspect contraignant des obligations étatiques résulte non seulement de la force contraignante de ces obligations mais aussi de leur objet. En effet, la valeur des obligations de l'État dépend aussi des possibilités pour les États de retirer une zone du réseau. Or, dans plusieurs réseaux de sites, les États peuvent retirer un site du réseau sans pour autant avoir à se justifier. En ce qui concerne les réserves de biosphère, un État peut retirer une aire du réseau par simple notification au secrétariat. La Convention de Ramsar subordonne, dans son article 2 §5, le retrait du site de la liste des zones humides d'importance internationale à des raisons pressantes d'intérêt national, à l'avertissement préalable du bureau, ainsi qu'à une obligation de compensation (DE KLEMM, 1998). L'impact de ces dispositions est important, car inclure un site dans un réseau équivaut à le protéger contre les grands projets d'infrastructures menés principalement par l'État. Or, si celui-ci peut le retirer du réseau à tout moment, le fait que les obligations soient juridiquement contraignantes ou non n'influe pas sur l'effectivité de la protection. Cependant, la valeur diplomatique de l'inscription est telle que les États ne retirent pratiquement jamais le site de son réseau.

La mise en place d'aires protégées dans le cadre d'un réseau de sites internationaux, au-delà de la protection juridique qu'elle offre, permet en effet de faire prendre une valeur supra-nationale

à certains habitats naturels, ce qui rend possible d'apprécier différemment certains projets de développement, alors évalués par rapport à une zone naturelle d'importance internationale. La protection devient alors politique plus que juridique. Les mécanismes de sanctions à l'encontre d'États parties qui maltraitent une aire protégée vont d'ailleurs jusqu'au retrait de la zone du réseau. Ces mécanismes ne sont pas sans effet. On peut citer pour exemple le sanctuaire de baleines d'El Vizcaino au Mexique. En 1999, un projet d'agrandissement d'une usine de production de sel a été lancé à Laguna San Ignacio, dans la baie d'El Vizcaino, dernier lagon intact où la baleine grise du Pacifique vient se reproduire et site inscrit sur la liste du patrimoine mondial. Le Comité du patrimoine mondial a mis en garde le gouvernement mexicain contre les menaces que ferait peser sur l'écologie marine et terrestre, sur les baleines grises et sur l'intégrité du site l'établissement d'une usine de sel à l'intérieur du sanctuaire. En mars 2000, le gouvernement mexicain a décidé de refuser l'autorisation de construire l'usine.

Pour leur capacité à protéger des habitats naturels spécifiques, les aires protégées à l'échelle internationale apparaissent donc comme particulièrement importantes. Leur rôle en tant que zone noyau des réseaux écologiques est cependant aussi en cours de transformation, et cela se remarque notamment dans l'évolution des modalités de protection dans certains réseaux de sites.

La prise en compte des réseaux écologiques au sein des aires protégées

Certaines aires protégées de grande taille intègrent le concept de réseau écologique sur leur territoire et peuvent jouer un rôle de « laboratoire expérimental » en modifiant l'approche classique de la conservation. Tel est le cas des réserves de biosphère qui ont, depuis l'adoption du cadre statutaire (Unesco, 1996) et de la Stratégie de Séville, trois fonctions clairement définies. Ces fonctions sont décrites comme étant complémentaires et d'égale importance : une fonction de conservation (préserver les ressources génétiques, les espaces et les écosystèmes, et les paysages), une fonction de développement (encourager un développement

économique et humain durable) et une fonction logistique (permettre et encourager les activités de recherche, de surveillance permanente, d'éducation et de formation).

À ces fins, elles sont divisées en trois types de zones : une aire centrale dotée d'un statut juridique garantissant une protection à long terme et dans laquelle la plupart des activités humaines sont interdites ; une zone tampon clairement définie, où seules les activités compatibles avec l'objectif de conservation sont autorisées ; et une aire de transition, qui, en général, ne possède pas de statut de protection et qui permet et favorise l'utilisation durable des ressources (CIBIEN, 2006). Ce zonage juridicisé en 1995 par le cadre statutaire et la Stratégie de Séville est désormais expressément utilisé pour mettre en place des corridors biologiques à l'intérieur des réserves de biosphère. Le récent zonage de la réserve de biosphère des Carpates orientales en est un exemple. Pour autant, il ne paraît pas nécessaire de généraliser à l'ensemble des aires protégées cette tendance à la mise en place de réseaux écologiques à l'intérieur du territoire de l'espace naturel protégé. La taille des zones protégées qu'implique cette démarche peut en effet limiter la compréhension et l'acceptation par le public des espaces protégés sans apporter de bénéfice évident. De plus, certaines listes d'aires protégées au niveau international ont été mises en place pour protéger strictement certains espaces et ne sont pas adaptées à ce type de zonage intégrant des activités économiques. C'est le cas notamment de la liste du patrimoine mondial ou de celle du diplôme européen. Et leur utilisation dans ce cadre nuit à leur complémentarité avec d'autres listes de sites ainsi qu'à la lisibilité de leur démarche par le public⁴. Par contre, la traduction dans les droits nationaux du concept de réserves de biosphère qui favorise les mesures de conciliation avec un développement économique tout en maintenant des zones de conservation stricte pourrait être un moyen d'atteindre un développement durable du territoire en permettant la conservation de la nature ordinaire en périphérie des aires protégées.

⁴ L'inscription sur la liste du patrimoine mondial du Val de Loire le 30 novembre 2000 reste une exception mais illustre ce phénomène. Le périmètre va de Sully sur Loire à l'amont à Chalonnes sur Loire à l'aval, soit 260 kilomètres de longueur sur une largeur de quelques kilomètres correspondant au lit majeur du fleuve et regroupant 159 communes.

La nécessité de relier entre elles les zones protégées implique leur conservation

La conservation de la nature par les aires protégées a aussi des effets secondaires sur la gestion de la nature ordinaire, et ce en dehors du territoire de l'aire protégée considérée. En effet, plusieurs textes internationaux demandent désormais aux États parties de relier entre elles les zones protégées.

Composé de zones de protection spéciales au titre de la directive Oiseaux et de zones spéciales de conservation au titre de la directive Habitats, le réseau Natura 2000⁵ ne vise pas dans un premier temps la mise en œuvre d'un réseau écologique (au sens décrit dans l'introduction). Cependant, la réalisation finale du réseau implique une certaine cohérence écologique comme l'indiquent plusieurs articles de la directive. Les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs du réseau Natura 2000 permettent désormais à la Commission européenne de commencer à envisager l'étape suivante, comme elle l'a indiqué dans sa communication récente sur la diversité biologique⁶. La première phase de mise en œuvre a été axée sur la proposition et la désignation par les États membres de l'Union européenne de sites abritant des espèces et des habitats d'intérêt européen. Les prochaines étapes du réseau Natura 2000 viseront à assurer le caractère opérationnel du réseau, notamment afin de faire en sorte que les espèces et les habitats d'importance européenne soient maintenus dans un état favorable de conservation. L'établissement des mesures de conservation nécessaires pour tous les sites désignés, y compris l'élaboration de plans de gestion, l'adoption d'un statut national approprié, des mesures administratives ou contractuelles, représente à présent une des tâches prioritaires des États membres.

Dans le contexte du changement climatique et des transformations dans l'utilisation des sols, la capacité du réseau à atteindre

⁵ En décembre 2006, le réseau Natura 2000 comptait 20 862 sites au titre de la directive Habitats, dont 1 250 sites marins, et 4 617 sites au titre de la directive Oiseaux, dont 484 sites marins.

⁶ « Enrayer la diminution de la biodiversité à l'horizon 2010 et au-delà. Préserver les services écosystémiques pour le bien-être humain », Communication de la Commission, Com (2006) 216, mai 2006.

Encadré 2.

Références juridiques directes à la cohérence écologique dans la directive Habitats

Préambule

En vue d'assurer le rétablissement ou le maintien des habitats naturels et des espèces (...) dans un état de conservation favorable, il y a lieu (...) de réaliser un réseau écologique européen cohérent.

Article 1

Site d'importance communautaire : un site qui, (...) peut aussi contribuer de manière significative à la cohérence de « Natura 2000 » visé à l'article 3, et/ou contribue de manière significative au maintien de la diversité biologique dans la ou les régions biogéographiques concernées.

Article 3

3. (...) Les États membres s'efforcent d'améliorer la cohérence écologique de Natura 2000 par le maintien et, le cas échéant, le développement des éléments du paysage, mentionnés à l'article 10, qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvages.

Article 4

(...) L'État membre concerné désigne le site comme zone spéciale de conservation (...) en établissant les priorités (...) pour la cohérence de Natura 2000.

Article 10

Là où ils l'estiment nécessaire, dans le cadre de leurs politiques d'aménagement du territoire et de développement et notamment en vue d'améliorer la cohérence écologique du réseau Natura 2000, les États membres s'efforcent d'encourager la gestion d'éléments du paysage qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvages.

ses objectifs de conservation dépend notamment du maintien ou de la restauration d'une matrice de territoire appropriée, dans et entre les sites, permettant de maintenir des processus écologiques essentiels et favorisant la biodiversité. En référence à l'article 10 de la directive Habitats, la Commission européenne ainsi que certains États membres s'efforcent actuellement de définir les conditions et les ressources nécessaires pour assurer, au sein du réseau Natura 2000, une gestion cohérente des éléments du paysage (encadré 2).

D'autres textes internationaux de protection de la nature soulignent aussi la nécessité de relier entre elles les aires protégées. La Convention sur la diversité biologique (Rio, 1992) est certainement la plus connue. Aux termes de l'article 8a « chaque partie

contractante (...) établit un système de zones protégées ou de zones où des mesures spéciales doivent être prises pour conserver la diversité biologique ». Si le terme de connectivité écologique n'a pas été retenu dans le texte final de la convention, l'utilisation du terme « système » associée à l'analyse des travaux préparatoires permet une interprétation extensive du texte comme demandant aux Parties d'instaurer des zones protégées reliées entre elles⁷.

Certaines conventions régionales réclament explicitement l'établissement de corridors écologiques. La Convention sur la protection de la nature en Amérique centrale signalait, dès 1992, l'importance de l'isthme centro-américain en tant que corridor biologique. La Convention alpine a elle aussi reconnu l'importance de mettre en place un réseau écologique dans les Alpes en 1994 via son protocole pour la conservation de la nature et des paysages. Et la récente Convention cadre pour la protection et le développement durable des Carpates signée à Kiev en 2003, qui fixe un cadre juridique pour la protection durable de ses écosystèmes, invite ses Parties à prendre des mesures appropriées en vue d'assurer un haut niveau de protection des habitats naturels et semi-naturels ainsi que leur continuité et leur connectivité (FALL et EGERER, 2004). Cette convention fait explicitement référence à la nécessité pour les Parties de constituer un réseau écologique dans les Carpates qui implique la réalisation « d'un réseau de zones protégées associé à la conservation et la gestion durable des aires situées en dehors des zones protégées ». Pour autant, la recherche de la continuité des aires protégées n'implique pas l'extension abusive des aires protégées et le défi du concept de connectivité est bien de chercher à associer aux aires protégées d'autres modes de protection plus souples.

Les aires protégées, en plus de protéger des habitats naturels déterminés, peuvent donc avoir des effets en dehors de leur territoire, ce qui participe à l'évolution de leur rôle en matière de

⁷ Le guide de la Convention sur la diversité biologique préconise d'ailleurs sur la base de l'article 8a, la « création d'un ensemble d'aires protégées plus vastes qu'il n'aurait été autrement nécessaire, associé à l'établissement de corridors écologiques, et de lieux d'étape entre zones protégées, permettant aux espèces de se déplacer en fonction de l'évolution du climat ».

conservation de la diversité biologique. Le fait qu'une structure existe peut aussi servir de support logistique à des initiatives en périphérie de la zone centrale. C'est ainsi que leur rôle paraît toujours nécessaire mais doit être perçu différemment en fonction des échelles de réflexion.

Les aires protégées comme corridors

Certaines aires protégées peuvent jouer un rôle de « corridor », c'est-à-dire permettre de reconnecter ou connecter entre elles plusieurs populations d'espèces en protégeant les infrastructures naturelles. Dès la fin du XIX^e siècle, une notion inspirée des éléments linéaires naturels avait été proposée par les planificateurs américains. Cette réflexion a produit le concept de *greenways* (voir Carrière *et al.*, cet ouvrage). Les *greenways* sont des réseaux d'éléments linéaires, planifiés et arrangés, originellement dans un but de loisirs (WALMSLEY, 2006 ; FABOS et RYAN, 2004) et qui cumulent désormais des buts multiples incluant la récréation mais aussi l'écologie, l'esthétique et les aspects culturels (AHERN, 1995). Les *greenways* n'ont pas seulement une fonction écologique, ils sont des réseaux écologiques multifonctionnels. Pour la plupart, ils sont situés autour des villes et visent à permettre aux citadins de « s'aérer » rapidement ainsi qu'à maintenir un paysage naturel aux alentours des grandes structures urbanistiques. Sur le continent européen, l'idée de réseau écologique prend originellement une autre forme et a d'abord été mise en place par les responsables de l'aménagement du territoire de Russie, de Tchécoslovaquie et de Lituanie, qui ont intégré l'outil corridor dans leurs systèmes de planification au cours des années 1970 afin de protéger des infrastructures naturelles (JONGMAN, 1998). Cette démarche reposait sur le concept de paysage polarisé, qui implique la séparation du paysage entre des zones pour la conservation et la restauration de la nature, et des zones d'utilisation intensive du sol (FROLOVA, 2000 ; KAVALIAUSKAS, 1996). Cette tradition de planification des infrastructures naturelles explique les multiples traductions juridiques des réseaux écologiques dans ces

pays⁸. Plus récemment, l'Europe occidentale a pris en compte l'importance de réduire la fragmentation des habitats naturels (BUREL, 2003) et plusieurs pays ont désormais des textes juridiques mettant en place des réseaux écologiques⁹.

Ces différences historiques de conception des réseaux écologiques expliquent que, selon les régions, le terme de corridor peut revêtir différentes significations et il est vrai que ces variations de terminologie sont une source de confusion (CBD, 2005 ; BENNET et WIT, 2001 ; Carrière *et al.*, cet ouvrage). En Europe et dans les organisations internationales, le terme de réseau écologique est le plus souvent employé, mais les programmes sud-américains ou asiatiques utilisent généralement le terme de corridors, qui correspond toutefois au même modèle de conservation¹⁰. L'approche de la conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique sera retenue ici. Le terme de corridor recouvre alors l'idée d'une interconnexion écologique. Plus précisément, l'expression désigne un ou des milieux reliant fonctionnellement entre eux différents habitats vitaux pour une espèce ou un groupe d'espèces.

Les aires protégées transfrontalières comme support des corridors interrégionaux

Les aires protégées transfrontalières jouent un rôle particulier dans la dynamique régionale de la conservation de la nature (BRUNNER, 2002). L'inscription d'une aire protégée transfrontalière dans un réseau de sites internationaux permet, bien sûr, de favoriser les contacts institutionnels entre les responsables de zones situées de chaque côté de la frontière, mais elle fournit aussi un cadre juridique et politique à la coopération qui peut déboucher sur des initiatives plus générales.

⁸ Par exemple, l'Estonie (Loi sur le développement durable, 1995), la Lituanie (Loi de protection de l'environnement, 1992), la République tchèque (Loi de protection de la nature, 1992), la Slovaquie (Loi de protection de la nature, 1994).

⁹ Par exemple, l'Allemagne (Loi fédérale de conservation de la nature, 2002), la Belgique, Région Flamande (Décret relatif à la conservation de la nature, 1997), la France (Loi d'orientation pour l'aménagement durable du territoire, 1999), la Suisse (Conception paysage, 1997).

¹⁰ Comme le corridor de conservation Vilcabamba-Amboro entre le Pérou et la Bolivie, ou le corridor biologique méso-américain en Amérique centrale.

Encadré 3.

**Les zones protégées transfrontalières
reconnues par une dénomination internationale**

Date de création	Nom de la zone protégée	Pays concernés	Dénomination internationale
1973	Parc naturel germano-luxembourgeois	Allemagne, Luxembourg	Diplôme européen
1982	Forêt Belovezhskaya Pushcha/Bialowieza	Belarus, Pologne	Patrimoine mondial. Diplôme européen
1982	Réserve intégrale du mont Nimba	Côte d'Ivoire, Guinée	Patrimoine mondial
1989	Mosi-Oa-Tunya	Zambie, Zimbabwe	Patrimoine mondial
1990	Réserves de la Cordillère de Talamanca-La Amistad	Costa Rica, Panama	Patrimoine mondial
1992	Tatra	Pologne, Slovaquie	Réserves de biosphère
1992	Krkokonose/Karkonosze	République tchèque, Pologne	Réserves de biosphère
1994	Kluane/Wrangell-St Elias/Glacier Bay/Tatshenshini Alsek	États-Unis, Canada	Patrimoine mondial
1995	Parc international Waterton Glacier	États-Unis, Canada	Patrimoine mondial
1998	Vosges du Nord/Pfälzerwald	France, Allemagne	Réserves de biosphère
1998	Delta du Danube	Roumanie, Ukraine	Réserves de biosphère
1998	Carpatés orientales	Pologne, Slovaquie, Ukraine	Réserves de biosphère
1999	Pyrénées-Mont-Perdu	Espagne, France	Patrimoine mondial (Biens mixtes)
2000	Grottes du karst d'Aggtelek et du karst de Slovaquie	Hongrie, Slovaquie	Patrimoine mondial
2000	Isthme de Courlande	Lituanie, Russie	Patrimoine mondial
2002	Région du « W »	Bénin, Burkina Faso, Niger	Réserves de biosphère
2003	Bassin d'Ubs Nuur	Russie, Mongolie	Patrimoine mondial
2005	Delta du fleuve Sénégal	Mauritanie, Sénégal	Réserves de biosphère
2006	Archipel de Kvarken	Finlande, Suède	Patrimoine mondial

De nombreuses conventions internationales de conservation de la nature imposent aux États Parties de coordonner leur action dans le domaine des zones protégées transfrontalières¹¹ et les conférences des Parties préconisent désormais des mesures communes de gestion¹². La reconnaissance des zones protégées transfrontalières par le droit est un premier pas vers la reconnaissance juridique d'une nécessité de coopération régionale en matière de conservation de la nature. Et le fait que plusieurs réseaux de sites aient attribué une dénomination unique à des zones protégées se situant de part et d'autre de la frontière fait partie du même processus.

C'est notamment le cas du Patrimoine mondial et du diplôme européen, qui ont ainsi désigné la forêt Bialowieza entre la Pologne et le Belarus. L'un des principaux objectifs de la Stratégie de Séville pour les réserves de biosphère (Unesco, 1996 ; JARDIN, 1996) est aussi de promouvoir et favoriser les jumelages entre réserves de biosphère et favoriser la création de réserves transfrontalières. Ces zones protégées transfrontalières reconnues par une dénomination internationale se multiplient ces dernières années (encadré 3).

Le fait que des commissions mixtes de gestion, comprenant des représentants de chacune des zones protégées, soient instaurées constitue aussi un pas vers l'établissement de mécanismes de coopération à l'échelle régionale. Il est d'ailleurs intéressant de noter que, souvent, l'établissement de telles commissions coïncide avec la mise en place de dynamiques de protection de corridors à l'échelle interrégionale. C'est notamment le cas du parc La Amistad entre le Costa Rica et le Panama. Dans ce parc, une commission bi-nationale permanente présidée par les ministres de la Planification a été mise en place. Cette commission est responsa-

¹¹ C'est le cas par exemple de la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de 1979, de l'Accord de l'Asean relatif à la conservation de la nature et des ressources naturelles (Kuala-Lumpur, 1985) ou encore de l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (La Haye, 1995).

¹² Le deuxième plan d'action stratégique de la Convention de Ramsar relative à la conservation des zones humides (2003-2008) indique que les « Parties doivent coopérer à l'échelon international pour réaliser la conservation, et l'utilisation rationnelle des zones humides transfrontières ».

ble de la programmation, des projets et de la coordination des activités générales, ainsi que du suivi et de l'évaluation. Le premier accord de coopération a été conclu en 1979 entre le Panama et le Costa Rica, la création du parc international a été entérinée par un accord signé en 1982 et, en 1992, la commission consultative commune devient la commission permanente et acquiert un pouvoir de décision. Ce parc transfrontalier se trouve au cœur de l'initiative internationale du corridor biologique méso-américain. C'est aussi le cas de la zone transfrontalière de protection de la nature dans les réserves naturelles du delta du Danube, qui a fait l'objet d'un accord sur la mise en place d'un corridor vert dans le Danube inférieur (Bucarest, 2000).

Les zones protégées transfrontalières ont donc des potentialités à jouer un rôle dans l'établissement de corridors inter-régionaux, notamment par la base juridique qu'elles établissent et qui, par tant, peut procurer une base pour une dynamique de politiques régionales de conservation.

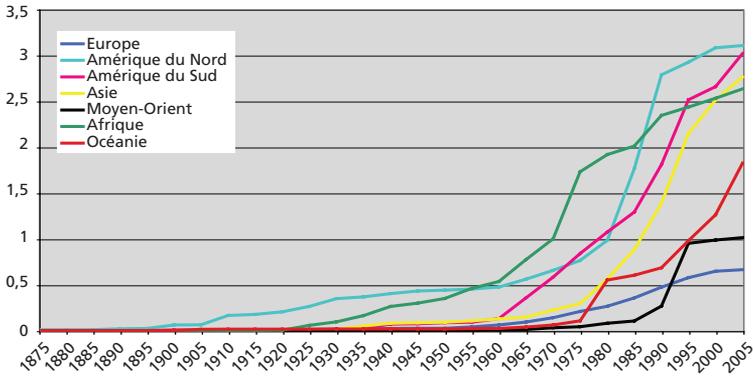
Les archipels de zones protégées constitutifs de corridors à l'échelle supérieure

En fonction de l'échelle d'appréhension des territoires, une myriade d'aires protégées peut aussi constituer un corridor. Il en est ainsi, par exemple, de la zone protégée située sur le terrain d'un agriculteur destinée à protéger l'habitat de telle loutre ou tel autre animal protégé et qui est perçue, au même titre que celles situées sur les terrains agricoles voisins, au niveau du schéma régional d'aménagement du territoire, comme un corridor biologique.

De la même façon, le réseau écologique alpin constitué de zones protégées et mis en œuvre dans le cadre de la Convention alpine (Salzbourg, 1991) est appréhendé dans les études pour son rôle de corridor. L'établissement de liens spatiaux entre les espaces alpins protégés est un thème central de cette convention et de son protocole pour la conservation de la nature et des paysages (Chambéry, 1994) qui contient notamment un article 12 intitulé « réseau écologique ». Les Parties contractantes à cette convention ont souligné que seuls des espaces protégés de grande taille formant une unité écologique cohérente pouvaient assurer une protection durable du

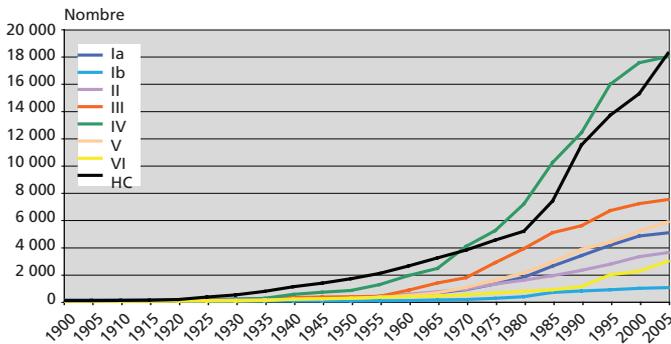
Figure 3.
Évolution de la surface des aires protégées par continent (1870-2005).

En millions de km²



Note : calculs effectués sur 78 % des surfaces (variable date de création non renseignée sur 22 % des surfaces toutes catégories et hors catégorie confondus)

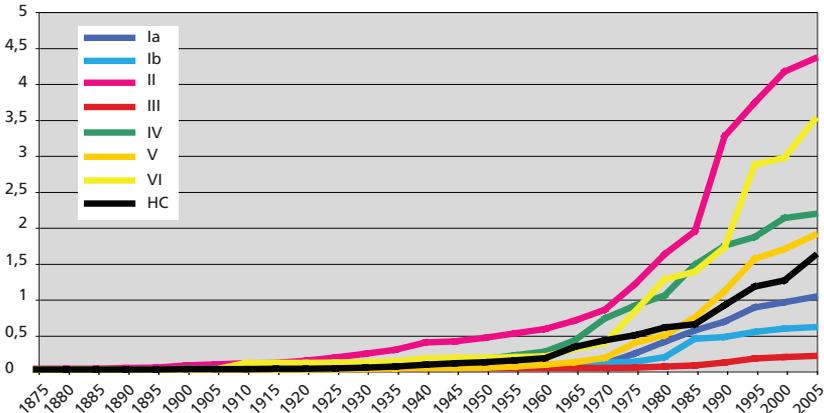
Figure 4.
Évolution du nombre d'aires protégées par catégorie (1900-2005).



Note : catégorie Ia à VI : calculs effectués sur 65 % des sites (35 % non renseignés sur variable date de création)
Hors catégorie : calculs effectués sur 51,7 % des sites (48,3 % non renseignés sur variable date de création)

Figure 5.
Évolution de la surface des aires protégées par catégorie (1970-2005).

En millions de km²

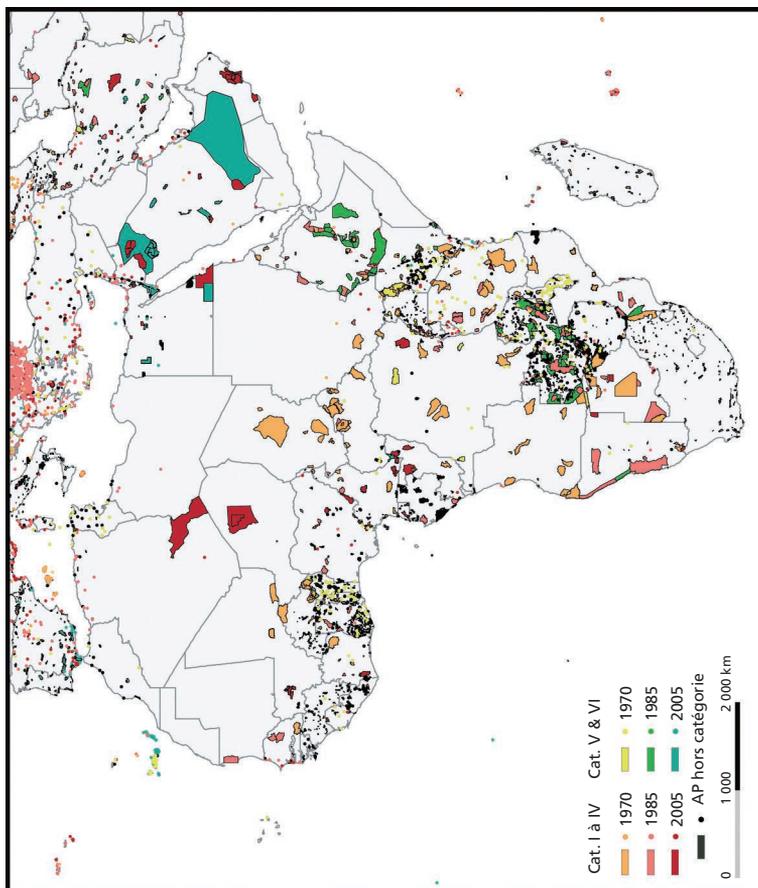


Les cartes 1 à 7 sont consultables sur le site
www.carto-conservation.net

Carte 1.

Évolution historique des différentes catégories d'aires protégées.

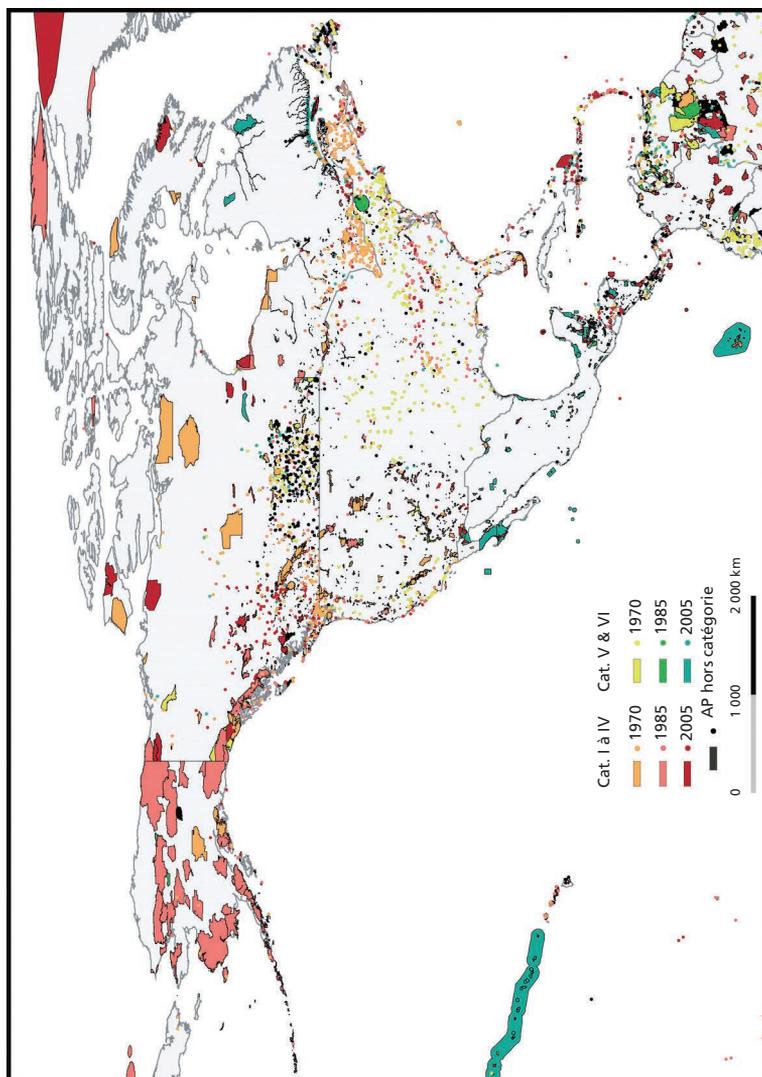
Afrique



Carte 2.

Évolution historique des différentes catégories d'aires protégées.

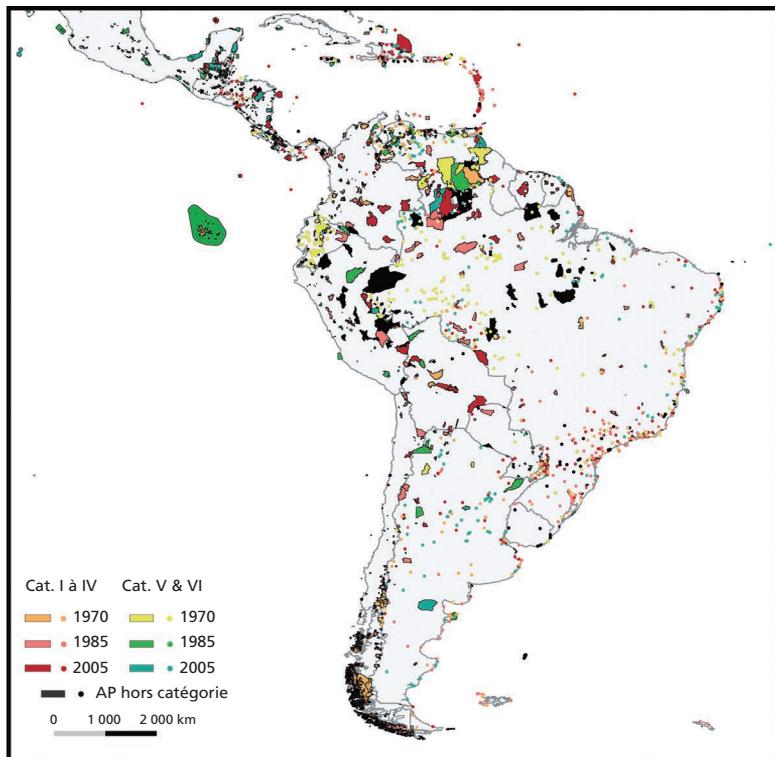
Amérique du Nord et Pacifique oriental



Carte 3.

Évolution historique des différentes catégories d'aires protégées.

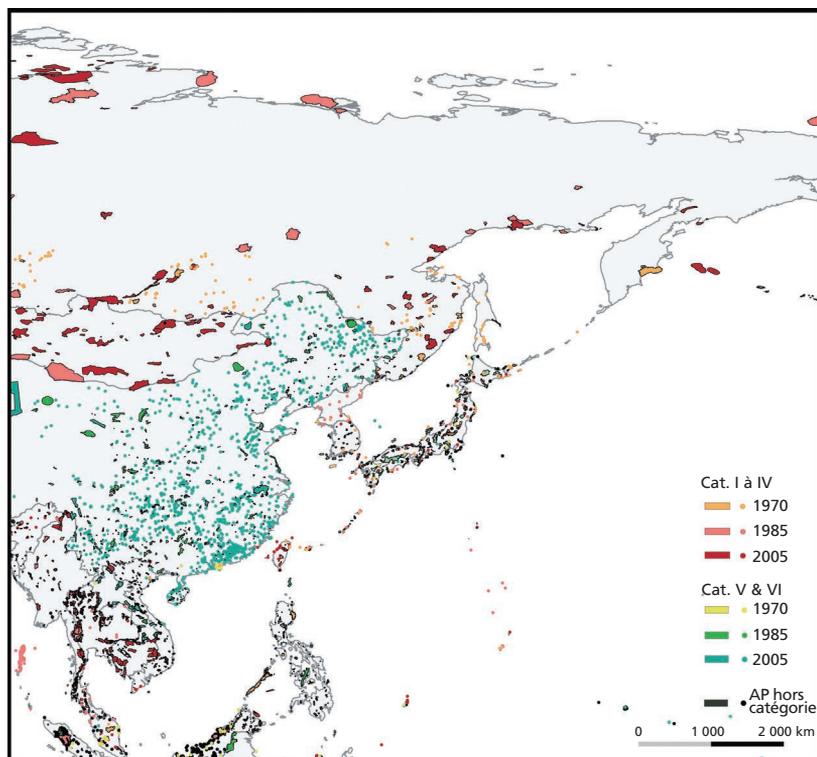
Amérique latine



Carte 4.

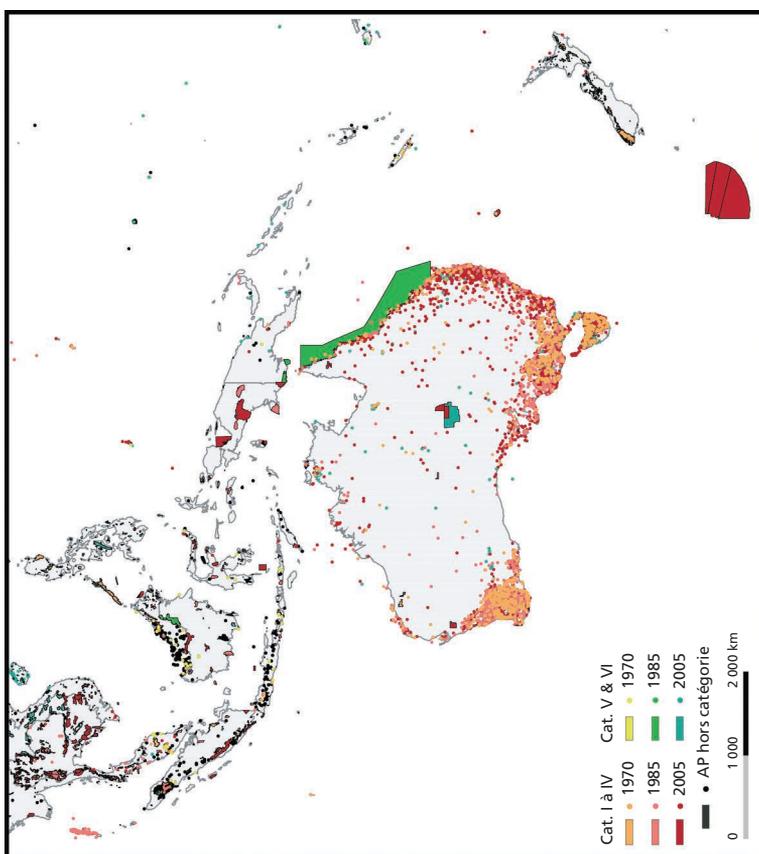
Évolution historique des différentes catégories d'aires protégées.

Asie

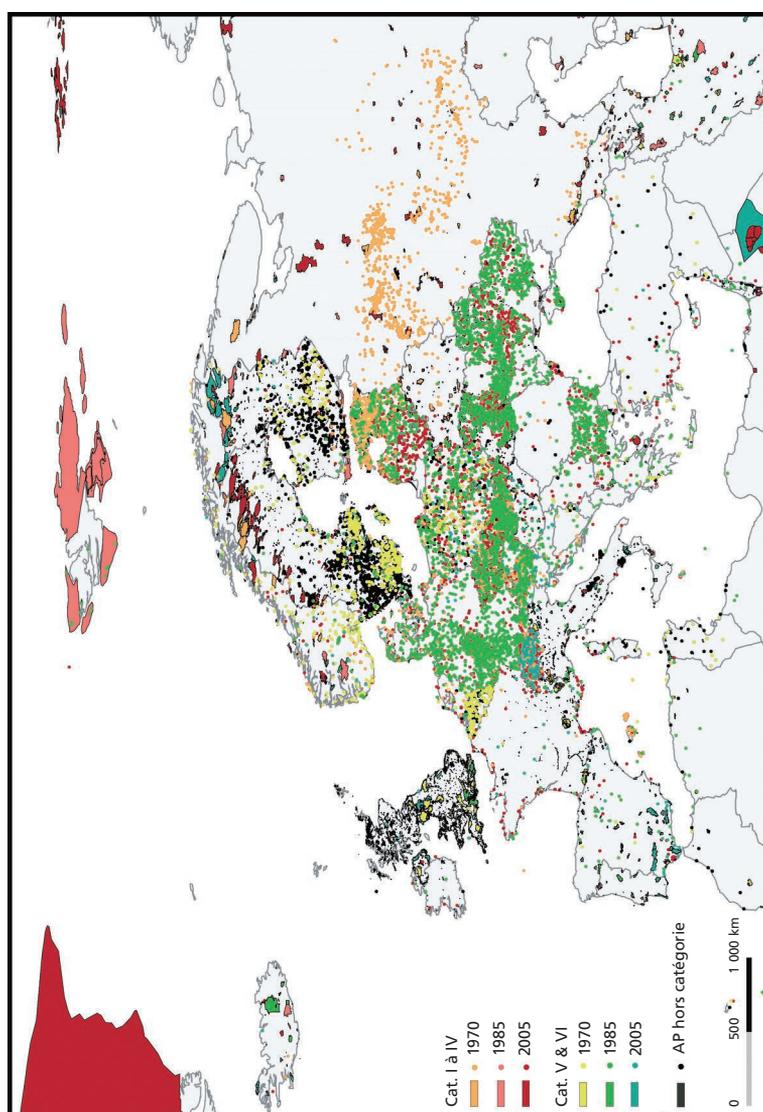


Carte 5.
**Évolution historique
des différentes catégories d'aires protégées.**

Australasie



Carte 6.
**Évolution historique
des différentes catégories d'aires protégées.**
Europe



Carte 7.

**Évolution historique
des différentes catégories d'aires protégées.**

Moyen-Orient, Asie centrale et sous-continent indien

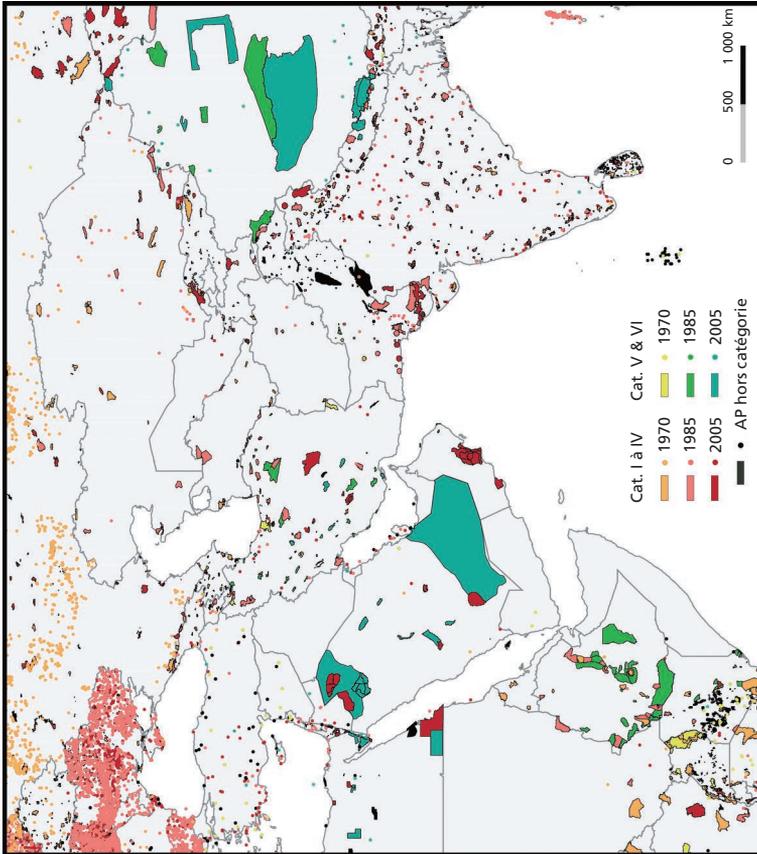


Figure 3.

Les zones réservées pour sites de conservation à Madagascar.

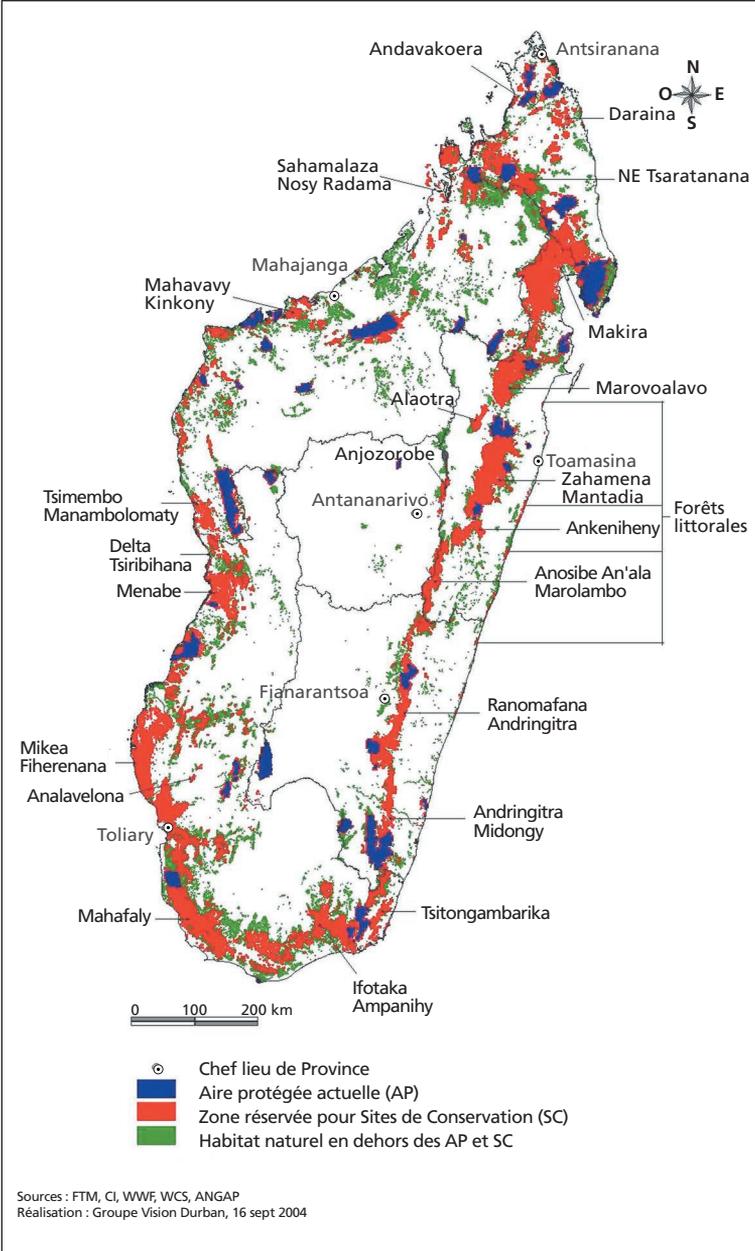


Figure 1.
Le parc amazonien de Guyane.

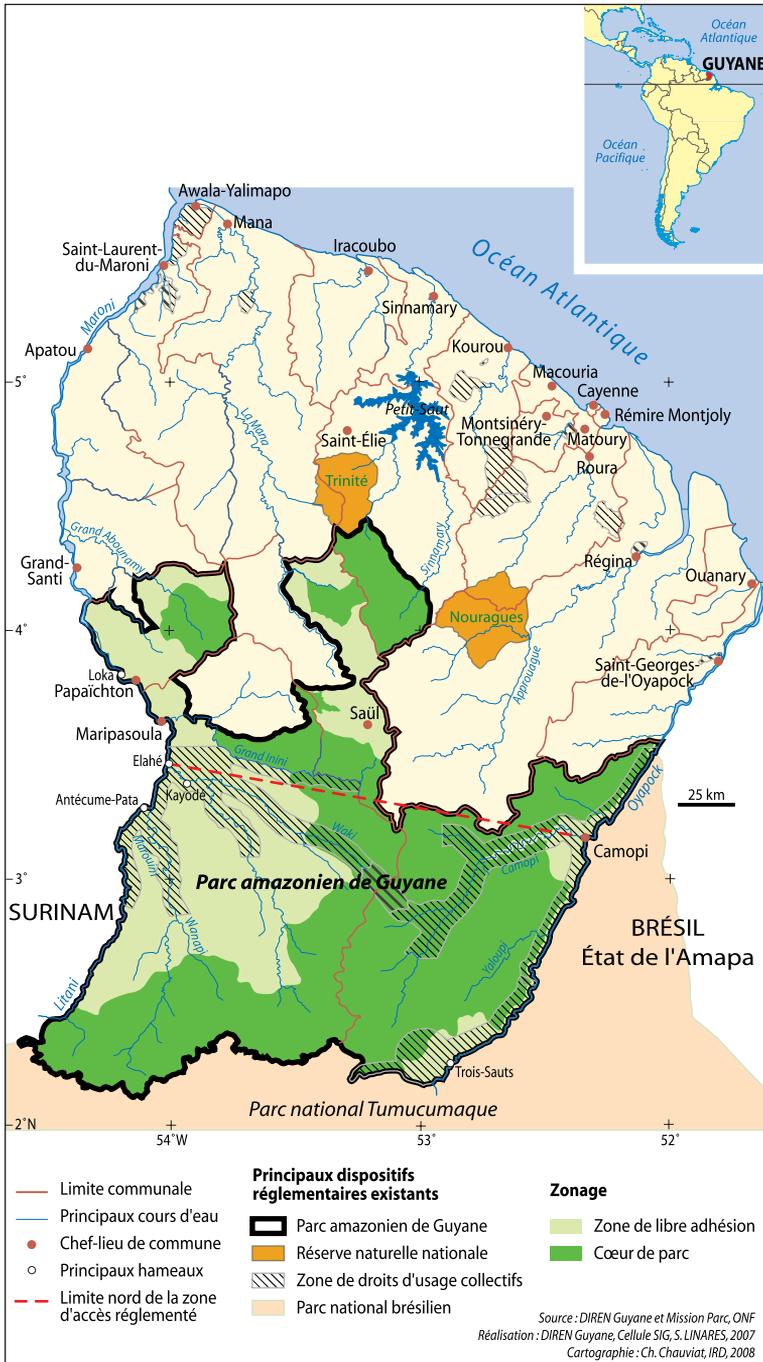


Figure 2.
La Terre indigène Yanomami (TIY).

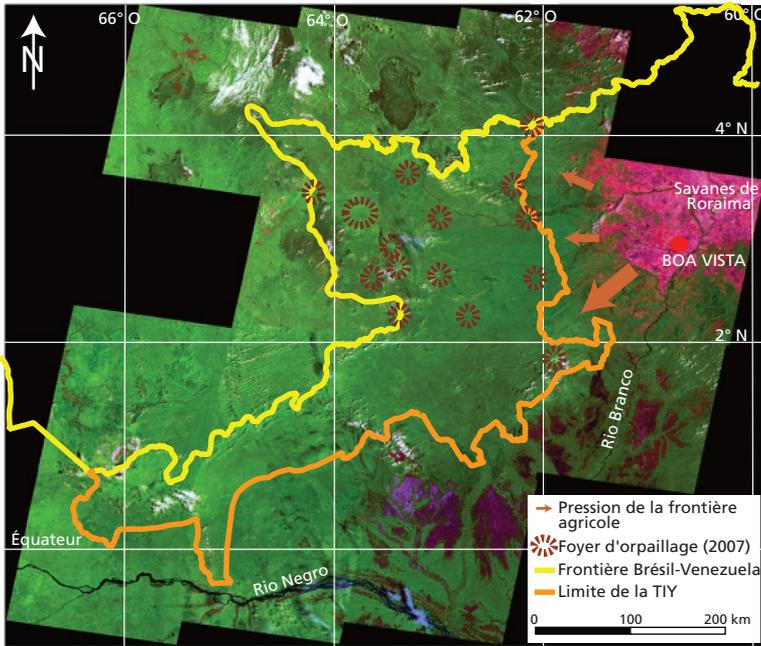


Figure 5.
Apiahiki et son réseau de chemins forestiers.

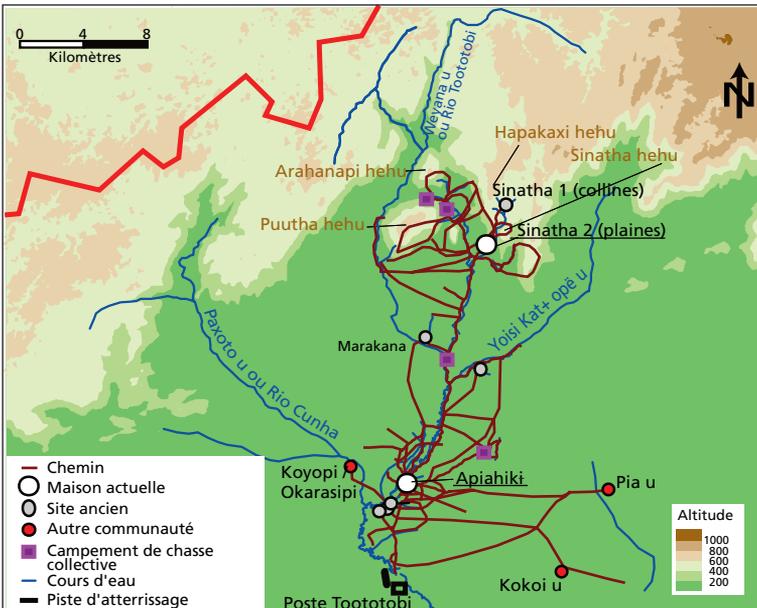
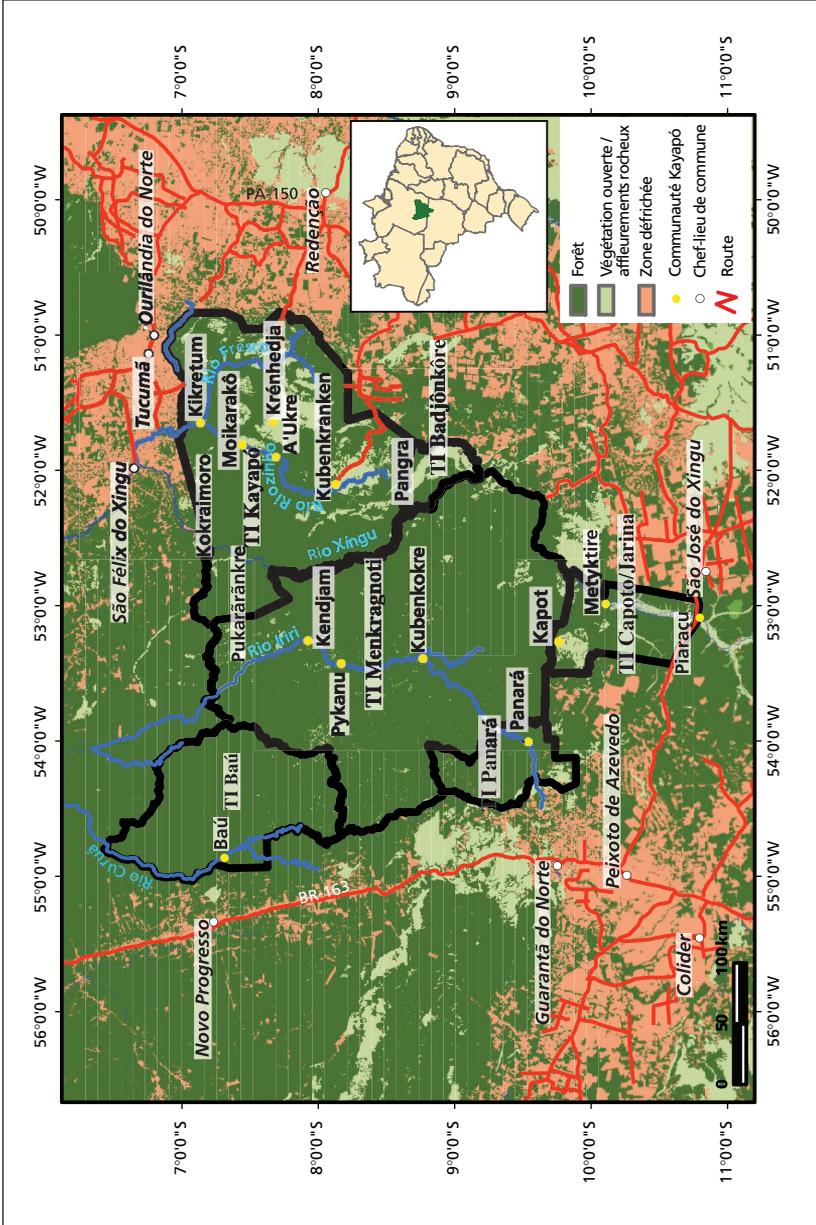


Figure 3.
La Terre indigène Kayapó dans son contexte régional.



paysage alpin ainsi que la continuité des dynamiques naturelles. Elles ont chargé le Réseau alpin des espaces protégés d'analyser le potentiel actuel d'aires de protection et de liens transfrontaliers, et de proposer des mesures concrètes. Il ressort de cette étude que la région alpine comprend plusieurs zones protégées transfrontalières ainsi que de vastes zones protégées couvrant plus de 1 000 hectares, ce qui permet d'envisager la possibilité d'une continuité écologique entre les sites, depuis la frontière franco-italienne jusqu'à la frontière orientale de l'Autriche. Dans huit zones pilotes, plusieurs espaces ont été analysés à l'aide d'indicateurs et reconnus comme présentant un potentiel écologique significatif en tant que corridors écologiques ou zones de liaison. De nombreux espaces protégés sont reliés entre eux au-delà des frontières nationales ou à l'intérieur d'un même pays. Les frontières internationales communes entre différentes catégories d'espaces protégés sont estimées à plus de 250 kilomètres, et la collaboration entre ces espaces pourrait jouer un rôle moteur dans l'établissement de connexions biologiques.

La partie de l'étude réalisée dans la zone du parc national du Mercantour, du parc naturel Alpi Maritime et du parc naturel Alta valle Pesio e Tanaro montre que cette région, très isolée, sert effectivement de corridor biologique (Réseau alpin, 2004). Ce fait a été confirmé par le suivi effectué sur certains bouquetins marqués qui, partis du parc national du Mercantour, se sont déplacés en direction du sud-ouest pour rejoindre la réserve géologique de Haute-Provence. Le Réseau alpin est également associé à d'autres mécanismes de coopération en dehors des Alpes. Un réseau de zones protégées dans les montagnes des Carpates est en projet, ainsi qu'une initiative similaire dans les Pyrénées. Ces trois massifs formant un continuum écologique à l'échelle macroscopique, des projets de partenariat sont envisagés.

Conclusion

La conservation des aires protégées comme mode de protection des habitats naturels apparaît toujours aussi essentielle pour garantir une survie à long terme et la conservation de certains milieux naturels. Ainsi l'intégration des aires protégées dans des

Encadré 4.

Conventions internationales citées

Date	Nom	Lieu	Champ d'application	Entrée en vigueur
1971	Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitat des oiseaux d'eau	Ramsar	Mondial	21 décembre 1973
1972	Convention de l'Unesco sur la protection du patrimoine mondial, culturel et naturel	Paris	Mondial	17 décembre 1975
1979	Convention relative à la protection des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage	Bonn	Mondial	1 ^{er} novembre 1983
1979	Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe	Berne	Europe	1 ^{er} juin 1982
1991	Convention-cadre visant à assurer la protection et le développement durable de la chaîne alpine	Salzbourg	Alpes	6 mars 1995
1992	Convention pour la conservation de la biodiversité et la protection des aires sauvages prioritaires	Managua	Amérique centrale	11 janvier 1995
1992	Convention sur la diversité biologique	Rio de Janeiro	Mondial	29 décembre 1993
1994	Protocole d'application de la Convention alpine dans le domaine de la protection de la nature et de l'entretien des paysages	Chambéry	Alpes	18 décembre 2002
1995	Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie	La Haye	Europe	1 ^{er} novembre 1999
2000	Déclaration sur la coopération pour la création d'un corridor vert du Danube inférieur	Bucarest	Danube	5 juin 2000
2003	Convention sur la protection et le développement durable des Carpates	Kiev	Carpates	4 janvier 2006

réseaux écologiques qui aboutirait à leur dilution dans un territoire plus vaste ne paraît pas souhaitable et il importe au contraire de souligner la complémentarité de ces deux méthodes de conservation de la nature. Néanmoins, les fonctions des aires protégées ont tendance à évoluer, ce qui modifie le statut même de ces territoires qui, de zones strictement protégées et encadrées, deviennent des territoires de projets, zones expérimentales d'un développement durable voué à s'étendre en dehors de leurs limites. L'intégration des objectifs de conservation dans les politiques sectorielles d'aménagement du territoire devrait aussi créer des infrastructures écologiques, au-delà des zones noyaux ou des corridors. Pour autant, cette frénésie de zonage nous entraîne vers des mécanismes de conciliation d'activités, sans hiérarchisation bien définie et il importe désormais, au-delà des modèles d'intégration des aires protégées dans les réseaux écologiques, de s'attacher à l'efficacité de ces dispositifs, notamment par le biais de processus d'évaluation qui restent pour l'instant à définir.

Références bibliographiques

AHERN J., 1995 – Greenway as a planning strategy. *Landscape and urban planning*, 33 : 131-155.

BENNETT G., WIT P., 2001 – *The development and application of ecological networks*. Gland, IUCN, 137 p.

BONNIN M., 2008 – *Les corridors biologiques. Vers un troisième temps de la conservation de la nature*. Paris, L'Harmattan, coll. Droit du patrimoine culturel et naturel, 270 p.

BRUNNER R., 2002 – *Identification des principales zones protégées transfrontalières en Europe centrale et orientale*. Strasbourg, Éditions du Conseil de l'Europe, coll. Sauvegarde de la nature, 26 p.

BUREL F., 2003 – *Landscape ecology: concepts, methods, and applications*. Plymouth, Science Publishers, 362 p.

CBD, 2005 – *Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones*. Programme of Work on Protected Areas, 125 p.

CEDRE (éd.), 2002 – *Le zonage écologique*. Bruxelles, Bruylant, 309 p.

CIBIEN C., 2006 – Les réserves de la biosphère : des lieux de collaboration entre chercheurs et gestionnaires en faveur de la biodiversité. *Natures, Sciences, Sociétés*, 14 : 84-90.

FABOS J. G., RYAN R. L., 2004 – International greenway planning: an introduction. *Landscape and urban planning*, 68 : 143-146.

FALL J. J., EGERER H., 2004 – Constructing the Carpathians: the Carpathian Convention and the search for a spatial ideal. *Journal of Alpine Research*, 92 (2) : 98-106.

FROLOVA M., 2000 – Le paysage des géographes russes : l'évolution du regard géographique entre le XIX^e et le XX^e siècle. *Cybergéogé*, 143. <http://www.cybergeog.eu/index1802.html>

GLOWKA L., BURHENNE-GUILMIN F., SYNGE H., 1996 – *Guide de la Convention sur la diversité biologique*. Gland, UICN, coll. Environmental Policy and Law Paper, 193 p.

JARDIN M., 1996 – Les réserves de la biosphère. *Revue Juridique de l'Environnement*, 4 : 375-385.

JONGMAN R. H. G., 1998 – Des éléments naturels indispensables. *Naturopa*, 87 : 4-5.

JONGMAN R. H. G., PUNGETTI G., 2004 – *Ecological networks and greenways. Concept, design, implementation*. Cambridge, Cambridge University Press, coll. Landscape Ecology, 345 p.

KAVALIAUSKAS P., 1996 – « The Nature Frame ». In Bennett G., Nowicki P. (ed.): *Perspectives on ecological networks*, Tilburg, ECNC : 93-100.

KISS A., BEURIER J.-P., 2004 – *Droit international de l'environnement*. Paris, Pedone, 502 p.

de KLEMM C., 1998 – « Voyage à l'intérieur des conventions internationales de protection de la nature ». In Prieur M., Lambrechts C. (éd.): *Les hommes et l'environnement. Mélanges en hommage à Alexandre KISS*, Paris, Éditions Frison-Roche : 611-652.

Réseau Alpin, 2004 – *Étude « Réseau écologique transfrontalier »*. Gap, Réseaux alpins des espaces protégés, coll. Signaux alpins, 240 p.

ROMI R., 1990 – Convention révolution ou convention inutile ? *Les petites affiches*, 130 : 13-17.

SEPP K., KAASIK A., 2002 – *Development of national ecological networks in the baltic countries in the framework of the pan-European Ecological Network*. Gland, UICN, 158 p.

UNESCO, 1996 – *Les réserves de la biosphère : la Stratégie de Séville et le cadre statutaire*. Paris, Unesco, 20 p.

WALMSLEY A., 2006 – Greenways: multiplying and diversifying in the 21st century. *Landscape and urban planning*, 76 : 252-290.

Chapitre 5

Le financement des aires protégées à Madagascar : de nouvelles modalités

Philippe MÉRAL

Géraldine FROGER

Fano ANDRIAMAHEFAZAFY

Ando RABEARISOA

La problématique du financement des aires protégées dans les pays en développement a suscité ces dernières années un intérêt sans précédent. Elle illustre la marchandisation croissante de la nature, le rôle d'intermédiation des ONG internationales et l'émergence d'approches de conservation à grande échelle, toutes tendances mentionnées en introduction de cet ouvrage.

À la fois lors du V^e Congrès mondial sur les parcs (Durban, septembre 2003) et lors de la 7^e conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique (Kuala Lumpur, février 2004), l'insuffisance des financements traditionnels des aires protégées a été relevée ; cet état de fait laisse place à de nombreuses initiatives, quel que soit le continent (Asie, Afrique...) ou l'écosystème concernés (marin ou forestier) (EMERTON *et al.*, 2006).

En effet, dans les pays en développement, les aires protégées reçoivent en moyenne moins de 30 % du financement jugé nécessaire pour assurer la gestion de base des actions de conservation (SPERGEL, 2001). Au cours des dix dernières années, les gouvernements de nombreux pays, d'Afrique en particulier, ont réduit

de plus de 50 % leur budget en faveur des aires protégées du fait des nombreuses crises financières et politiques. Plusieurs aires protégées sont devenues de simples « parcs de papier », car les fonds ne suffisent pas à payer les salaires des personnels, les véhicules, etc.

Au-delà des budgets publics alimentés par les droits d'utilisation, taxes et autres redevances, et des subventions et donations des organismes d'aide et des ONG internationales, apparaissent aujourd'hui d'autres sources de financement comme les paiements pour services environnementaux (EMERTON *et al.*, 2006 ; GUTMAN, 2003 ; WUNDER, 2005 ; PAGIOLA *et al.*, 2005). Cette tendance nouvelle est à la confluence de plusieurs mouvements : la difficulté d'accroître l'aide internationale traditionnelle dans une période marquée par le resserrement des budgets publics des pays industrialisés et par les critiques sur l'efficacité de l'aide en général ; le développement des partenariats publics/privés dans une logique de mondialisation économique et d'accroissement des investissements directs à l'étranger ; enfin, la marchandisation accrue de la biodiversité et le retour à des politiques plus conservationnistes.

L'objectif de ce texte est d'illustrer cette tendance et d'en évaluer les caractéristiques en prenant pour exemple le cas de Madagascar. Il s'agit plus précisément de montrer comment l'actuelle politique d'extension des aires protégées (Carrière *et al.*, cet ouvrage) va de pair avec le développement de nouveaux instruments de financement « durable ». En effet, les aires protégées sont souvent prises en exemple pour montrer l'intérêt des mécanismes marchands (fonds fiduciaires, concessions touristiques...). Inversement, les politiques d'extension d'aires protégées trouvent dans ces mécanismes financiers une légitimité économique censée justifier a priori leur existence (CARRET et LOYER, 2004).

Parmi l'ensemble des outils de financement disponibles pour un État, il nous paraît important de distinguer, d'une part, ceux que nous qualifions d'endogènes, c'est-à-dire pouvant s'auto-entretenir à partir du pays (financement public, redevances, droits d'entrée...) et, d'autre part, les sources de financement exogènes ou internationales, extérieures au pays (*trust funds*, projets de séquestration de carbone). Ainsi, nous soulignons, dans une première partie, l'importance du besoin en financements et les problèmes liés au financement endogène. Cette analyse permet de

faire apparaître la raison pour laquelle les acteurs de la politique environnementale sont sensibilisés à la recherche d'autres sources de financement. Parmi ces sources, nous examinons, dans une deuxième partie, la création de la Fondation pour les aires protégées, dont l'objectif est de gérer un capital investi sur les marchés boursiers internationaux, et, dans une troisième partie, le recours aux projets de séquestration de carbone avec des acteurs internationaux, États ou firmes multinationales.

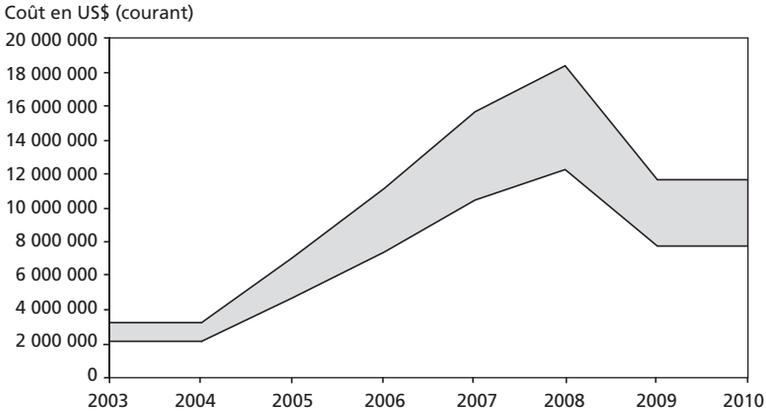
Les limites des mécanismes de financement endogène

Bien que la pérennisation financière de la politique environnementale malgache soit inscrite dans la Charte environnementale depuis 1990, son application au domaine plus ciblé de la conservation est devenue prioritaire à partir de 2003¹. Lors du v^e Congrès des aires protégées à Durban (septembre 2003), le président de la république de Madagascar, Marc Ravalomanana, s'est en effet engagé à augmenter, dans les cinq années à venir, la superficie des aires protégées de manière à atteindre 10 % du territoire malgache. Cette norme de l'UICN implique en fait d'accroître la superficie des aires protégées de 1,7 million à 6 millions d'hectares².

¹ La politique environnementale malgache fait l'objet d'une planification, ou encore d'un Plan d'action environnemental, sur 15 ans qui se décompose en 3 phases appelées chacune Programme environnemental : PE 1 (1991-1996), PE 2 (1997-2002) et PE 3 (2004-2008). Ce Plan d'action environnemental s'appuie sur le concept des plans nationaux d'action environnementale (PNAE) développé par la Banque mondiale au début des années 1990 ainsi que sur la Charte de l'environnement (ANDRIAMAHEFAZAFY et MÉRAL, 2004 ; CHABOUD *et al.*, 2007).

² Pour réaliser ce travail, le groupe « Vision Durban », qui réunit les principaux acteurs de la politique environnementale, les ONG de conservation (CI, WCS et WWF) et l'administration des Eaux et Forêts ainsi que les principaux bailleurs de fonds – c'est-à-dire les coopérations américaine, japonaise et française –, se fixe une double tâche : la définition des nouvelles aires protégées et la catégorisation selon les normes de l'UICN (voir ANDRIAMAHEFAZAFY *et al.*, 2007, pour plus de précisions ; et, dans cet ouvrage, Rodary et Milian sur les catégories UICN, ainsi que Carrière *et al.* – fig. 3, cf. hors-texte – pour une cartographie des aires protégées malgaches).

Figure 1.

Coûts estimatifs du Système d'aires protégées malgaches.

Jusqu'à présent, la majeure partie des aires protégées malgaches était gérée par l'Association nationale des aires protégées (Angap). Mais celles qui doivent être créées dans le cadre de la « vision Durban » seront gérées en dehors du réseau national dans ce qu'il est convenu d'appeler aujourd'hui le Système d'aires protégées malgaches (SAPM). Ce système regroupe en fait l'ensemble des modalités de gestion : privée, communautaire... L'atteinte des objectifs de Durban passe donc par une évolution majeure des modes de gouvernance, sans qu'il soit possible à l'heure actuelle d'en définir les contours exacts.

Cette politique d'extension rend encore plus d'actualité la capacité des acteurs de la conservation à réfléchir aux modalités de financement de ce SAPM. En effet, l'accroissement du nombre d'aires protégées, et surtout de leur superficie totale, implique un coût de gestion très élevé, comme le montre la figure 1.

Cette figure représente une estimation du coût financier annuel total (coût d'investissement et coût récurrent) lié à l'accroissement des aires protégées malgaches. La création d'aires protégées implique des coûts liés aux investissements initiaux. Par la suite, les coûts récurrents (salaires, carburant...) sont également à prendre en compte, si bien que le montant annuel du financement du SAPM peut être évalué à 15 millions de dollars en 2007, entre 11 et 18 millions de dollars en 2008 et à un coût récurrent compris entre 8 et 12 millions de dollars pour les années suivantes.

Le budget de l'État ne permet pas de financer les aires protégées

En règle générale, le financement gouvernemental peut sembler plus avantageux que la dépendance vis-à-vis d'organismes internationaux d'aide dont les temporalités de programme (environ cinq ans) ne sont pas en adéquation avec le temps long de la conservation de la biodiversité. La dimension endogène du financement est alors appréhendée comme une source de pérennité.

À Madagascar, la situation est malheureusement très défavorable pour ce type de financement, compte tenu de la faiblesse des ressources publiques. En effet, depuis 1990, date de la mise en place du plan environnemental, les bailleurs de fonds ont largement contribué au financement des aires protégées malgaches. ANDRIAMAHEFAZAFY et MÉRAL (2004) ont ainsi montré que les dépenses réalisées par le gouvernement malgache pour les aires protégées n'ont représenté que moins de 2 % du financement total des aires protégées lors du Programme environnemental 1 (PE 1) et entre 15 et 20 % durant le PE 2. Autant dire que ce sont essentiellement les bailleurs de fonds, au premier rang desquels se trouve l'Usaid avec un financement représentant 68 % des dépenses entre 1991 et 1996, qui ont permis à Madagascar de se doter d'un réseau d'aires protégées (Angap). La capacité de l'État à participer au financement des aires protégées a donc toujours été réduite, en raison essentiellement d'un budget public faible. L'État malgache, à travers ses ressources propres et les redevances dont il bénéficie, dispose de peu de moyens pour assurer la mise en œuvre de sa politique environnementale et a fortiori le choix politique d'extension des aires protégées.

Par ailleurs, l'État éprouve des difficultés à mobiliser des ressources fiscales plus spécifiques malgré l'existence de plusieurs projets de taxes/redevances (sur les jeux, sur les carburants, sur les activités de prospection minière ou pétrolière, etc.) destinés au financement de l'environnement. Même si d'autres fonds spéciaux alimentés par des prélèvements ciblés existent dans d'autres secteurs d'activité (taxes sur le carburant alimentant le Fonds d'entretien routier, taxes sur les boissons et les tabacs pour le Fonds pour la promotion de la jeunesse et des sports, etc.), les problèmes et

contraintes subsistent. Le taux de recouvrement fiscal à Madagascar est faible (environ 11 %). La réaffectation des taxes au profit de l'environnement est tout à fait aléatoire. La dilution des recettes dans le budget général des taxes perçues ou de l'administration générale est courante. Enfin, il est difficile de s'opposer au *lobbying* des acteurs économiques susceptibles d'être taxés.

Pour ces raisons, il apparaît évident aux yeux des promoteurs de la politique d'extension des aires protégées malgaches que son financement n'est pas envisageable à travers les ressources de l'État. Implicitement, la vision Durban suppose donc l'élaboration de mécanismes nouveaux.

Une efficacité relative des droits d'entrée aux parcs

Les droits d'entrée constituent des sources courantes de financement des aires protégées. Dans certains cas, ils génèrent suffisamment de revenus pour couvrir une grande partie des coûts opérationnels d'une aire protégée ou d'un parc, en particulier là où les visiteurs sont nombreux et les droits d'entrée relativement élevés³. Cependant, beaucoup de parcs imposent des droits d'entrée qui sont de loin inférieurs à ce que les visiteurs internationaux seraient prêts à payer. La possibilité d'augmenter ces droits est limitée dans les parcs peu connus ou qui ne contiennent pas beaucoup d'espèces animales à forte valeur touristique. De même, les revenus issus de ces droits ne sont pas toujours réinvestis dans l'entretien des aires protégées où ils sont perçus, ce qui limite l'autofinancement à terme.

Pour cette raison, certains pays autorisent maintenant chaque gestionnaire d'aire protégée à conserver une part importante de ces droits. SPERGEL (2001) cite les exemples suivants : en Équateur, la « loi spéciale pour les Galápagos » stipule que 90 % des

³ Par exemple, le parc national des Galápagos en Équateur impose aux visiteurs étrangers un droit d'entrée de 100 dollars (les Équatoriens paient seulement six dollars par personne) et le nombre de visiteurs ne cesse d'augmenter chaque année pour approcher les 80 000 actuellement. Les parcs nationaux au Kenya, en Tanzanie, en Ouganda et au Botswana imposent aux touristes étrangers un droit quotidien variant entre 20 et 30 dollars par personne (SPERGEL, 2001).

100 dollars par personne perçus comme droits d'entrée doivent être utilisés pour la protection et la conservation de l'environnement naturel. Toutefois, un nombre relativement faible d'aires protégées dans le monde sont capables de couvrir leurs coûts de fonctionnement par les seuls droits d'entrée. Ces recettes (et les autres droits d'utilisation associés) doivent être considérées comme un moyen de compléter plutôt que de remplacer les allocations budgétaires gouvernementales et les subventions des bailleurs de fonds.

Cette situation contrastée se retrouve également dans le cas malgache. La promotion de l'écotourisme a toujours été le fer de lance de la stratégie de valorisation économique de la biodiversité à Madagascar durant le PNAE. D'un côté, il est vrai que le tourisme devient un des secteurs économiques les plus dynamiques pour l'économie du pays. Toutefois, le nombre de touristes est relativement modeste puisqu'il est estimé à 285 000 visiteurs pour 2005, année record... En considérant qu'environ 60 % des touristes seulement visitent les aires protégées et que le droit d'entrée pour les visiteurs étrangers est compris entre un et cinq dollars, les recettes de l'Angap peuvent être estimées dans une fourchette de 171 000 à 855 000 dollars par an. Dans le meilleur des cas, l'Angap peut bénéficier de la moitié de cette somme pour son propre financement, soit 427 500 dollars (entre 10 et 15 % des coûts de fonctionnement de l'institution)⁴. L'autre moitié peut financer des projets à destination de la population locale, ce qui est non négligeable localement, mais insignifiant à l'échelle du réseau.

Cette situation devrait se dégrader avec l'accroissement du nombre d'aires protégées, qui va mécaniquement diminuer l'impact de l'écotourisme. Premièrement, à nombre de touristes équivalent et

⁴ Il s'agit d'une fourchette haute car elle se base sur un nombre de touristes record à Madagascar, avec un droit d'entrée de cinq dollars, ce qui correspond au tarif le plus élevé (appliqué dans 6 des 38 sites de l'Angap pour un séjour de quatre jours et plus). Cette fourchette correspond à celle que l'on trouvait il y a quelques années aux États-Unis et au Canada pour lesquels la part des droits d'entrée dans les coûts récurrents de leurs parcs était estimée à 17-18 %. Aujourd'hui, le taux est proche de 34 % aux États-Unis ce qui traduit une véritable politique de tarifications dans ces pays (EAGLES, 2001).

à durée de séjour identique, le nombre de visiteurs par parc va diminuer, ce qui réduira d'autant les droits d'entrée. Deuxièmement, la superficie de plus en plus importante de ces nouvelles aires protégées augmente le nombre de communes et de villages concernés. À droits d'entrée équivalents, la rente touristique perceptible localement sera réduite. Seul un accroissement du nombre des touristes pourrait atténuer cet effet.

Des droits d'entrée à la concession touristique : un circuit qui exclut les populations locales

Le financement des aires protégées malgaches par l'écotourisme devrait dans les prochaines années se réaliser à travers la mise en place d'un régime de concession auprès d'opérateurs privés. L'année 2006 illustre l'amorce d'une réflexion sur les conditions juridiques permettant la mise en concession, selon différentes formes, d'une partie des aires protégées, traduisant une tendance générale au marché de concession (KARSENTY et WEBER, 2004).

La mise en concession concerne essentiellement les activités d'écotourisme dans les parcs naturels. Il s'agit de concéder à une entité privée le soin de réaliser des activités économiques (droit d'exploiter les infrastructures d'hébergement pour touristes, les magasins, les restaurants, etc., ainsi que le droit de mettre en place des services de visites ou excursions payantes), celle-ci payant en contrepartie une redevance à l'Angap selon un montant défini au cas par cas. Plusieurs types de concession existent et se distinguent selon la nature du contrat et sa durée (bail emphytéotique, location-gérance, contrat de gestion...). La logique de financement sous-jacente relève d'une délégation de gestion de l'activité touristique à des fins de participation au financement global de l'aire protégée par l'Angap.

La mise en concession procure des avantages certains, tant pour l'opérateur privé que pour l'Angap qui voit là la possibilité de bénéficier d'une source de financement à travers les redevances, tout en récupérant les infrastructures créées par le concessionnaire à la fin du contrat.

La mise en place de contrats de concession (pris ici au sens large) repose sur plusieurs textes légaux, dont la loi 60-004 sur le

domaine privé national de 1960 et la loi 97-017 portant révision de la législation forestière de 1997⁵. La Charte de l'environnement et le Code des aires protégées favorisent également la mise en concession des aires protégées malgaches⁶. Toutefois, la dimension juridique constitue un obstacle. Ainsi, le décret d'application précisant les modalités de mise en concession n'était pas encore publié en juin 2006. De même, la multitude de textes législatifs rend la mise en concession sujette à diverses interprétations, ce qui fragilise la situation des contractants.

Il est important de noter que la mise en concession d'une partie des aires protégées gérées actuellement par l'Angap s'inscrit dans une démarche plus générale de mise en concession des forêts malgaches. Elle vise clairement les aires protégées non gérées par l'Angap dans le cadre du SAPM et qui pourront faire l'objet d'un contrat de concession avec l'administration des Eaux et Forêts, soit par adjudication si l'initiative provient de l'État, soit de gré à gré si la demande est faite par un opérateur privé.

Si cette politique de contrat de concession apparaît en phase avec la mise en place du SAPM, elle n'est pas exempte de risque de conflits avec la population locale et/ou avec les autorités traditionnelles. L'absence de gestion effective (au sens de présence permanente ou régulière sur le terrain...) des forêts par l'administration, faute de moyens principalement, a permis de maintenir cette juxtaposition de différents droits. Le concessionnaire pourra se considérer comme le seul gestionnaire du territoire concerné et n'avoir de compte à rendre qu'à l'autorité

⁵ La loi 2005-019 du 17 novembre 2005 définit la concession comme « l'acte administratif par lequel l'administration en charge du domaine public concède à une personne physique ou morale, publique ou privée, la jouissance d'un terrain déterminé et des immobilisations qu'il supporte, dans les conditions fixées dans l'acte et au cahier des charges, moyennant redevance, pour une période déterminée ».

⁶ Ainsi l'article 34 du Code des aires protégées stipule que l'Angap est autorisée « à contracter des conventions à caractère commercial ou autres avec toute personne physique ou morale, et à exercer de sa propre initiative ou en partenariat, dans le cadre de la mise en valeur de l'aire protégée du réseau national ou de ses composantes, toutes activités susceptibles de générer des revenus supplémentaires sans aller à l'encontre des objectifs de protection ou de conservation ».

concedante, en l'occurrence l'État⁷. Même si l'Usaid souligne la nécessité d'une « prise en considération du volet social et l'intégration des populations locales dans la mise en œuvre de la politique de concession » (Usaid Madagascar, 2006 : 88) et prône la mise en œuvre du plan d'aménagement, il n'est pas du tout certain que ces bonnes intentions suffisent.

De plus, le circuit de financement est caractérisé par le fait que les concessionnaires paieront une redevance à l'Angap, qui ne reverra pas davantage d'argent à la commune, ni même à la population (qui pour l'instant bénéficie de 50 % des droits d'entrée). Les avantages que pourront retirer la population locale et la commune seront seulement subordonnés à l'effet induit par l'accroissement du nombre de touristes dans les sites concédés ; argument mis en avant par les promoteurs de concessions qui pour l'heure ne constitue qu'une hypothèse. Cet effet vertueux, dont nous avons étudié les limites par ailleurs (CHABOUD *et al.*, 2004 ; ANDRIANAMBININA et FROGER, 2006) aurait pu être plus direct si une partie de la redevance avait été affectée au budget des communes concernées.

Globalement, ces sources de financement dites endogènes (droits d'entrée et concessions) sont relativement limitées et ne peuvent concerner qu'une faible partie des aires protégées, là où le potentiel touristique est important. Notons enfin que ces modalités de valorisation économique par le tourisme sont contraintes par son insertion dans une filière globale au sein de laquelle le pouvoir de décision se situe dans les mains des tour-opérateurs occidentaux (REQUIER-DESJARDINS, 2005). La fréquentation des parcs malgaches par les touristes étrangers est le résultat d'une mise en concurrence avec d'autres destinations internationales développant leurs propres actifs spécifiques. La capacité de l'État malgache à dégager suffisamment de ressources financières dans la mise en concession dépend en grande partie de l'attractivité des sites concédés, qui dépend à son tour de la manière dont le tourisme malgache se démarque des autres destinations dans cette filière globalisée.

⁷ L'article 24 de l'avant-projet de décret de mise en concession stipule que « le concessionnaire prend sous sa responsabilité et à ses frais, toutes les précautions requises par les règles de l'art pour éviter les perturbations anormales causées aux propriétés riveraines et aux populations locales » !

Des financements externes : fondation/dette-nature/*trust funds*

Parmi les financements externes, nous retiendrons dans un premier temps les fondations, les échanges dette-nature et les fonds fiduciaires (*trust funds*). La tendance actuelle à Madagascar consiste à imbriquer ces trois instruments dans un même outil de financement durable.

La Fondation malgache des aires protégées et de la biodiversité

Une des orientations majeures de la politique environnementale malgache est la création d'une Fondation pour les aires protégées et la biodiversité (FAPB) (ANDRIAMAHEFAZAFY *et al.*, 2007). Un des objectifs est de faciliter les liens avec les fondations existant dans les pays développés de manière à capter les dons que ces dernières sont susceptibles d'octroyer pour des actions de conservation de la biodiversité.

En règle générale, ces fondations s'appuient au départ sur des échanges dette/nature⁸. Pour les organismes d'aide (et les organisations de conservation assurant le relais), ces échanges offrent un moyen de financer plus d'activités de conservation dans le pays débiteur. Pour les gouvernements des pays en développement, ces échanges permettent de réduire leur dette extérieure et de financer des projets à l'intérieur du pays. Toutefois, ces échanges peuvent s'avérer complexes à réaliser et nécessitent le plus souvent l'intervention d'experts techniques de plusieurs institutions extérieures, ce qui limite l'autonomie des gouvernements⁹.

⁸ L'échange dette/nature (*debt for nature swap*) « est une méthode qui permet de renégocier avec le créancier la dette d'un pays en développement ou d'une société débitrice commerciale privée aux fins de financer la conservation de la biodiversité » (CFA, 2003 : 2).

⁹ À Madagascar, il existe de nombreux échanges dette/nature ; ce pays a même été le premier pays africain à développer dès 1989 un échange bilatéral entre le gouvernement malgache et l'Usaid. Il s'agissait d'une remise de dette d'un montant de 2,1 millions de dollars avec le WWF comme ONG relais dans le montage (MOYE et PADDACK, 2003).

Dès 2001, un comité pour la pérennisation financière avait cherché à identifier les modalités de financement durable des aires protégées qui pourraient être mobilisées à Madagascar. Après des visites dans d'autres pays ayant développé de telles initiatives (Costa Rica, Mexique, Pérou...), le comité avait abouti, après examen de plusieurs options (taxes vertes...), au choix de la mise en place d'un fonds fiduciaire (*trust fund*)¹⁰. L'idée de créer une fondation pour gérer ce fonds est avancée dès septembre 2001. Parallèlement à l'élaboration du PE 3 (2002-2003), les bailleurs de fonds et le gouvernement malgache définissent le cadre légal, financier et organisationnel de la fondation. Celle-ci s'appuie sur la loi sur les fondations de 1995 et définit quatre objectifs : la conservation, la recherche sur la biodiversité et le suivi écologique dans les aires protégées, la promotion de l'écotourisme et l'éducation environnementale. Finalement, à la suite des audits juridiques, la loi sur les fondations de 1995 laisse place à une nouvelle loi en 2004 qui augmente l'autonomie de la fondation vis-à-vis de l'État et de l'administration. La fiscalité sur les intérêts est allégée ainsi que les modalités d'échanges entre revenus étrangers et nationaux. À l'initiative de Conservation International (CI) et de WWF, la fondation est ainsi créée en janvier 2005.

Le fonctionnement des fondations est adapté à la gestion de l'argent collecté, soit par les dons d'autres fondations ou par les remises de dettes, soit sous forme de fonds fiduciaires. Les fonds fiduciaires complètent ainsi le dispositif actuel de financement des aires protégées malgaches. Les travaux de BAYON *et al.* (2001), d'EMERTON *et al.* (2006) et de SPERGEL (2002), réalisés dans plusieurs pays en développement, soulignent que les fonds fiduciaires de conservation peuvent être sources de financement durable,

¹⁰ Un fonds fiduciaire (*trust fund*) se définit comme une somme d'argent ou d'autres biens qui ne peuvent être utilisés que pour atteindre un ou plusieurs objectif(s) spécifique(s) : financement d'une seule aire protégée, du système national d'aires protégées, de la conservation d'une espèce particulière ou encore de projets de conservation par des communautés locales et des ONG, et qui doivent être séparés d'autres sources financières (telles que le budget ordinaire de l'agence gouvernementale), tout en étant gérés et contrôlés par un conseil d'administration indépendant. Les fonds fiduciaires peuvent prendre l'une des formes suivantes : fonds de dotation, fonds d'amortissement et/ou fonds renouvelables.

à long terme, des aires protégées. Ils permettent de redistribuer des subventions internationales importantes sous la forme de subventions plus petites et d'en étendre la durée sur plusieurs décennies. Ils sont à même de renforcer la gouvernance participative, via la nomination de représentants d'ONG et du secteur privé comme membres du conseil d'administration du fonds, et via l'octroi de subventions directes aux ONG et autres organisations de la société civile.

Ils présentent néanmoins plusieurs limites. Les coûts d'administration sont élevés, notamment si le capital du fonds est relativement limité ou si le fonds octroie une assistance technique conséquente aux bénéficiaires des subventions pour la conception et la mise en œuvre de projets. Les revenus d'investissement générés par ces fonds sont parfois relativement faibles ou imprévisibles, en particulier dans le court terme, s'il n'y a pas de stratégie d'investissement bien conçue. Le conseil d'administration peut être amené à financer un grand nombre de projets sans rapport les uns avec les autres et sans objectifs communs si les objectifs d'un fonds fiduciaire et ses critères d'octroi ne sont pas clairement définis au départ dans la documentation juridique.

Le montage financier de la FAPB repose sur le principe du financement des coûts de fonctionnement de l'Angap, qui sont estimés à 3 millions de dollars annuels pour une superficie de 1,2 million d'hectares. Les bailleurs de fonds ont évalué le capital nécessaire pour obtenir chaque année un montant d'intérêt équivalent aux dépenses de fonctionnement. Ce capital, estimé à 50 millions de dollars, est devenu l'objectif à atteindre d'ici à la fin du PE 3¹¹. Les deux institutions fondatrices (CI et WWF) ont recherché et obtenu assez rapidement des accords de principe des autres bailleurs impliqués dans le PNAE. La fondation a commencé ses

¹¹ Même s'il est fait mention dans les textes fondateurs de la fondation que les intérêts des placements pourront servir à des activités autres que celles réalisées par l'Angap (promotion de l'écotourisme, création de nouvelles aires protégées...). Cette ambiguïté est d'ailleurs source de malentendus entre les acteurs de la conservation puisqu'en théorie, la fondation a pour objectif de financer le SAPM (qui comprend les aires protégées du réseau de l'Angap et toutes les autres créées hors Angap), alors que le montant des fonds nécessaires à son fonctionnement a été calculé sur la base des coûts récurrents de l'Angap.

activités en 2005 avec un capital d'environ cinq millions de dollars (il était évalué à 17 millions à la mi-2006). L'argent ainsi placé sert à acheter des titres sur les marchés boursiers, la FAPB s'étant engagée à respecter des placements compatibles avec sa mission – sans qu'il soit possible de le vérifier.

Nous relevons trois questions primordiales en termes de gouvernance d'une telle fondation. Comment celle-ci allouera-t-elle ses fonds non affectés en priorité ? Quelle proportion des besoins de l'Angap la fondation pourra-t-elle couvrir à terme ? Enfin, existe-t-il un conflit d'intérêt si la fondation finance principalement des activités promues par ses fondateurs (État, WWF, CI...) ? En assurant la fonction de *lobbying* auprès de financeurs à l'étranger, en participant au conseil d'administration de la fondation et en étant opératrices sur le terrain, donc susceptibles de bénéficier des aides de la fondation, les ONG de conservation détiennent de fait un pouvoir prépondérant dans ce type de montage institutionnel...

Les opportunités de la lutte contre le changement climatique et les fonds carbone

Avec le développement récent des paiements pour services environnementaux, les opportunités de financement des actions de conservation se démultiplient, reliant directement les acteurs de la conservation des pays en développement aux financeurs internationaux. Le cas des mécanismes liés au changement climatique et plus particulièrement les projets de séquestration de carbone destinés à réduire les émissions de gaz à effet de serre (reboisement, déforestation évitée, gestion forestière...) sont très révélateurs de cette nouvelle tendance de recherches de financements exogènes.

Agir localement, payer globalement ?

Au nom de la lutte contre le changement climatique, plusieurs initiatives ont été récemment prises au niveau international. Au-delà des engagements liés au Protocole de Kyoto et des mécanis-

mes créés dans ce cadre (application conjointe et mécanismes de développement propre) qui permettraient aux pays industrialisés de remplir leurs engagements de réduction de leurs émissions de gaz à effet de serre et d'accéder au marché d'échange de permis d'émission, plusieurs autres dispositifs permettent aujourd'hui le financement de la conservation pour les pays du Sud, appelés à terme (les engagements de Kyoto seront renégociés en 2012) à participer également à l'effort global de lutte contre l'effet de serre : les fonds mis au point par la Banque mondiale (le Fonds biocarbone et le Fonds prototype pour le carbone), les bourses nationales (bourse des Pays-bas) et régionales (Union européenne) et les initiatives unilatérales d'entreprises¹².

Ainsi, depuis quelques années, plusieurs pays et entreprises privées ont anticipé et développé des « projets carbone » dans les pays en développement, soit isolément, soit dans un cadre régional ou national. Leurs objectifs sont pluriels : faciliter l'intégration commerciale dans le pays d'accueil, rechercher une image écologique et humaniste, ou tout simplement s'ouvrir la possibilité de négocier des crédits carbone. Dans ce dernier cas, il s'agit d'obtenir des crédits à moindre coût, là où les opérations de séquestration de carbone sont les plus faciles.

C'est le cas de Mitsubishi dans l'aire protégée Makira au nord-est de Madagascar. Le projet carbone, initié par CI, la Wildlife Conservation Society (WCS) et le NatSource Japan Co. Ltd (groupe Mitsubishi), part du principe qu'une utilisation durable du sol permet de préserver des secteurs forestiers à haute diversité biologique. Les investissements de la firme automobile couvrent alors une partie des frais de gestion de l'aire protégée. La proximité d'institutions internationales (ONG internationales de conservation, mais aussi la Banque mondiale, le Fonds pour l'environne-

¹² Pour le moment, le mécanisme de développement propre (mécanisme de flexibilité issu du Protocole de Kyoto) ne permet pas de financer des actions d'évitement de la déforestation, ce qui pourrait être assimilé à un financement direct des aires protégées. Toutefois, de nombreuses ONG parviennent à financer des aires protégées via le recours à des projets de reboisement au sein même de ces aires protégées. Il s'agit alors d'arrangements bilatéraux, ou plus simplement d'aides conditionnelles destinées à peser sur la conservation plutôt que de participations à un hypothétique marché international du carbone...

ment mondial (FEM) et les coopérations bilatérales) pouvant assurer l'interface entre les pays en développement et les firmes multinationales facilite ce type d'initiatives¹³.

Cette modalité de financement présente l'avantage d'accélérer l'octroi de revenus pour les associations locales. Cela permet de concrétiser des activités de valorisation économique par la mise en place de filières de production (artisanat, apiculture...). Elle présente également l'avantage d'assurer sur le long terme un flux continu de revenus ; libre aux groupements paysans de choisir la meilleure utilisation de ces ressources.

D'une logique de projet à une logique de marché

Il apparaît au vu des expériences de valorisation économique que l'arrivée d'une grande quantité d'argent peut déstructurer l'organisation villageoise en créant des tensions liées à la captation de la rente. Cela peut stigmatiser les conflits entre la population locale et l'administration déconcentrée, notamment les services des Eaux et Forêts. Devant une telle rente, les enjeux autour de la délégation de la gestion et de la sécurisation foncière risquent d'être exacerbés si le montage du projet ne prend pas correctement en compte ces éléments.

De plus, le risque de voir se développer une logique de marché hors projet avec, d'un côté, des vendeurs de crédits (les organisations paysannes locales et leurs relais associatifs locaux ou natio-

¹³ Plusieurs projets sont ainsi développés à Madagascar depuis 2005, dans ou en dehors des aires protégées, tels que le projet d'appui à la filière carbone dans le corridor Zahamena-Mantadia ou le fonds carbone de Makira dans la région de Maroantsetra. Le processus est le suivant : le bailleur de fonds identifie, avec le relais d'un bureau de consultants, la pré-faisabilité du montage d'un projet de contrepartie de fixation de carbone dans une localité particulière (identification de la nature du projet – reboisement, évitement... – et des acteurs impliqués localement, puis estimation approximative du coût du projet...). Si cette étape est franchie avec succès, il est alors réalisé une étude de faisabilité affinant le projet et remplissant les conditions d'obtention des crédits de carbone certifiés (prouver l'additionnalité du projet, identifier les fuites économiques, le coût à la tonne de carbone...). Si enfin le projet est jugé viable, il revient aux différents acteurs de trouver un investisseur potentiel.

naux) et, de l'autre, des acheteurs de crédits (les firmes multinationales ou des courtiers), n'est pas négligeable. La décision d'acheter ou non des crédits carbone devrait logiquement relever d'une comparaison entre le prix du marché des permis d'émission, le potentiel d'amélioration technologique des processus de production des firmes en interne et les coûts des crédits carbone procurés par d'autres projets, comme les projets énergétiques par exemple. La maîtrise du processus risque d'échapper aux communautés locales, puisque leurs projets seront mis en concurrence avec d'autres projets dans d'autres pays, et plus globalement avec les différentes options offertes aux firmes. De nombreuses offres risquent de ne pas trouver preneur ou, dans le meilleur des cas, trouveront acquéreur dans un processus qui leur échappera totalement. Tant que la situation sera caractérisée par des projets pilotes menés par des entreprises pionnières, ces risques seront réduits. Mais au fur et à mesure de l'extension des marchés de carbone, les investisseurs devraient devenir de simples acheteurs de crédits, laissant ainsi la couverture de risque aux initiateurs de projets (Conservation Finance Alliance, 2003).

Cette situation et les risques futurs ne sont pas directement perçus par les acteurs de la politique environnementale malgache. Pour ces derniers, il est essentiel de trouver des modalités de financement sur le court terme, les risques socio-économiques des montages futurs n'étant pris en considération ni dans les projets, ni même dans les discours. La vulnérabilité des organisations paysannes dans un tel schéma marchand n'est pas vraiment un sujet d'importance. En étant à l'interface entre les associations relais et/ou les communautés rurales d'un côté et les firmes multinationales de l'autre, les ONG de conservation les plus influentes développent une fonction d'intermédiation financière, fonction qui tout en étant nouvelle mobilise leur activité de *lobbying* auprès de financeurs privés d'un côté et leur rôle de relais historique dans le paysage local de l'autre.

L'émergence de ces nouvelles opportunités de financement est compatible avec les politiques d'extension des aires protégées. Pour de nombreux auteurs, l'existence de coûts de transaction dont une partie non négligeable est fixe incite à promouvoir les projets de taille importante (WUNDER, 2005 ; PAGIOLA *et al.*, 2005). Comme le soulignent SMITH et SCHERR (2002 : 31) : « Plus

l'aire concernée est grande, plus la quantité de carbone est élevée et plus les coûts, comme le montage du projet, la gestion et la certification, sont réduits. » Le développement des mécanismes marchands de dimension internationale, séquestration de carbone ou autres, risque donc de promouvoir les projets de grande envergure. À l'inverse, ces projets seront plus difficilement appropriables localement (difficulté de coordonner les organisations paysannes sur un nombre de villages ou de communes important...). Le problème rencontré par les ONG promouvant des projets afin d'obtenir des paiements pour services environnementaux sur de grandes surfaces est de trouver les relais au niveau local : des associations ayant suffisamment de poids vis-à-vis de la population locale et disposant de structures internes suffisantes (personnel, moyens de fonctionnement...) pour couvrir des superficies assez grandes. Finalement, en déplaçant le centre de décision au niveau international, c'est-à-dire dans un milieu composé d'ONG d'envergure internationale et de firmes multinationales, le risque est grand de voir ces projets se déconnecter des réalités locales.

Conclusion

Grâce à de nouveaux instruments financiers, la politique d'extension des aires protégées à Madagascar donne une légitimité économique à son objectif de financement durable. Le fait qu'aujourd'hui les bailleurs de fonds associent pérennisation financière de la politique environnementale et financement durable des aires protégées traduit bien ce glissement, qui n'est pas seulement sémantique. À l'inverse, les ONG et les bailleurs de fonds qui promeuvent ces outils prennent appui sur les aires protégées pour justifier l'intérêt économique de la conservation et l'utilisation de ces instruments.

L'expérience malgache montre comment, en l'espace de quelques années, le discours entourant ces nouveaux instruments de financement est devenu commun à l'ensemble des acteurs de la politique environnementale. Il va de pair avec l'accroissement de la superficie des aires protégées à Madagascar, sans pour autant que le financement effectif soit garanti.

Les instruments financiers internationaux contribuent à augmenter le nombre d'intermédiaires et, ce faisant, déplacent le centre de décision et de négociation à l'extérieur du pays (les marchés boursiers dans le cadre des *trusts funds*, les marchés du carbone pour les outils liés aux négociations sur le climat...). Cela accroît le pouvoir des ONG de conservation, qui peuvent servir d'intermédiaire financier entre les sources de financement à l'étranger et les gestionnaires de parcs, et éventuellement les groupements paysans. Par ailleurs cette tendance à développer des instruments évinçant la puissance publique, à supposer qu'ils deviennent effectifs, risque de tendre encore plus les relations entre les services déconcentrés de l'administration forestière et les autres acteurs de la politique environnementale. Cette problématique dépasse le simple cas de Madagascar, puisque dans de nombreux autres pays (on peut citer le cas classique du Costa Rica par exemple), la tendance au développement de ces outils de financement est réelle. Même si les caractéristiques économiques et institutionnelles diffèrent d'un pays à l'autre, les enjeux relevés dans le cas malgache ont indéniablement une portée internationale.

Références bibliographiques

ANDRIAMAHEFAZAFY F., MÉRAL P., 2004 – La mise en œuvre des plans nationaux d'action environnementale : un renouveau des pratiques des bailleurs de fonds ? *Mondes en Développement*, 32 (127) : 27-42.

ANDRIAMAHEFAZAFY F., MÉRAL P., RAKOTOARIJOANA J. R., 2007 – « La planification environnementale : un outil pour le développement durable ? ». In Chaboud C., Froger G., Méral P. (éd.) : *Madagascar face aux enjeux du développement durable. Des politiques environnementales à l'action collective locale*, Paris, Karthala : 23-49.

ANDRIANAMBININA D., FROGER G., 2006 – « L'écotourisme, facteur de développement durable dans un contexte de mondialisation ? Le cas de Madagascar ». In Froger G. (éd.) : *La mondialisation contre le développement durable ?* Bruxelles, PIE Peter Lang : 281-310.

BAYON R., DEERE C., NORRIS R., SMITH S., 2001 – *Environmental funds: lessons learned and future prospects*. Document, 26 p.
<http://biodiversityeconomics.org>

CARRET J.-C., LOYER D., 2004 – *Comment financer durablement les aires protégées à Madagascar : apport de l'analyse économique ?* Notes et documents 2003-2004, n° 4, AFD, 45 p.

CHABOUD C., MÉRAL P., ANDRIANAMBININA D., 2004 – Le modèle vertueux de l'écotourisme : mythe ou réalité ? L'exemple d'Anakao et Ifaty-Mangily à Madagascar. *Mondes en Développement*, 32 (125) : 11-32.

CHABOUD C., FROGER G., MÉRAL P. (éd.), 2007 – *Madagascar face aux enjeux du développement durable. Des politiques environnementales à l'action collective locale*. Paris, Karthala.

Conservation Finance Alliance, 2003 – *Guide des mécanismes financiers de conservation*.
<http://www.guide.conservationfinance.org>

EAGLES P. F. J., 2001 – *International trends in park tourism*. Document préparé pour Europarc 2001, Hohe Tauern National Park, Matrei, Autriche, 3-7 octobre, 44 p.
<http://www.ahs.uwaterloo.ca/rec/research/eagles.html>

EMERTON L., BISHOP J., THOMAS L., 2006 – *Sustainable financing of protected areas: a global review of challenges and options*. Gland/Cambridge, UICN, 97 p.

GUTMAN P., 2003 – *From goodwill to payments for environmental services. A survey of financing options for sustainable natural resource management in developing countries*. Washington, WWF, Macroeconomics for Sustainable Development Program Office, 148 p. <http://biodiversityeconomics.org>

KARSENTY A., WEBER J., 2004 – Les marchés de droits pour la gestion de l'environnement : introduction générale. *Revue Tiers Monde*, 45 (177) : 7-27.

MOYE M., PADDACK J.-P., 2003 – *Madagascar's experience with swapping debt for the environment: debt-for-nature swaps and heavily indebted poor country (HIPC) debt relief*. Document de travail pour le V^e World Parks Congress, Washington, Center for Conservation Finance/WWF, 19 p.

PAGIOLA S., ARCENAS A., PLATAIS G., 2005 – Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 33 (2) : 237-253.

REQUIER-DESJARDINS D., 2005 – La valorisation économique de la biodiversité : ancrage territorial et gouvernance des filières. *Revue Liaison Énergie-Francophonie*, 66-67 : 77-81.

SMITH J., SCHERR S. J., 2002 – *Forest carbon and local livelihoods: assessment of opportunities and policy recommendations*. CIFOR Occasional Paper n° 37, 47 p. <http://www.cifor.cgiar.org>

SPERGEL B., 2001 – *Raising revenues for protected areas*. Washington, Center for Conservation Finance WWF, 33 p.

SPERGEL B., 2002 – « Financing protected areas ». In Terborgh J., Van Schaik C., Davenport L., Rao M., (eds) : *Making parks work: strategies for preserving tropical nature*, Washington, Island Press : 364-382.

USAID Madagascar, 2006 – *Politique de mise en concession dans le domaine forestier national incluant le système des aires protégées malagasy*. Document de travail, BAMEX, MCI, 88 p.

WUNDER S., 2005 – *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper n°42, 24 p. <http://www.cifor.cgiar.org>

Partie 3

Les nouveaux territoires de la conservation

Avec le jeu des relations économiques et sociales, par les relations de force entre l'intérieur et l'extérieur de l'aire protégée, par la définition de cadres juridiques, dans les politiques des grandes infrastructures naturelles et dans les projets de développement durable, de nouveaux territoires de la conservation se dessinent. Quelles opportunités ces nouveaux territoires offrent-ils aux populations censées profiter des espaces de développement durable ? Leur taille est-elle à la mesure de la capacité de gestion sociale et spatiale des populations concernées ? Ces questionnements fondent cette troisième partie.

Le parc amazonien de Guyane, créé en février 2007, est une illustration exemplaire de la réforme législative des parcs nationaux français de 2006. Catherine Aubertin et Geoffroy Filoche rappellent la création laborieuse de ce parc et s'interrogent sur les possibilités d'interactions avec l'environnement que les populations amérindiennes se voient reconnaître, à défaut d'un statut de communauté autochtone. Ces populations pourront-elles faire évoluer leurs modes de vie entre cœurs de parc et zones d'adhésion ? De manière évidente, la création d'un espace protégé redistribue les cartes du pouvoir. Entre global et local, c'est-à-dire entre des choix géopolitiques de l'État et les populations autochtones, s'affirme ici le pouvoir des collectivités locales.

Les « Terres indigènes » constituent une catégorie spécifique parmi les nombreuses aires protégées d'Amazonie brésilienne. Leurs particularités légales et écologiques, espaces majoritairement forestiers en usufruit exclusif des populations amérindiennes, et leur importance en termes de surface expliquent beaucoup des enjeux, mais aussi des menaces, dont elles font aujourd'hui l'objet. Elles sont en particulier une cible privilégiée des ONG locales et internationales et des politiques publiques revendiquant un modèle de développement « socio-environnemental » qui serait respectueux de l'environnement et de la diversité culturelle, tout en défendant le maintien ou l'adoption de modes de gestion durables des ressources naturelles pour ces espaces dont les habitants disposent de droits territoriaux collectifs. C'est ainsi que les Terres indigènes se sont imposées comme des zones privilégiées pour la conservation et pour le développement durable, alors même que leur existence légale ne se fonde pas sur la conservation des écosystèmes. Bruce

Albert, Pascale de Robert, Anne-Elisabeth Laques et François-Michel Le Tourneau discutent ainsi des effets de la délimitation des territoires autochtones en aires protégées et de la mise en place d'expériences de développement sur les modalités locales de gestion de l'espace et de l'exploitation des ressources.

Avec la prise en compte des populations locales, les aires protégées sont en effet, parfois, les supports d'activités économiques régionales en contradiction avec la législation. Ainsi, par suite de l'évolution récente de la géographie du pastoralisme en Afrique de l'Ouest, beaucoup d'entre elles sont actuellement des espaces pastoraux potentiels. Jean Boutrais nous montre plusieurs configurations spatiales : des aires protégées excluant les pasteurs à celles qui se trouvent incluses dans les territoires pastoraux, en passant par des aires d'intrusions en circonstances exceptionnelles. Attrayantes par leur richesse biologique, les aires protégées sont en même temps dangereuses par un degré d'insalubrité plus fort qu'ailleurs pour les troupeaux. Pour diluer ces effets de lisière, ne serait-il pas préférable d'intégrer les espaces de conservation à ceux du pastoralisme ? Les seules expérimentations en vraie grandeur et sur le long terme en ce sens ont lieu en Afrique de l'Est. Elles montrent que, dans les faits, une construction territoriale entre espaces de la nature et espaces pastoraux s'est effectivement mise en place. On retrouve ici la question clé de la conciliation entre développement durable et conservation.

Ces trois textes illustrent donc une réalité des aires protégées actuelles : davantage qu'une simple participation de « populations locales » inféodées aux dynamiques – positives ou négatives – des politiques de conservation, les enjeux contemporains concernent les relations entre le monde de la conservation et des groupes sociaux politiquement et économiquement importants (collectivités locales, Amérindiens, pasteurs) et dont les logiques ne recoupent que partiellement celles de la conservation. En ce sens, bien plus qu'une politique de *bottom-up* longtemps prônée par les conservationnistes et les spécialistes des sciences sociales, les nouveaux territoires de la conservation consacrent des politiques d'enclassement entre groupes sociaux différents, sans hiérarchie d'échelle ni de pouvoir. À travers les différents cas présentés dans cette partie, on discerne

donc un réajustement des politiques participatives, qui se décentrent d'une approche verticale en faveur d'une démarche horizontale, capable d'articuler des logiques initialement divergentes. Ce n'est qu'à ce titre que de nouveaux territoires semblent pouvoir se construire sur une base de coopération davantage que sur des relations de dépendance.

La création du parc amazonien de Guyane : redistribution des pouvoirs, incarnations du « local » et morcellement du territoire

Catherine AUBERTIN

Geoffroy FILOCHE

La réforme législative des parcs nationaux français de 2006 a pris acte des nouvelles conceptions du développement durable, permettant la présence des populations locales dans les aires protégées et promouvant leur participation à la gestion du patrimoine naturel¹. Toutefois, ces conceptions sous-tendent des projets si variés qu'elles n'impliquent pas toujours une rupture claire avec la tradition centralisée et protectionniste qui a prévalu jusqu'ici. La réforme française des parcs nationaux pose alors la question des limitations de l'occupation humaine des espaces protégés et des modalités de l'association des populations locales aux mesures de gestion.

Nous étudions ces questions à partir de l'exemple du parc amazonien de Guyane dont la création en février 2007 fait suite à la

¹ Ce chapitre s'inscrit dans le cadre de l'ATI « Aires protégées » de l'IRD et dans le cadre du programme de recherche EEPA (Evaluating Effectiveness of Participatory Approaches in Protected Areas – IUED/UICN/MAB/IRD). Nous remercions vivement Françoise Grenand pour ses commentaires et la relecture attentive de ce texte.

nouvelle loi sur les parcs nationaux². Nous retraçons d'abord comment le mouvement international d'intégration des objectifs de conservation et de développement s'est traduit localement par la création du parc. Puis nous analysons dans quelle mesure le nouveau cadre législatif, issu de nombreuses et difficiles consultations avec la « société civile » guyanaise, offre de nouvelles opportunités aux populations locales, en termes de statut, de droits d'usage et de délimitation de territoire. Il s'agit de se demander, à partir de l'analyse du décret de création du parc, dans quelle mesure celui-ci va avoir un impact sur les pratiques environnementales et économiques « traditionnelles » des communautés et, parallèlement, dans quelle mesure ces communautés peuvent être empêchées de faire évoluer leurs modes de vie dès lors qu'elles le souhaitent. Plus spécifiquement, nous analysons les processus par lesquels s'incarne et s'exprime le « local » vis-à-vis du pouvoir central. En d'autres termes, nous tentons de voir comment, et par qui, les intérêts des communautés amérindiennes et bushinenge³ sont représentés et promus, les collectivités territoriales issues du droit commun de la décentralisation (communes, Conseil général, Conseil régional) ayant su investir les espaces de décision créés par le parc.

Les ingrédients d'une réforme provoquée : du Sommet de la Terre au rapport Giran

L'histoire de la création du parc amazonien de Guyane accompagne les grandes conventions internationales d'environnement et affirme l'enjeu géopolitique d'une présence européenne en

² Loi n° 2006-436 du 14 avril 2006 relative aux parcs nationaux, aux parcs naturels marins et aux parcs naturels régionaux. Décret n° 2007-266 du 27 février 2007 créant le parc national dénommé « Parc amazonien de Guyane ».

³ Descendants des esclaves noirs fugitifs du XVIII^e siècle, aussi appelés Noirs Marrons.

Amazonie. C'est lors du Sommet de la Terre à Rio en 1992 que le président Mitterrand annonce, comme contribution de la France à la Convention sur la diversité biologique (CDB), la création d'un grand parc national qui aurait comme frontières le Surinam à l'ouest et le Brésil à l'est et au sud (figure 1 : « Le parc amazonien de Guyane », cf. hors-texte).

Le dossier va connaître diverses péripéties liées à la difficulté d'établir un parc national dans un département d'outre-mer où les directives de la métropole ne remportent pas toujours l'adhésion des élus locaux, quand elles ne sont pas perçues comme l'expression d'une tutelle extérieure insupportable. La création d'un parc national semble en effet s'opposer aux acquis de la décentralisation. Elle révèle également les dissensions internes d'une société guyanaise très hétérogène.

Deux projets seront élaborés successivement et abandonnés suite à de lourdes controverses jusqu'à ce que, au Sommet du développement durable de Johannesburg en 2002, le président Chirac relance le parc national de Guyane comme un des grands chantiers de son septennat, sans doute galvanisé par la déclaration du président Cardoso du Brésil de créer un des plus grands parcs du monde, le Parque nacional das montanhas do Tumucumaque, soit 38 000 km² dans les États d'Amapa et du Para, à la lisière du département français (FLEURY et KARPE, 2006 ; GRENAND *et al.*, 2006). Le projet de parc s'inscrit ainsi dans une perspective de coopération internationale en matière d'aires protégées qui se traduit notamment dans l'évolution d'un instrument spécifique au bassin amazonien. En effet, le Traité de coopération amazonienne signé en 1978 par les pays amazoniens, alors que la question environnementale n'était pas à l'ordre du jour et que la plupart des pays signataires vivaient sous un régime de dictature, a fait peau neuve et est devenu, en 1998, l'Organisation du traité de coopération amazonienne (OTCA). La Guyane ne pouvait être sollicitée pour signer le Traité, n'étant pas un État à part entière, mais une région d'un pays européen. Cependant, la secrétaire exécutive de l'OTCA comme le ministre des Affaires étrangères brésilien ont proposé en 1994 d'accepter la Guyane française en tant qu'observatrice aux côtés des huit pays amazoniens, ses liaisons avec l'Union européenne étant susceptibles d'ouvrir de nouveaux marchés à l'espace sud-américain.

Dans ce contexte international et national, la loi française de 1960 relative aux parcs nationaux, dont les postulats étaient qu'un parc doit être préservé de toute action humaine et que sa gestion est l'affaire exclusive de l'État central, est réformée de façon importante. Deux raisons principales sont à l'origine de ce changement. D'une part, ces postulats sont remis en cause par les nouvelles conceptions relatives aux objectifs et aux modalités de gestion des aires protégées. Ainsi, avec la notion de développement durable, la conservation de l'environnement est désormais au service des populations et doit se faire avec leur participation. Mieux, les objectifs de conservation ne pourraient être atteints que si les populations locales tirent un avantage de l'existence du parc. D'autre part, l'État français s'est largement décentralisé (le processus est amorcé par les lois de 1982-1983) et a ainsi créé de nouvelles collectivités territoriales. La Guyane dispose désormais d'un Conseil général et d'un Conseil régional qui ont leurs compétences propres. La visite en Guyane de J.-P. Giran, député chargé d'une mission de réflexion pour faire évoluer la politique des parcs nationaux en matière de territorialité, de décentralisation et de coopération internationale, est décisive. La nouvelle loi de 2006 s'appuie largement sur son rapport (GIRAN, 2003). Elle consacre l'intégralité de son chapitre II au « Parc amazonien en Guyane » et entérine à son propos des règles spécifiques visant à rendre politiquement acceptable la création du parc pour les collectivités territoriales, les populations locales et les ONG.

Les changements essentiels apportés par la loi, en ce qui concerne l'architecture normative d'un parc national, peuvent être brossés à grands traits. Un parc national est doté d'un régime juridique dual procédant de logiques bien distinctes. D'une part, la zone centrale de protection absolue devient le « cœur » du parc. Celui-ci est un territoire de protection maximale, dont le régime juridique est d'abord établi par la loi (fixée par le Parlement) et précisé par le décret de création (du ressort du pouvoir exécutif central), puis par la charte, résultat de la négociation entre l'État, les collectivités territoriales, les autorités coutumières et les personnalités scientifiques, institutionnelles et associatives. D'autre part, le régime juridique applicable dans la zone périphérique n'est plus comme auparavant fixé de manière unilatérale par l'État central. La « zone de libre adhésion » (ZLA) est une zone de « développement durable » à laquelle les communes décident d'adhérer en

adoptant la charte. Elle est délimitée par des critères scientifiques (continuité géographique ou solidarité écologique avec le cœur de parc) et politiques (volonté des communes concernées pour tout ou partie de leur territoire d'adhérer, ou non, à la charte du parc). C'est le décret de création du parc qui dessine tant le tracé des cœurs que ceux de la ZLA potentielle. La charte est actuellement en cours de négociation en Guyane et doit être adoptée au plus tard cinq ans après la création du parc, en 2012. Elle contiendra deux séries de normes : celles précisant ce qui est inscrit dans la loi et dans le décret de création, pour ce qui est des cœurs ; celles établissant un projet local de territoire, pour ce qui est de la ZLA. Ainsi, la définition des attributions des compétences et les espaces laissés aux décisions négociées font l'objet d'un montage complexe (encadré 1).

Encadré 1.

L'institution du parc amazonien de Guyane : un montage complexe

Le projet de charte est élaboré par l'établissement public (EP) du parc. L'établissement public du parc est composé du directeur du parc, d'un conseil d'administration (CA) – dans lequel, en Guyane, le « local », incarné par les collectivités territoriales (12 membres) et les autorités coutumières (5 membres), est majoritaire face aux représentants de l'État (10 membres) –, d'un comité économique et social (dénommé pour la Guyane « comité de vie locale »), et d'un conseil scientifique.

La ZLA est régie par le droit commun – c'est-à-dire comme si le parc n'existait pas – auquel la charte tentera d'apporter une certaine cohérence au regard du projet de développement durable tel qu'il sera défini. Le droit commun (droit de l'urbanisme, par exemple) pourra donc être modifié à cette fin, en suivant les procédures classiques.

Le cœur du parc (trois cœurs pour la Guyane) est régi par des normes propres, qui résultent d'un échafaudage sur cinq étages des centres de décision, traitant du plus général au plus précis :

1. Les arrêtés du directeur du parc appliquent les principes posés par la charte ou y dérogent dans certaines conditions.
2. Ces arrêtés nécessitent le plus souvent des règlements élaborés par le CA qui explicitent les règles résultant de la charte.
3. La charte précise les règles en vigueur dans le parc.
4. Ces règles sont posées par le décret de création du parc.
5. Le décret doit respecter les normes générales inscrites dans la loi de 2006.

C'est une véritable chaîne de compétences qui se déroule, et qui laisse plus ou moins de marge de manœuvre aux autorités chargées d'élaborer ou d'appliquer les nouvelles prescriptions qui se forment en cascade, cette marge de manœuvre pouvant être redéfinie au fur et à mesure des nouveaux textes et de l'évolution de leur interprétation (FILOCHE, 2007 b).

Ainsi défini par la rencontre d'une vision mondialisée de la conservation et d'un fonctionnement administratif propre à la France, le parc amazonien de Guyane doit maintenant vivre. Sa réussite dépendra de la façon dont les intérêts hétérogènes des populations locales, peu concernées jusqu'alors, y trouveront un écho favorable. Quelles garanties et contraintes le cadre juridique du parc offre-t-il à ces populations ?

Le statut incertain des populations du parc

La participation des « populations locales » est devenue un préalable affiché pour la réussite de la conservation. Comment définir ces populations, du fait de leur hétérogénéité et du fait que la notion de local n'est pas restreinte aux limites du parc ? Peut-il en outre exister un statut unique pour les populations locales ? Dans le cas de la Guyane, si les Amérindiens et les Bushinenge semblent les premiers concernés, ils ne sont pas les seuls à incarner les populations locales et à avoir, à ce titre, un rôle particulier dans le processus participatif.

Les relations de la France avec ses populations autochtones sont à l'origine de nombreuses dénonciations sur la scène internationale, que cela soit sur les questions des droits de l'Homme ou de la conservation de la biodiversité⁴. Comment la France peut-elle reconnaître la présence de populations amérindiennes et bushinenge sans pour autant reconnaître leur statut de peuples autochtones (dans le cas amérindien), de populations traditionnelles ou de communautés ethniquement différenciées (dans les cas amérindien et bushinenge) ? La création du parc amazonien de Guyane apporte-t-elle de nouveaux droits identitaires ou territoriaux à ces populations ?

⁴ L'État français n'a en effet pas adopté la Convention n° 169 de l'Organisation internationale du travail (OIT) et a émis une réserve de principe sur l'article 27 du Pacte international relatif aux droits civils et politiques, entre autres. La Convention n° 169 concernant les peuples indigènes et tribaux dans les pays indépendants, adoptée en 1989, entrée en vigueur en 1991, a été ratifiée par quinze États. Ce texte préconise le maintien et le développement des peuples autochtones en tant que collectivités distinctes dans le cadre des États où ils vivent aujourd'hui.

Pas de reconnaissance de l'autochtonie ni de la spécificité ethnique

La population de ce parc, répartie entre les trois cœurs et les zones potentielles de libre adhésion, est constituée d'environ 7 000 personnes réparties en cinq communes : Camopi, Maripasoula, Papaïchton, Saint-Elie et Saül sur 34 000 km² (fig. 1, cf. hors texte). Cela représente moins de 5 % de la population de ce département sur plus d'un tiers de son territoire. Sont concernées, outre quelques Créoles vivant surtout à Saül, trois ethnies amérindiennes (Wayäpi, Teko ou Emerillon, Wayana) ainsi que des communautés de Bushinenge (dénommés Boni ou Aluku). Ces populations pratiquent des activités d'autosubsistance reposant sur l'agriculture d'abattis brûlis, technique bien adaptée au milieu, même si des pressions foncières et démographiques peuvent mettre à mal sa viabilité (RENOUX *et al.*, 2003). Les populations bushinenge peuvent également parfois pratiquer l'orpaillage, à l'instar des très nombreux immigrés clandestins (surtout brésiliens) dont la présence et les activités illégales posent des problèmes importants de santé publique, de sécurité et de dégradation de l'environnement (Collectif, 2005). Ces populations amérindiennes et bushinenge subissent douloureusement les changements que la société moderne leur impose. Elles peuvent voir le parc de façon ambivalente, soit comme une protection, soit comme une menace.

En Guyane, la France a toujours refusé de reconnaître, politiquement et juridiquement, que des individus puissent être à la fois français et membres d'une autre collectivité constituant un cadre de sociabilité et de contrainte (GRENAND et GRENAND, 2005), alors qu'elle a pu le faire à Mayotte ou en Nouvelle-Calédonie. A fortiori, la notion d'autochtonie, avec tout ce qu'elle implique, est rejetée. Dès lors, de manière significative, lorsqu'il s'applique aux Amérindiens et aux Bushinenge guyanais, le droit français, depuis le décret de 1987 leur reconnaissant des droits d'usage collectifs sur des zones particulières⁵, utilise une périphrase les qualifiant de

⁵ Décret n° 87-267 du 14 avril 1987 portant « modification du Code du domaine de l'État et relatif aux concessions domaniales et autres actes passés par l'État en Guyane en vue de l'exploitation ou de la cession des immeubles domaniaux », *J.O.* du 16 avril 1987, p. 4316.

« communautés d'habitants tirant traditionnellement leurs moyens de subsistance de la forêt ». Toutefois, depuis peu, l'article 33 de la loi française d'orientation sur l'outre-mer (2000) reprend les termes de l'article 8j de la Convention sur la diversité biologique qui consacre les liens entre biodiversité et diversité culturelle : « l'État et les collectivités locales encouragent le respect, la protection et le maintien des connaissances, innovations et pratiques des communautés autochtones et locales fondées sur leurs modes de vie traditionnels et qui contribuent à la conservation du milieu naturel et l'usage durable de la diversité biologique. » Pourtant, au regard du droit français, cela est ambigu, voire anticonstitutionnel. En effet, la catégorie de « communautés autochtones » permet, d'après le droit international, de reconnaître des droits territoriaux fondés sur l'antériorité de l'occupation et un statut ethnique. Tous les États du bassin amazonien reconnaissent ainsi explicitement la personnalité juridique des communautés autochtones et locales. Toutefois, aucune suite n'ayant été pour l'instant donnée à cet article 33, il n'existe aucune véritable conséquence juridique, en termes de droits identitaires ou territoriaux, dérivant de cette inscription dans le droit français de cette catégorie controversée. Même si l'on peut dire que le droit applicable en Guyane leur attribue une « existence juridique propre » (KARPE, 2007) et configure une sorte de personnalité juridique *sui generis*, il est difficile de savoir précisément et concrètement comment se manifesteront leurs compétences en matière de gestion territoriale et de mise en œuvre de projets de développement.

Ainsi, en Guyane – cela ne change pas avec l'instauration du parc –, les populations locales ne sont définies que par les notions de modes de vie et de droits d'usage qui en découlent. S'il est reconnu que les populations situées sur le territoire des communes de Camopi, Maripasoula et Papaïchton ont des savoirs et des pratiques respectueuses de la forêt et de son écologie, elles n'en doivent pas moins être identifiées par la charte du parc, après avis des autorités coutumières siégeant au conseil d'administration (UNTERMAIER, 2008). C'est donc la charte qui déterminera leur existence officielle et leur prise en compte, spécifique ou non par rapport aux résidents créoles, par les autorités du parc.

Le cas du Brésil voisin est très différent. Les Amérindiens et les Quilombolas (descendants d'esclaves fugitifs à la trajectoire proche

des Noirs Marrons en Guyane) ont été reconnus par la Constitution de 1988 – sur la base de leur antériorité historique sur le territoire pour les premiers, sur une base ethnique pour les seconds – comme groupes sociaux détenteurs de droits, indépendamment de toute considération environnementale. Une certaine autonomie leur est même reconnue. C'est plus tard, pour les besoins des politiques de développement durable, que divers décrets définissant la catégorie juridique de « peuples et communautés traditionnels » en ont élargi l'emploi. Cette catégorie a permis de conforter des systèmes de gestion communautaire et d'avaliser des revendications territoriales de groupes très hétérogènes sans référence à l'antériorité de leur occupation territoriale ou à leur origine ethnique, mais en les distinguant en fonction d'une histoire sociale commune et d'un mode durable d'appropriation et de gestion des ressources. C'est le cas principalement des collecteurs de caoutchouc, de noix du Brésil, des fruits du palmier babaçu, mais aussi des communautés de pêcheurs et de riverains des fleuves (voir également Albert *et al.*, cet ouvrage)...

Une spécificité officialisée malgré tout

Depuis la loi de 2006, la France est bien sortie de la conception des parcs vides d'hommes. Ainsi, pour tous les parcs nationaux, certaines catégories de personnes peuvent ne pas être assujetties aux mesures de protection totale de l'environnement qui s'appliquent dans le cœur. Il s'agit des « résidents permanents dans le cœur du parc », des « personnes physiques ou morales exerçant une activité agricole, pastorale ou forestière de façon permanente ou saisonnière dans le cœur », et des « personnes physiques exerçant une activité professionnelle à la date de création du parc national dûment autorisée par l'établissement du parc ». Ces personnes peuvent donc se voir reconnaître le droit de faire plus de choses avec moins de contraintes, cela afin de leur assurer des conditions normales d'existence et de jouissance de leurs droits, dans une mesure « compatible avec les objectifs de protection du cœur du parc national ».

Les communautés amérindiennes et bushinenge de Guyane disposeraient-elles d'avantages différents ? D'après la loi, « compte tenu notamment des particularités de la Guyane », le décret et la charte peuvent prévoir des dispositions plus favora-

bles en faveur de trois catégories de personnes redéfinies pour le cas guyanais. Les « communautés d'habitants qui tirent traditionnellement leurs moyens de subsistance de la forêt, pour lesquelles des droits d'usage collectifs sont reconnus pour la pratique de la chasse, de la pêche et de toute activité nécessaire à leur subsistance » ne sont pas placées dans une situation fondamentalement différente de celle des résidents permanents (un Créole ayant par exemple son domicile dans le cœur de parc) ou que les personnes physiques ou morales exerçant une activité économique (éventuellement une entreprise forestière). Le fait de déroger, dans le cœur, aux règles générales de protection de l'environnement reste une *possibilité* et non pas une *obligation* qui serait posée par la loi et que le décret de classement et la charte devraient respecter.

Rien n'est donc encore acquis au niveau de la loi : la spécificité des communautés locales n'est pas complètement entérinée. C'est au décret de création du parc, puis à la charte, de transformer cette possibilité de dérogation en obligation, c'est-à-dire de leur garantir explicitement des droits d'usage dans le cœur du parc. Toutefois, on peut déduire de la mission de l'établissement public du parc amazonien de Guyane de « contribuer au développement [de ces communautés], en tenant compte de leur mode de vie traditionnel » qu'un traitement préférentiel pourrait être appliqué à ces communautés d'habitants. Dans quelle mesure le décret de création du parc permet-il un tel traitement ?

Maintien des activités et perspectives de développement des communautés locales

Sans référence à une quelconque autochtonie ou à une spécificité ethnique, le parc consacre le statut particulier des populations locales, qu'elles soient amérindiennes, bushinenge, voire créoles. Il est cependant difficile de déterminer s'il consolide des droits déjà acquis, et s'il permet la pérennité des pratiques en rapport avec l'environnement et l'amorce de nouvelles possibilités de développement.

Une expansion géographique et matérielle des droits d'usage des communautés locales ?

Depuis longtemps, la France reconnaît la présence des communautés amérindiennes ou bushinenge tout en s'abstenant de mener une réforme d'envergure, tant en termes d'octroi de droits sur les terres que de définition d'une véritable personnalité juridique de ces communautés. La forêt dans laquelle vivent celles-ci fait partie du domaine privé de l'État. C'est donc l'État central, et non le Conseil général de Guyane malgré ses demandes répétées de rétrocession de terres aux collectivités locales, qui décrète les deux types de liens unissant ces communautés à leurs terres : la constatation des droits d'usage de la communauté et la concession des terrains domaniaux au profit de cette communauté.

Le décret de 1987, évoqué plus haut, fixe la procédure de constat des « droits d'usage collectifs », sur les terrains domaniaux de la Guyane, « pour la pratique de la chasse, de la pêche et, d'une manière générale, pour l'exercice de toute activité nécessaire à la subsistance » des communautés d'habitants tirant traditionnellement leurs moyens de subsistance de la forêt. Les zones de droits d'usage collectifs (ZDUC) sont accordées par un arrêté préfectoral, qui détermine leur localisation et leur superficie, ainsi que la communauté bénéficiaire. La superficie totale de ces ZDUC concernées par le parc est de 5 628 km² sur une zone correspondant à cinq kilomètres de chaque côté des fleuves et leurs affluents principaux (fig. 1, cf. hors-texte).

Le même décret prévoit par ailleurs que les communautés amérindiennes, constituées en associations ou en sociétés, peuvent demander à bénéficier d'une concession de 10 ans, à titre gratuit, de terrains domaniaux situés dans une zone déterminée, en vue de la culture ou de l'élevage ou tout simplement pour pourvoir à l'habitat de leurs membres⁶. Comme ce décret visait à favoriser avant tout la sédentarisation, les activités de chasse et de pêche ne sont théoriquement pas autorisées dans ces concessions. C'est le préfet

⁶ Dans le régime de droit commun (art. R. 170-38 du Code du domaine de l'État) les concessions ne sont accordées « qu'à une personne physique majeure admise à séjourner régulièrement et à titre permanent en Guyane, la concession est accordée à titre personnel ». Il s'agit donc là d'une exception remarquable en faveur des communautés.

qui prononce le retrait définitif ou partiel de la concession, lorsque les membres de l'association ou de la société ont cessé définitivement (mais quelle échelle temporelle choisir ?) de résider dans une zone donnée, ou si la communauté se trouve dans l'impossibilité de remplir les obligations mises à sa charge par l'acte de concession (non mise en valeur des terrains par exemple).

Dans les deux cas (ZDUC et concession), la situation juridique des Amérindiens et des Bushinenge de Guyane française vis-à-vis de leur terre est d'une grande précarité, le représentant de l'État présidant à la naissance et à l'extinction de leurs droits. Aucune condition objective, comme la preuve d'une occupation ancienne, ni même le respect de toutes les conditions imposées par l'État, ne vient assurer aux communautés locales leur permanence territoriale, contrairement à d'autres États du bassin amazonien (FILOCHE, 2007 a).

Le parc offre-t-il davantage de garanties concernant les droits d'accès aux ressources et la continuité sur les terres ? De manière générale, le cœur du parc est un espace très réglementé. L'article 10 du décret de création précise que les activités agricoles, pastorales ou forestières dans le cœur sont soumises à autorisation du directeur de l'établissement public. La chasse et la pêche y sont en outre strictement prohibées. Les communautés d'habitants, mais aussi les résidents permanents dans une mesure différente, ne sont pas concernés par ces dispositions.

Le parc permettrait ainsi une expansion tant géographique que matérielle des activités des communautés d'habitants. Dorénavant, les communautés d'habitants ont des droits sur l'ensemble du cœur de parc et non plus seulement sur des zones strictement définies par un arrêté préfectoral ou par un acte de concession. De plus, elles ne sont pas soumises à la réglementation du parc en matière de travaux, pour la création et l'entretien de nouveaux villages à leur usage ; et elles peuvent librement chasser, pêcher et pratiquer « l'agriculture itinérante sur brûlis traditionnelle ». En outre, les communautés d'habitants peuvent librement prélever ou détruire des végétaux non cultivés, afin de construire leurs habitations traditionnelles, d'ouvrir des layons ou des clairières et faire du feu (art. 22)⁷. Ces communautés peuvent même vendre ou

⁷ En revanche, la cueillette à but alimentaire, même à des fins de subsistance, n'est pas évoquée, ce qui est un oubli étonnant.

acheter le surplus de produits de la chasse et de la pêche exclusivement à d'autres membres des communautés d'habitants ou aux résidents du parc, et réciproquement. Ainsi, à cet égard, ce qui est rendu possible est un circuit commercial restreint à l'intérieur du cœur du parc : aucune vente de viande ou de poisson ne peut être faite à l'extérieur ou à des personnes venant de l'extérieur du parc⁸. Par ailleurs, on peut déduire du décret de création que les droits d'usage reconnus aux communautés dans le cœur du parc sont plus larges que ceux reconnus dans les anciennes ZDUC. Les activités tolérées ne se limitent en effet pas simplement aux activités de « subsistance », mais s'étendent expressément à l'artisanat.

Pour les résidents permanents, principalement des Créoles, chasse et pêche doivent se faire uniquement à titre occasionnel dans le cœur. Mais rien ne permet d'affirmer qu'il existe une prééminence des droits d'usage collectifs des communautés sur les droits d'usage des résidents. C'est sans doute la charte qui déterminera comment régler concrètement les éventuels conflits de droit entre communautés et résidents permanents autour des ressources.

Certaines questions cruciales restent actuellement sans réponse. Les droits d'usage collectifs, entérinés dans le cœur, n'ont pas de titulaire défini, contrairement au cas des ZDUC qui sont attribuées à des communautés désignées. On peut donc se demander comment les différentes communautés arbitreront leurs conflits éventuels. En outre, certaines anciennes ZDUC se trouveront fragmentées entre le cœur et la zone de libre adhésion, ce qui peut faire naître une certaine confusion, d'autant plus que des limitations à ce qui est autorisé dans les ZDUC situées en ZLA seront peut-être apportées par la charte.

Des perspectives de développement peu explicites

La création du parc doit assurer aux populations les conditions d'un développement économique respectueux de la conservation de la biodiversité. Les contraintes s'appliquant dans le cœur permettent-elles ce développement ?

⁸ Cette interdiction renvoie à une définition restrictive de ce que peut être la « subsistance ». Ainsi, théoriquement, les communautés ne pourront pas vendre des repas aux touristes, dès lors que les ingrédients de base seront prélevés dans les cœurs du parc.

En vertu de la loi de 2006, la prohibition des activités industrielles et minières dans le cœur d'un parc semble désormais sans appel et sans nuance. En Guyane, cette prohibition est pourtant loin d'apaiser les esprits, car elle devra s'accompagner de très forts moyens d'intervention pour être respectée et pour faire sortir les quelque 10 000 orpailleurs clandestins du parc.

Le décret de création du parc guyanais prévoit que, de manière générale, les activités commerciales et artisanales sont interdites dans le cœur, exception faite, nous l'avons vu, pour les communautés d'habitants qui, au contraire des résidents permanents, peuvent librement exercer une activité artisanale et, dans ce cadre, prélever des roches, minéraux, végétaux non cultivés et animaux non domestiques. Toutefois, une certaine ambiguïté subsiste à propos du caractère commercial de cette activité. Ainsi, contrairement à la volonté des autorités du parc exprimée auprès des rédacteurs du décret, aucun élément n'empêche les communautés de vendre leur artisanat à des personnes extérieures au parc.

Le statut et la superficie de la ZLA sont encore en négociation en 2008. D'après l'avant-projet de parc, certaines activités de subsistance comme la cueillette, la culture sur abattis et l'artisanat pourraient faire l'objet de filières dans un cadre économique à déterminer. La charte devrait encourager la structuration de filières en incitant les artisans à se fédérer, à prévoir la création de labels garantissant la qualité et l'origine des produits, et à veiller à la réalisation d'études d'impact sur l'exploitation des ressources utilisées (Mission pour la création du parc de la Guyane, 2006). Il conviendra dans ce cas de s'assurer, après étude scientifique de l'écologie des espèces, de la pérennité de la ressource (quantité, distribution géographique des peuplements) et de son exploitation durable (capacité de régénération, techniques de cueillette) en cas d'augmentation de la vente (à inclure dans les cahiers des charges de développement des filières) (DAVY, 2006).

Comment ces seuils seront-ils élaborés, et comment les communautés d'habitants pourront-elles participer à leur détermination ? D'après l'article 4 du décret de création, les mesures destinées à assurer, dans le cœur, la protection d'espèces animales ou végétales sont prises par le directeur de l'établissement public après avis du conseil scientifique, et après avis du comité de vie locale lorsque la conservation de ces espèces s'avère nécessaire à la sub-

sistance des communautés d'habitants ou au maintien de leurs modes de vie traditionnels. Dès lors, par exemple, dans quelle mesure les Wayāpi pourront-ils être empêchés de chasser le pécari à collier, lequel est investi d'une symbolique particulière (GRENAND, 1996) ? Ou alors, dans l'autre sens, pourront-ils obliger les autorités du parc à prendre des mesures de préservation de ce mammifère ? On peut prévoir des réunions mouvementées.

Étonnamment, les Teko de Camopi se sentent pour l'instant peu concernés par la gestion des ressources naturelles. Pour eux, la principale source de revenus attendue devra être le tourisme. Celui-ci est autorisé dans tout le cœur du parc, comme l'est la construction d'infrastructures touristiques légères. D'ailleurs, tant l'ancien maire, qui pense depuis longtemps à construire des habitations traditionnelles (carbets) touristiques, que le nouveau maire, représentant des autorités coutumières, piroguier professionnel, attendent beaucoup du parc. Toutefois, de nombreuses questions se posent. Jusqu'à aujourd'hui, l'arrêté préfectoral de 1970, révisé en 1977, réglemente l'accès aux cours supérieurs des fleuves dans le Grand Sud, « pays indien », qui dépend de la délivrance d'une autorisation du préfet. La charte devra établir si cette autorisation est toujours obligatoire, si elle dépend des autorités du parc et si les communautés d'habitants sont fondées à empêcher les touristes de venir dans leur village, voire sur leurs parcours de chasse. De même, elle devra définir si les communautés sont prioritaires pour réaliser des infrastructures touristiques, et réguler les associations éventuelles entre les agences de tourisme de Cayenne et les communautés.

Partage des compétences décisionnelles et reconfigurations des alliances

Les travaux préparatoires à la création du parc ont été révélateurs des tensions traversant une société guyanaise composée d'acteurs aux attentes souvent conflictuelles. Le processus participatif s'avère ainsi particulièrement délicat.

La posture des élus locaux guyanais à l'égard du parc a été pour le moins équivoque. Ces élus se sont comportés de manière généralement ambiguë à la fois vis-à-vis du pouvoir métropolitain et vis-à-vis des communautés de l'intérieur, ce qui n'a pas exclu des alliances pragmatiques et ponctuelles. Lors des consultations préalables à la création du parc, le refus de la confiscation par la métropole du territoire guyanais au profit des Amérindiens (et au détriment des Créoles) a été clamé, souvent avec force, voire avec violence : le parc doit être celui de tous les Guyanais et ses richesses ne doivent pas profiter, selon l'expression consacrée, aux seules « populations micro-locales » résidentes. En même temps, ces élus s'opposent à ce que la Guyane tisse des relations plus soutenues avec les pays voisins, en particulier avec son grand voisin brésilien jugé trop conquérant, et avec l'ensemble amazonien représenté par l'OTCA⁹. En outre, de nombreux élus, ainsi que des représentants du secteur privé, craignent que le parc ne bloque le développement de la Guyane, surtout l'exploitation de l'or, source importante de revenus locaux. Ils ont cependant conscience que l'existence du parc peut permettre de mieux structurer et occuper le territoire, de développer des infrastructures, de générer des profits grâce à l'écotourisme (voire l'ethnotourisme pourtant dénoncé) et de contrer l'orpaillage illégal.

Comment les doléances et les inquiétudes des collectivités territoriales et des communautés locales ont-elles été entendues et éventuellement conciliées ? D'après la loi de 2006, l'administration du parc est assurée par un conseil d'administration où la représentation des acteurs locaux est renforcée : les élus locaux et les membres choisis pour leur compétence locale (propriétaires, habitants et exploitants, professionnels et usagers, associations de protection de l'environnement) détiennent au moins la moitié des sièges, l'autre moitié étant répartie entre les représentants de l'État et les personnalités qualifiées en raison de leur compétence nationale (scientifique ou institutionnelle par exemple). La désignation des membres du conseil d'administration et leur nombre sont fixés au cas par cas lors de l'institution du parc. La loi prévoit néanmoins

⁹ C'est d'ailleurs une position partagée par l'État central, qui associe systématiquement le préfet aux initiatives de diplomatie extérieure du président du Conseil régional.

des membres de droit : maires des communes dont le territoire est compris à plus de 10 % dans le cœur du parc (cette disposition existait déjà dans la loi de 1960), présidents des conseils régionaux et généraux, président du conseil scientifique du parc.

Pour le parc de Guyane, la situation est différente, en ce que la parité entre l'État et les collectivités locales n'a pas été adoptée. La loi prévoit que les maires des cinq communes concernées sont membres de droit du conseil d'administration. D'après le décret de création du parc, ce conseil est composé de 44 membres : 10 représentants de l'État, 12 représentants des collectivités locales, 5 représentants des communautés amérindiennes et bushinenge (encadré 2), et 16 personnalités, plus un représentant du personnel. Cette diversité permettra l'expression des convergences et des divergences d'intérêts entre les fonctionnaires d'État, les personnalités nationales et locales, les représentants des collectivités territoriales, et les représentants des communautés amérindiennes et bushinenge. Ainsi, le « local » est majoritaire par rapport à l'État, dans la mesure où l'on intègre dans cette catégorie les collectivités territoriales issues de la décentralisation et les communautés d'habitants. Mais ce local est loin d'être homogène, et les alliances avec l'État et le milieu associatif sont mouvantes. Par exemple, certaines collectivités territoriales peuvent s'opposer à l'État central sans

Encadré 2.

Une participation réduite des communautés locales

Le conseil d'administration compte seulement 5 représentants des autorités coutumières sur 44 membres. Ces représentants sont prévus par l'art. 28 du décret. Ils sont désignés par le « grand man » concerné ou, à défaut (et donc lorsque l'on est en présence de plusieurs ethnies), par l'assemblée des « capitaines » et chefs de famille du territoire, réunie par le maire de la commune concernée. Ils ont été officialisés par l'arrêté (de la ministre de l'Écologie et du développement durable) de nomination du 1^{er} mars 2007 : un représentant de l'autorité coutumière du centre bourg et des hameaux de Papaïchton (Aluku) ; pour Maripasoula, un représentant de l'autorité coutumière du centre bourg (où vivent majoritairement des Aluku) et un représentant de l'autorité coutumière des hameaux du haut Maroni (Wayana et Teko), ce qui veut dire un représentant pour deux ethnies ; pour Camopi, un représentant de l'autorité coutumière des hameaux du moyen Oyapock, des hameaux situés sur les rives de la rivière Camopi et du centre bourg (Wayāpi et Teko) ; et un représentant de l'autorité coutumière des hameaux du haut Oyapock (Wayāpi).

être pour autant sensibles au sort des populations du parc ; et il est probable que les représentants de l'État soient, sur certaines questions, plus favorables aux intérêts des communautés que ne le seront les représentants des collectivités territoriales. Par ailleurs, l'État peut s'attacher la loyauté des maires en leur offrant diverses perspectives de développement (routes, infrastructures), tandis que raisons institutionnelles et préférences personnelles des membres du conseil d'administration ne coïncident pas toujours.

La place réservée aux communautés dans les instances de décision est réelle, mais leur pouvoir effectif est incertain, notamment au sein du conseil. De même, lors de la procédure d'adoption du décret de création du parc, au sein du comité de pilotage et lors de l'enquête publique, les communautés amérindiennes et bushinenge ont été consultées directement et via les représentants des autorités coutumières, sans pour autant que leur avis ne lie l'État français. Par ailleurs, des représentants de ces communautés siègeront bien au comité de vie locale. Aussi bien du point de vue juridique que pratique, ces consultations doivent être menées, mais ces avis restent purement consultatifs.

Malgré ces limites, la prise en compte officielle des autorités amérindiennes et bushinenge est à souligner. Depuis longtemps coexistent en effet les autorités de droit commun (maire de la commune) et les autorités coutumières tolérées par l'administration. Bien que les « capitaines » et les « grands mans » soient nommés, avec gratification, par arrêté, autrefois de la Préfecture, aujourd'hui du Conseil général, leurs prérogatives ne sont pas fixées explicitement. Dans les faits, elles concernent le contrôle des abattis, la fixation des dates de fêtes traditionnelles et surtout une certaine fonction de police, pourtant souvent remise en cause. Ainsi, les litiges sont soumis à l'arbitrage des chefs coutumiers. Quand il s'agit de prendre une décision, le maire de la commune doit en principe consulter le chef coutumier. En ce sens, si la France a toujours refusé d'introduire dans son droit la notion de droit collectif et de reconnaître par là officiellement des groupements humains interposés entre le citoyen et l'État, on s'aperçoit que des droits coutumiers des communautés locales guyanaises sont implicitement reconnus (Collectif, 1999).

La figure de l'autorité coutumière est consolidée par le parc. Cependant, la formalisation du parc et des organes de gestion

pourrait impliquer une perte d'autorité, car les autorités coutumières sont quelque peu noyées dans le conseil d'administration. De plus, il reste à voir comment s'articuleront les compétences et les légitimités des maires (qui peuvent eux-mêmes être amérindiens ou bushinenge) et des représentants des autorités coutumières. Par ailleurs, le décret de création du parc ne prévoit pas de reconnaissance juridique d'un droit coutumier. Aussi, le parc pourrait mettre à mal cette tolérance qui prévalait avant son installation. Or, dans tous les États amazoniens, l'intégration explicite du droit coutumier dans les plans de gestion des aires protégées constitue une pièce maîtresse des politiques de conservation (FILOCHE, 2007 a). Pour illustrer la complexité résultant de la difficulté d'articuler les compétences de tous les acteurs, et les tensions entre métropole et département, entre Créoles élus locaux et communautés locales du parc, on peut mentionner le cas particulier de l'accès aux ressources génétiques, évoqué spécifiquement dans la loi de 2006 pour le parc amazonien de Guyane, les autres parcs nationaux ne traitant pas de cette question.

Si la France a bien ratifié la Convention sur la diversité biologique, elle n'a pas transcrit dans sa législation l'article 15 qui concerne l'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages tirés de leur exploitation. Au Brésil et en Bolivie, les interprétations des articles 15 et 8j de la CDB obligent les États à s'assurer que les activités de bioprospection font l'objet d'un contrat de partage des avantages avec des communautés autochtones et locales qui auront donné leur consentement préalable et informé. Cela dès lors que la bioprospection concerne une ressource génétique incluse dans une ressource biologique dont les communautés, ayant contribué d'une façon ou d'une autre à sa perpétuation, auraient indiqué l'usage potentiel ou la localisation – voire dès que cette ressource se situe sur les terres qu'elles occupent (AUBERTIN *et al.*, 2007).

Aujourd'hui, ces dispositions ne sont pas appliquées en France. Plusieurs cas de biopiraterie mettant en cause les activités d'instituts de recherche publics français ont été dénoncés par les autorités guyanaises, comme exemples de pillage par la métropole du patrimoine guyanais.

La procédure d'accès aux ressources génétiques et aux savoirs associés n'existe pas encore, pour la Guyane comme pour la métropole. Cependant, la loi de 2006 comporte une proposition

pour le moins étonnante de reprise en main par les élus locaux des attributions que la CDB confère aux États : le régime d'accès, d'utilisation des ressources et de partage des avantages ne sera pas défini par une loi de l'État français, ni par un règlement émanant des autorités du parc, mais résultera d'une proposition du congrès des élus départementaux et régionaux guyanais qui sera inscrite dans la charte. En vertu de l'art. L. 331-15-6, c'est le seul président du Conseil régional, sur avis conforme du président du Conseil général, qui délivrera les autorisations d'accès aux ressources génétiques des espèces prélevées dans le parc national, « sans préjudice de l'application des dispositions du code de la propriété intellectuelle ». Si les orientations qui seront inscrites dans la charte doivent expressément respecter les principes de la CDB, « en particulier ceux affirmés dans l'article 8j et l'article 15 », on peut se demander dans quelle mesure ce régime prendra en compte les communautés et permettra l'expression de leur consentement préalable, d'autant plus que ni la loi, ni le décret ne font état des savoirs traditionnels¹⁰.

Conclusion : un dess(e)in ambigu

Le territoire dessiné par le parc rend compte de tous ces tiraillements (fig. 1, cf. hors texte). Contrairement aux travaux du comité de pilotage, qui avait souhaité un cœur unique, le parc se trouve fragmenté en trois cœurs. Cette fragmentation est présentée comme le résultat des procédures tardives de « démocratie participative » lors de l'enquête publique, procédures et résultat controversés par les scientifiques et les ONG. D'un point de vue

¹⁰ Initialement pourtant, grâce à un amendement introduit lors des débats parlementaires, les communautés locales s'étaient vues reconnaître un pouvoir propre de décision et de contrôle de la bioprospection par l'intermédiaire de leurs autorités politiques traditionnelles (KARPE, 2007). Cet amendement n'a pas tenu : il a notamment été argué qu'il valait mieux que les ressources génétiques soient appropriées par l'ensemble de la collectivité guyanaise, et non pas simplement par quelques communautés éparses et peu nombreuses.

écologique, cette fragmentation ne tient pas compte de l'une des rares lois générales de l'écologie qui relie de façon exponentielle le nombre d'espèces à la surface qui les abritent (ROSENWEIG, 2007). Par ailleurs, rien ne permet de prévoir, car cela dépendra de la négociation de la charte, que les zones de libre adhésion seront connectées de façon à permettre l'établissement de corridors entre les trois cœurs¹¹.

D'un point de vue socio-économique, le tracé ignore la volonté, exprimée sans doute trop tardivement, des Wayana de disposer d'une protection contre les méfaits de l'orpaillage par le classement de leurs villages en zone de cœur. Ceux-ci se trouveront donc dans la ZLA, si les communes de Maripasoula et de Papaïchton adhèrent à la charte. Ce découpage est d'autant plus inquiétant qu'il peut être interprété comme une volonté de permettre un accès facilité aux sites d'orpaillage. Si l'orpaillage est bien sûr interdit dans le cœur, il est en droit d'être autorisé dans la ZLA, voire même en amont des rivières traversant les cœurs, en fonction de ce qu'édicterait la charte. Le concept d'orpaillage propre et durable est loin de rassurer (Collectif, 2005). Enfin, le choix de ne pas classer en zone de cœur la plus grande partie des zones frontalières avec le Surinam et le parc national du Brésil (donc avec un espace protégé du côté brésilien) ouvre la possibilité de transactions non contrôlées.

Le parc amazonien de Guyane a permis aux élus guyanais d'affirmer leur pouvoir de contrôle sur un parc national et sur les communautés locales. S'il n'y a pas de doute que ce sont les collectivités territoriales qui contrôleront le processus d'écriture de la charte – étant donné qu'elles sont majoritaires dans les instances décisionnelles et que leur adhésion à ce texte est la condition du bon fonctionnement et de la pérennité du parc –, elles devront cependant respecter le décret et la loi (supérieurs dans la hiérarchie des normes), même si on peut supposer qu'elles ne manqueront pas de profiter des marges de manœuvre offertes par ces textes. Il est trop tôt pour tirer des conclusions, mais on peut cependant regretter que la création du parc n'ait pas été l'occasion de reconnaître un statut légal aux communautés locales

¹¹ Voir dans cet ouvrage les textes de Carrière *et al.* et de Bonnin consacrés aux corridors et réseaux écologiques.

et des droits non équivoques sur leurs terres et leurs ressources. Faire reposer toute la mise en œuvre du fonctionnement du parc sur une charte négociée à venir, dans un contexte où l'on sait que ces populations auront quelquefois du mal à faire entendre leur voix face à l'État, face aux collectivités territoriales, face aux intérêts économiques voire écologiques, est un pari risqué, aussi bien en ce qui concerne les avantages que ces populations devraient retirer de la création du parc que des objectifs de conservation soumis aux impératifs économiques de l'orpaillage.

Références bibliographiques

AUBERTIN C., PINTON F., BOISVERT V., (éd.), 2007 – *Les marchés de la biodiversité*. Paris, IRD Éditions, 272 p.

Collectif, 1999 – Les autochtones de l'outre-mer français. *Droit et Cultures*, numéro spécial 37 (1).

Collectif « Quel orpaillage pour la Guyane ? », 2005 – *État des lieux de l'exploitation de l'or en Guyane*. Document de synthèse, mars 2005, 75 p.

DAVY D., 2006 – *L'artisanat de vannerie dans les communes du sud guyanais : état des lieux ethnoécologique et socio-économique*. Rapport de diagnostic et final de convention entre l'IRD et la mission pour la création du parc de Guyane, 124 p.

FILOCHE G., 2007 a – *Ethnodéveloppement, développement durable et droit en Amazonie*. Bruxelles, Bruylant, 650 p.

FILOCHE G., 2007 b – La réforme des parcs nationaux français. Diversification des acteurs, redéfinition des compétences et des outils de gestion. *Revue Européenne de Droit de l'Environnement*, 3 : 309-320.

FLEURY M., KARPE P., 2006 – Le parc national de Guyane : un arbitrage difficile entre intérêts divergents. *Journal de la Société des Américanistes*, 92 (1-2) : 303-325.

GIRAN J.-P., 2003 – *Les parcs nationaux : une référence pour la France, une chance pour ses territoires*. Paris, La Documentation française, coll. Rapports officiels.

GRENAND P., 1996 – « Des fruits, des animaux et des hommes : stratégies de chasse et de pêche chez les Wayãpi d'Amazonie ». In Hladik C.M. et al. (éd.) : *L'alimentation en forêt tropicale. Interactions bioculturelles et perspectives de développement. Volume II (Bases culturelles des choix alimentaires et stratégies de développement)*, Paris, Unesco : 671-684.

GRENAND F., GRENAND P., 2005 – Trente ans de luttes amérindiennes. *Ethnies*, 18 (31-32) : 132-163.

GRENAND F., BAHUCHET S., GRENAND P., 2006 – Environment and peoples in French Guiana: ambiguities in applying the laws of the French Republic. *International Social Science Journal*, 187 : 49-58.

KARPE P., 2007 – L'illégalité du statut juridique français des savoirs traditionnels. *Revue Juridique de l'Environnement*, 2 : 173-186.

Mission pour la création du parc de la Guyane, 2006 – *Parc amazonien de Guyane. Projet. Livret*. Cayenne, juin 2006, 49 p. + carte.

PINTON F., AUBERTIN C., 2005 – « Populations traditionnelles : enquêtes de frontière ». In Albaladéjo C., Arnauld de Sartre X. (éd.) : *L'Amazonie brésilienne et le développement durable. Expériences et enjeux en milieu rural*, Paris, L'Harmattan : 159-178.

RENOUX F., FLEURY M., REINETTE Y., GRENAND P., GRENAND F., 2003 – L'agriculture itinérante sur brûlis dans les bassins du Maroni et de l'Oyapock : dynamique et adaptation aux contraintes spatiales. *Revue Forestière Française*, 55, numéro spécial : 236-259.

ROSENWEIG M. L., 2007 – La biodiversité en équation. *Les dossiers de La Recherche*, 28, août-octobre : 20-24.

UNTERMAIER J., 2008 – Le parc amazonien de Guyane, huitième parc national français (décret n° 2007-266 du 27 février 2007). *Revue Juridique de l'Environnement*, 2 : 135-155.

Chapitre 7

Territorialités amérindiennes et Terres indigènes en Amazonie brésilienne : continuité ou rupture ?

Bruce ALBERT

Pascale DE ROBERT

Anne-Élisabeth LAQUES

François-Michel LE TOURNEAU

Les aires protégées couvrent, au Brésil, sous dix-neuf statuts différents, près de 30 % de la superficie de la région amazonienne. Espaces de conservation, elles sont considérées à ce titre comme un instrument de blocage foncier à même de contenir l'avancée des fronts économiques et, ainsi, les processus de déforestation (LÉNA, 2005)¹. Les habitants de ces aires protégées, lorsqu'ils sont tolérés, sont donc invités à une existence « entre soi et comme autrefois », selon un stéréotype d'immutabilité sociale souvent projeté spontanément sur les sociétés dites traditionnelles. On peut cependant penser, à l'inverse, que c'est la capacité de ces sociétés à ajuster sans cesse leur « manière d'être » en relation avec l'environnement naturel et avec les autres – à la fois en des

¹ Les recherches qui sont à l'origine de ce texte ont été réalisées dans le cadre de l'UR 169 IRD-Muséum national d'histoire naturelle, de l'Action transdépartementale incitative (ATI) « Aires protégées » de l'IRD et du partenariat de l'UR 169 au Brésil avec l'Instituto Socioambiental de São Paulo (B. Albert) et l'université fédérale de Rio de Janeiro-Laget (P. de Robert, A.-E. Laques).

termes qui font sens localement et dans un contexte actuel de changement accéléré – qui permet aux aires protégées habitées de continuer à tenir un rôle effectif dans la préservation de l'environnement. Le changement social, lorsque ses acteurs en maîtrisent la dynamique, peut ainsi devenir une garantie de la conservation environnementale.

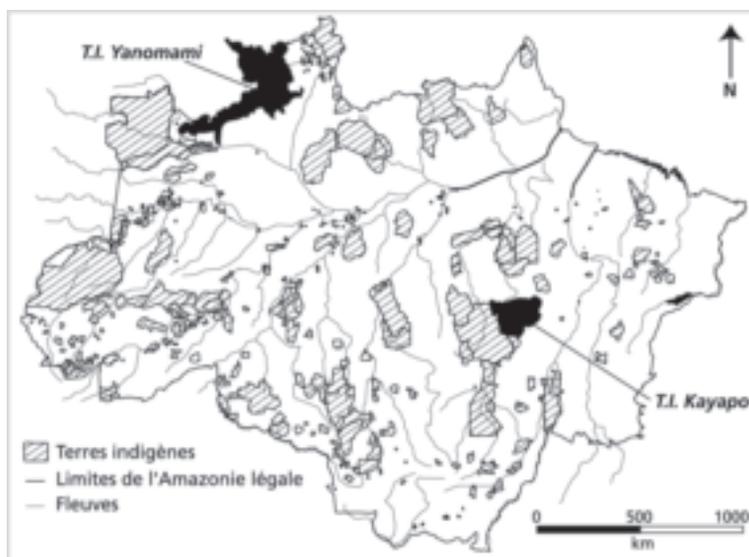
Exemple de ce renversement de perspective, nous présentons ici l'étude de deux sociétés amérindiennes d'Amazonie brésilienne à partir du village d'Apiahikî (dans la Terre indigène Yanomami) et de celui de Moikarakô (dans la Terre indigène Kayapó). L'analyse du processus historique à travers lequel le territoire traditionnellement labile de ces communautés a été circonscrit et légalisé sous forme d'aires protégées spécifiques (comme Terres indigènes) nous permet d'évaluer quelques-uns des effets que cette transformation apporte sur les modalités locales de gestion de l'espace et des ressources de la forêt tropicale. À travers ces exemples, nous nous efforçons de mettre en évidence de quelle manière de telles sociétés sont à même d'inventer des formes innovantes de « développement durable » répondant à la fois à leurs propres valeurs et aux exigences exogènes de conservation des aires protégées que sont devenus leurs territoires.

Territoires amérindiens et conservation en Amazonie brésilienne

Des aires protégées au statut singulier

Les territoires amérindiens légalisés du Brésil, dits « Terres indigènes » (*Terras Indígenas*), jouissent d'un statut complexe, qui combine la protection sociale et culturelle des peuples qu'ils abritent et, indirectement, la préservation de l'environnement que ces peuples utilisent traditionnellement. Le cadre juridique de ces aires protégées est défini dans les articles 20 et 231 de la Constitution fédérale brésilienne de 1988, qui attribuent respectivement leur propriété à l'Union fédérale et leur usufruit exclusif aux populations amérindiennes qui les occupent.

Figure 1.

Les Terres indigènes d'Amazonie brésilienne.

La Constitution brésilienne confère une définition très large aux Terres indigènes, englobant aussi bien les espaces occupés et exploités par les groupes amérindiens à un moment donné que tous ceux qui peuvent être considérés comme nécessaires à leur reproduction physique et culturelle. Cette définition extensive a sous-tendu une croissance très importante du nombre des territoires amérindiens reconnus en Amazonie, ainsi que de leur superficie. On peut ainsi estimer leur surface aujourd'hui à 1 038 000 km², soit 20 % de l'Amazonie dite « légale »² (fig. 1).

Bien que leur statut ne relève pas explicitement de la conservation de l'environnement, les territoires amérindiens ont un poids fondamental dans le système brésilien d'aires protégées. Le dispositif fédéral et régional d'unités de conservation ne couvre, en

² L'« Amazonie légale » comprend les six États de la région Nord du pays (Amapá, Pará, Roraima, Amazonas, Acre et Rondônia) ainsi que le nouvel État du Tocantins, l'ouest du Maranhão et le nord du Mato Grosso. Cette région administrative s'étend sur environ cinq millions de km² (presque 59 % de la superficie du pays).

effet, au Brésil, que 596 116 km² en Amazonie, superficie qui, de plus, se superpose partiellement à celle de nombreuses Terres indigènes ou même avec des aires réservées à des usages incompatibles avec la protection de l'environnement (terres militaires et réserves d'orpillage). La superficie de ces unités de conservation ne représente ainsi finalement que 9 % de l'Amazonie légale, deux fois moins que celle des Terres indigènes.

Par ailleurs, des études récentes ont permis de commencer à quantifier ce qui était déjà largement perçu de manière empirique par les acteurs locaux, à savoir que le cadre juridique protégeant ces territoires et la présence de populations résidentes mobilisées par leur défense constituent un frein considérable au déboisement et aux incendies de forêt (NEPSTAD *et al.*, 2006), et ce pour un investissement bien moindre de la part du gouvernement³. Il apparaît donc que les aires réservées les mieux « protégées » du point de vue de la conservation en Amazonie sont effectivement les territoires occupés par les groupes amérindiens et légalement reconnus comme Terres indigènes. Ces territoires devraient donc bel et bien être considérés comme une forme originale de protection de l'environnement.

Dans ce contexte, tant l'administration officielle – ministère de l'Environnement, Fondation nationale de l'Indien (Funai) – que les acteurs non gouvernementaux ont de plus en plus tendance à reconnaître et valoriser la fonction de conservation des Terres indigènes. Les leaders amérindiens eux-mêmes ont intégré cet argumentaire à leurs discours revendicatifs ; vision qui, pour réductrice qu'elle soit de leur point de vue, leur permet d'accéder à la scène médiatique et politique nationale (ALBERT, 1993 ; 1997 ; TURNER, 1999 ; TURNER et FAJANS-TURNER, 2006).

Des aires protégées en devenir

Malgré ce potentiel considérable en matière de conservation de l'environnement, les Terres indigènes n'en demeurent pas moins

³ Étude conjointe de l'ONG américaine The Nature Conservancy et de la Coordination des organisations indigènes de l'Amazonie brésilienne (COIAB). Voir <http://www.coiab.com.br/jornal.php?id=379>.

soumises à de fortes pressions qui pourraient, à moyen et long terme, remettre en cause leur intégrité. Les menaces environnementales que l'on peut discerner sont essentiellement de deux ordres : externes et internes.

Les menaces externes correspondent soit à des incursions prédatrices, et le plus souvent illégales, destinées à exploiter des ressources disponibles dans les territoires amérindiens (bois précieux, or, diamants, minerais d'étain, etc.), soit à la réalisation d'infrastructures (routes, barrages, lignes électriques), soit, enfin, à l'avancée du front pionnier agricole (soja, élevage).

Les menaces internes relèvent des conséquences induites par les changements démographiques et socio-économiques connus par les groupes amérindiens qui les occupent, en contact de plus en plus étroit avec la frontière économique régionale. La croissance démographique, le regroupement de l'habitat et la sédentarisation croissante, ainsi que les transformations des modes de vie et des activités productives de ces populations peuvent ainsi conduire à un appauvrissement des savoirs sur la nature, à un usage moins diversifié du milieu naturel et à la surexploitation de certaines ressources naturelles locales. Enfin, le risque de collusion des nouvelles élites politiques amérindiennes avec des agents économiques locaux (forestiers, orpailleurs) pour ouvrir l'accès aux ressources des Terres indigènes pourrait encore aggraver l'impact des menaces externes sur ces territoires protégés.

Il est alors fondamental de s'interroger sur les conditions politiques et socio-économiques dans lesquelles les territoires amérindiens pourront, à long terme, continuer à tenir leur rôle d'aires protégées habitées en Amazonie brésilienne. D'autres travaux nous ont conduits à examiner ce problème sous un angle global (ALBERT, 2001 ; 2004 ; LE TOURNEAU, 2006). Nous nous efforçons de reprendre cette question au niveau local, en tentant de rendre compte de quelle manière deux sociétés amérindiennes spécifiques, les Yanomami et les Kayapó, qui jouissent au Brésil et dans le monde d'une notoriété considérable, s'efforcent de réorganiser leur espace territorial et l'usage de ses ressources naturelles en fonction des menaces extérieures, des changements sociaux et des nouvelles opportunités qui leur sont offertes en matière de développement durable.

Yanomami et Kayapó : du territoire amérindien à la Terre indigène

La Terre indigène Yanomami

La présence des Yanomami dans la région montagneuse formant la frontière entre le Brésil et le Venezuela (Serra Parima) a été peu à peu révélée au monde occidental à partir du XIX^e siècle par des explorateurs et des expéditions de délimitation des frontières. Le caractère particulièrement inaccessible de cette région a cependant fait qu'aucune tentative de pénétration par les sociétés brésilienne ou vénézuélienne n'y a été véritablement enregistrée avant les années 1970.

Peu auparavant, dans les années 1950, l'installation de missions catholiques et protestantes avait créé les premiers points de contact permanent des Yanomami avec les Blancs, à la périphérie de leur territoire. Ces contacts demeureront toutefois très limités jusqu'à ce que, du côté brésilien, deux grandes vagues d'expansion ne viennent durement atteindre le territoire et la société yanomami.

La première aura lieu entre 1973 et 1976, avec la construction d'une partie de la route Perimetral Norte, qui devait être une parallèle à la Transamazonienne, en rive gauche de l'Amazone. Lancé sans aucune mesure de précaution pour les communautés Yanomami qu'il allait croiser, le chantier entraîna la décimation ou la disparition pure et simple de plusieurs villages de la périphérie est du territoire yanomami, ainsi que la dispersion, sur une vaste échelle, d'épidémies (en particulier de rougeole et de grippe) qui atteignirent des villages très éloignés. Toutefois, faute de ressources financières, le gouvernement militaire brésilien abandonnera la route, qui ne sera finalement jamais achevée et ouverte au public, préservant de ce fait le territoire yanomami d'une invasion massive.

Celle-ci aura lieu dix ans plus tard. Devant la révélation de la richesse aurifère des alluvions de la plupart des rivières qui irriguent les Terres yanomami depuis la Serra Parima, près de 40 000 chercheurs d'or envahiront le centre de ce territoire entre

1987 et 1990, causant la plus importante ruée vers l'or du ^{xx}^e siècle. Là encore, les conséquences seront catastrophiques pour les Amérindiens, de très nombreux villages se trouvant décimés du fait de la propagation du paludisme (importé par les chercheurs d'or et disséminé à partir des placers) et/ou de la complète désorganisation du système traditionnel d'usage des ressources naturelles en raison de l'interférence des orpailleurs. On estime que près de 15 % de la population yanomami a pu disparaître durant les trois ans qu'a duré le pic de cette ruée vers l'or.

Cette tragédie, dénoncée avec force par les ONG et la presse, nationales et internationales, a entraîné en retour, après l'intervention du Ministère public brésilien, le déblocage du dossier de création d'un territoire protégé pour les Yanomami. En 1992 sont donc officiellement fixées les limites d'un vaste territoire (environ 96 500 km²) dévolu aux ethnies Yanomami et Yekuana : la Terre indigène Yanomami (TIY) (fig. 2 « La Terre indigène Yanomami », cf. hors-texte).

Même si cette décision n'a pas réglé tous les problèmes, elle a instauré un cadre juridique à partir duquel les organismes d'État ont pu être mobilisés, avec plus ou moins d'efficacité, pour résoudre des invasions limitées mais récurrentes d'orpailleurs et contenir la propagation du paludisme. Malgré sa précarité, l'assistance ainsi apportée a permis de redresser la situation de la plupart des communautés Yanomami, qui représentent aujourd'hui 249 groupes locaux, pour une population totale d'environ 15 500 personnes, en franche expansion démographique.

Au-delà de leur lutte continue contre les invasions territoriales et l'amélioration de l'assistance sanitaire, la gestion de leur territoire et de ses ressources commence aujourd'hui à préoccuper les Yanomami, qui ont récemment créé au Brésil une association représentative de la plus grande partie de leurs communautés, la Hutukara (2004). En partenariat avec l'ONG Comissão Pró-Yanomami (CCPY), dont le rôle a été déterminant dans le long processus de la reconnaissance officielle de la Terre indigène, cette association cherche aujourd'hui à définir sa propre orientation en matière de développement social durable et à la mettre en œuvre grâce au financement (national et international) de « projets » éducatifs (réseau d'écoles en langue yanomami), sociaux (formation de cadres associatifs, réseau de radiophonie locale,

divulgaration culturelle) et environnementaux (reforestation, alternatives économiques).

Toutefois, face à ces initiatives, un certain nombre de menaces externes sérieuses pèsent encore sur l'intégrité de ce territoire amérindien. Ce sont d'abord les invasions persistantes d'orpailleurs autour de la Serra Parima, dont les campements et placers constituent, entre autres maux, des foyers de propagation de maladies infectieuses et parasitaires (ALBERT et LE TOURNEAU, 2005). Ces problèmes sanitaires remettent régulièrement en danger des communautés entières et les obligent à des périodes plus ou moins longues de sédentarisation proche des postes de santé tout en paralysant leurs activités productives, notamment le cycle des travaux agricoles.

Par ailleurs, les projets de colonisation agricole et d'élevage implantés depuis 1978 dans l'ouest de l'État de Roraima par des instituts fonciers fédéraux puis locaux – ainsi que les occupations illégales qui les accompagnent et prolongent considérablement leur extension – ont ouvert un front pionnier à la frontière est du territoire yanomami. Ce front pionnier, bien que peu dynamique, atteint les limites de la Terre indigène (LE TOURNEAU, 2003 ; ALBERT et LE TOURNEAU, 2004) et, dans certains cas, colons et éleveurs ont commencé à les franchir, comme dans la région sud-est du fleuve Ajarani. En plus de l'usage prédateur des ressources du territoire amérindien limitrophe (chasse, pêche, extraction de bois), ces agriculteurs et éleveurs, qui pratiquent des brûlis systématiques dans une région aux saisons sèches de plus en plus accentuées, provoquent, de façon récurrente, de vastes incendies de forêt (années 1998, 2003, 2007) qui affectent de manière directe et durable la biodiversité de cette zone limitrophe (BARBOSA, 2003).

Enfin, 54 % de la superficie de la Terre indigène Yanomami sont couverts par 640 demandes de permis de prospection ou d'exploitation industrielle enregistrés au Département national de production minière brésilien par un ensemble d'entreprises publiques et privées, nationales et multinationales (RICARDO et ROLLA, 2005). Ces demandes et les projets législatifs destinés à réglementer les activités minières dans les territoires amérindiens constituent, à moyen et long terme, un défi considérable pour la préservation du milieu naturel de la Terre indigène Yanomami.

La Terre indigène Kayapó

Les premières informations sur les Kayapó, qui s'auto-dénomment *Mebêngôkre*, datent du XIX^e siècle. Ils formaient alors trois grands groupes mutuellement hostiles, vivant à la charnière entre savanes de plateaux et forêts de plaines, entre les fleuves Araguaia, Tocantins et Xingú, au sud de leur localisation actuelle. Refusant tout contact pacifique, même avec les autres ethnies de la région, ils ont progressivement migré vers le nord et l'ouest dans des zones de forêt de terre ferme moins accessibles, à la suite de conflits les opposant d'abord à des trafiquants d'esclaves puis, plus tard, à des collecteurs de caoutchouc et de noix du Brésil.

Les premiers à s'être engagés dans des relations moins conflictuelles avec les Blancs ont été très rapidement décimés par les épidémies. La plupart des Kayapó d'aujourd'hui sont donc les descendants des groupes qui n'ont accepté le « contact » avec la société régionale qu'à partir des années 1950, après une longue période de résistance. Ces premiers contacts, acceptés et vécus de manière variable selon les villages, ont été promus, dans la plupart des cas, par les autorités régionales, à la suite des plaintes répétées d'une population locale toujours plus nombreuse à vouloir exploiter sans entraves les terres et les ressources de la région (peaux de félins, noix du Brésil, or). Il est admis que les dynamiques de conflits internes, scissions, mouvements migratoires et guerres (accentuées par l'acquisition récente d'armes à feu) ont été particulièrement intenses pour l'ensemble des Kayapó pendant la première moitié du XX^e siècle (TURNER, 1998).

À partir des années 1960, la pacification des relations internes, l'accès progressif aux soins médicaux et l'amorce d'une reprise démographique n'ont pas écarté les menaces que faisait peser l'avancée de la société régionale sur les Terres kayapó, dont certaines régions sont, par ailleurs, devenues plus facilement accessibles. Dans les années 1970, l'ouverture de la route Brasília-Belém puis, dans la décennie suivante, celle de Xinguará à São Felix do Xingú – respectivement situées sur les marges est et nord du territoire kayapó – ont brutalement intensifié les contacts avec la société régionale, induit une fragmentation du territoire traditionnel et, dans certaines régions, favorisé l'entrée massive d'orpailleurs clandestins.

Dans les années 1980 et 1990, les luttes des Kayapó pour la défense de leurs terres (expulsions de chercheurs d'or, mobilisation contre les projets de barrages sur le fleuve Xingú, etc.), menées par de grands leaders avec le soutien de nombreuses ONG indigénistes et écologistes, ainsi que de personnalités du *show business*, ont permis de mobiliser une attention médiatique nationale et internationale considérable sur leur situation et d'accélérer le processus de reconnaissance légale de leurs territoires sous forme de Terres indigènes (TURNER, 1999). Cette période est aussi celle, pour certains villages kayapó, des premières expériences de partenariat sur des projets socio-environnementaux avec l'appui d'ONG ou d'entreprises privées. La population kayapó actuelle peut être estimée à environ 7 400 personnes. Elle se répartit en une vingtaine de villages jouissant d'une relative autonomie politique et dispersés dans un ensemble de sept Terres indigènes contiguës ou non, dotées de caractéristiques écologiques différentes, et pour la plupart déjà homologuées⁴. Ce territoire, situé sur les deux rives du fleuve Xingú, affluent sud de l'Amazone, représente un total de 130 000 km² (fig. 3 « La Terre indigène Kayapó dans son contexte régional », cf. hors-texte). Pour autant, la reconnaissance légale des droits territoriaux des Kayapó n'a pas épuisé les menaces qui pèsent sur leurs terres.

Pendant les années 1990, la participation des Kayapó à l'exploitation illégale du bois d'acajou (*Swietenia macrophylla*) a suscité de nombreuses polémiques, autant parmi les sympathisants de la cause amérindienne et les défenseurs de l'Amazonie – auprès desquels cette ethnie avait acquis une réputation « écologiste » – qu'au sein même de la société *mebêngôkre*. Sur le plan interne en effet, les modalités des relations à adopter avec les Blancs n'ont jamais fait l'unanimité ; ces divergences causèrent divers épisodes de révolte des « gens du commun » opposés aux initiatives de certains leaders qui traitaient avec les exploitants de bois (FISHER, 2000), des scissions ou des manœuvres de mise en marge des villages trop engagés dans ce commerce illégal. En même temps, le bois qui n'était pas vendu était simplement volé

⁴ L'« homologation » est le dernier stade du processus de reconnaissance légale d'un territoire amérindien au Brésil.

par les exploitants forestiers alors que les bénéfices de sa vente ont parfois servi à financer des opérations de surveillance de la Terre indigène et de communication politique avec l'extérieur. Militer d'un côté avec les écologistes et négocier de l'autre avec les exploitants n'est pas nécessairement pensé comme un paradoxe. Depuis quelques années, les transactions avec les forestiers ont été interrompues, autant en raison de nouvelles alliances unissant la plupart des villages kayapó à deux grandes ONG (Instituto Raoni et Conservation International) (SCHWARTZMAN et ZIMMERMAN, 2005) qu'en fonction de l'épuisement progressif de la ressource.

Les années 2000 se caractérisent par un abandon des liens avec les activités prédatrices des forestiers et des orpailleurs, et par une multiplication des associations amérindiennes, fondées dans chaque village ou presque, avec l'objectif d'obtenir des financements publics et privés pour la mise en place de projets économiques, sociaux et culturels. Ces projets de développement durable ont pu favoriser des processus de différenciation mais tiennent aujourd'hui un rôle central dans la politique interne des *Mebêngôkre*. Associés aux revenus de quelques pensions de retraites⁵ et salaires (instituteurs, infirmiers, employés de la Funai), ils permettent d'obtenir, comme chez les Yanomami, mais à une échelle plus importante, l'essentiel des biens de consommation nécessaires aux Kayapó. Ils renforcent les liens de cette ethnie avec les ONG qui opèrent dans la région et, depuis une période très récente, ont tendance à induire une dynamique de concertation entre les différents villages au sein d'actions communes (ZIMMERMAN *et al.*, 2006). Ces projets sont élaborés autour de trois thématiques : santé et éducation, alternatives économiques durables et surveillance des frontières territoriales.

Les menaces actuelles sont donc liées au front pionnier agricole, avec les feux annuels qui menacent les marges est et nord, et avec l'installation de pâturages clandestins dans la forêt. Elles risquent d'autant plus de compromettre les lieux de vie et de bouleverser les usages traditionnels du milieu que les pressions de la frontière

⁵ Les Amérindiens peuvent avoir accès, comme d'autres agriculteurs brésiliens, à un système de « retraite rurale » (*aposentadoria rural*).

économique régionale s'intensifient avec l'ouverture ou la réhabilitation d'axes routiers comme la BR163⁶.

L'espace de la forêt à Apiahiki (Yanomami) et Moikarakô (Kayapó)

Après ce rappel du contexte de création des deux Terres indigènes objets de notre étude et la description de leur insertion régionale, nous présentons ici une esquisse des modèles d'usage des ressources naturelles qui caractérisent ces deux « aires protégées habitées ». C'est en effet à partir de tels systèmes locaux et de leurs capacités d'adaptation à des situations nouvelles qu'il sera ou non possible de garantir, à moyen et long terme, la préservation de l'environnement naturel des Terres indigènes.

La complexe dynamique migratoire des villages yanomami et kayapó à la recherche d'une distance satisfaisante avec la frontière économique régionale a été pour ces groupes l'une des clés de leur adaptation aux changements historiques auxquels ils se sont vus confrontés depuis plus d'un demi-siècle. Dans cette perspective, on peut aujourd'hui considérer que le réaménagement interne de leurs modèles d'usage de l'espace joue, après l'homologation de leurs terres au titre d'aires protégées, le même rôle sur le plan environnemental.

Parcours, lieux et ressources : usages traditionnels de l'espace forestier

Fruits de l'adaptation de systèmes traditionnels à la conjoncture actuelle, les configurations que nous avons étudiées dans les deux

⁶ Les habitants de la Terre indigène Bau, territoire kayapó situé le plus à l'ouest, ont déjà eu à subir les conséquences de cette pression territoriale qui va en s'intensifiant lorsque, en 2003, après une dizaine d'années de conflits avec les exploitants de bois, orpailleurs, éleveurs et politiciens de la région, ainsi qu'une longue action en justice, leur territoire a été réduit par l'État brésilien de près de 300 000 ha (INGLEZ DE SOUZA, 2006).

villages d'Apiahikî et Moikarakô se ressemblent sur de nombreux points. Nous décrivons ici un certain nombre de leurs caractéristiques. Ce faisant, il s'agira d'apprécier dans quelle mesure espace et mobilité peuvent constituer des variables fondamentales de la durabilité de tels systèmes amérindiens d'exploitation des ressources naturelles de la forêt tropicale.

La forêt et les jardins fournissent aux deux villages l'essentiel des ressources consommées par leurs habitants. De la forêt sont tirées des ressources alimentaires (par la cueillette, la pêche et la chasse), des matériaux pour la construction des maisons et la confection de divers ustensiles (arcs, paniers, outils, embarcations) et objets rituels (ornements, massues), ainsi qu'un certain nombre de plantes médicinales et autres végétaux dotés de principes actifs (psychotropes, stimulants, poisons de pêche). Des jardins viennent des plantes alimentaires (manioc, banane, patate douce, igname, canne à sucre, maïs, papaye...), mais également du tabac, des cannes à flèches, du coton (hamacs et ornements à Apiahikî) et des fibres (corderie), ainsi qu'un ensemble de plantes utilisées comme remèdes ou à des fins propitiatoires ou de sorcellerie⁷. Comme on le comprend, jardins et forêt constituent un ensemble qui se situe au cœur de la vie économique et sociale des deux villages.

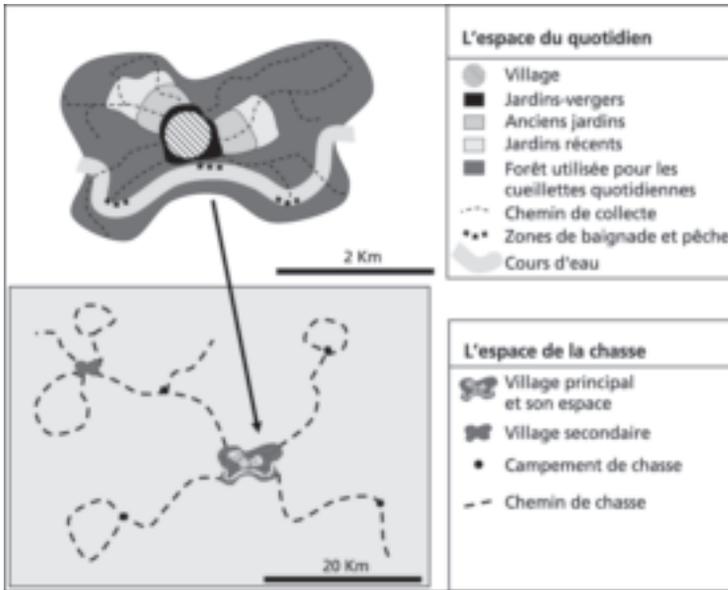
Les jardins sont en général situés à proximité du village, mais la disponibilité de sols de bonne qualité peut inciter parfois à l'ouverture de cultures plus lointaines (jusqu'à deux kilomètres à Moikarakô). Un ensemble de chemins relie tous les jardins au village. Ce réseau parcourt souvent aussi d'anciens sites agricoles laissés en jachère, qui continuent d'être utilisés pour des végétaux encore productifs et pourront plus tard être replantés. Il se prolonge par des sentiers qui maillent la forêt autour des deux villages et permettent l'accès à des ressources localisées (concentration d'arbres fruitiers) ou non (chasse au gros gibier, collecte de petits animaux, pêche à la nivrée) (fig. 4).

Dans le cas des villages yanomami comme celui d'Apiahikî, ce réseau de chemins forestiers part du village pour traverser les jardins et relier un ensemble complexe de sites de chasse, pêche et

⁷ Sur l'usage des ressources végétales chez les Yanomami et les Kayapô, voir, respectivement, ALBERT *et al.* (sous presse) et POSEY (2002).

Figure 4.

Présentation schématique des usages quotidiens et occasionnels de l'espace forestier.



collecte. Il aboutit, dans son extension maximale, à des campements destinés aux expéditions collectives de chasse et de collecte de longue durée (ALBERT et LE TOURNEAU, 2007). Dans le cas de Moikarakô, le réseau actuel des chemins régulièrement parcourus par les jeunes générations devenues sédentaires apparaît beaucoup plus restreint que chez les Yanomami. Toutefois, les sites occupés et les chemins parcourus dans les dernières décennies par les actuels habitants du village montrent au contraire une large extension spatiale au sein de la Terre indigène Kayapó (TIK) et sont susceptibles d'être réactivés à tout moment par les Kayapó, comme cela est actuellement le cas dans le cadre d'un projet de surveillance des frontières et de commercialisation de la noix du Pará.

Le rôle des cours d'eau est inégal entre les deux villages. Les Kayapó de Moikarakô font aujourd'hui un usage intensif de la rivière qui longe le village, pêchant en amont ou en aval sur près de six kilomètres avec leurs pirogues traditionnelles (et plus loin lorsque l'essence est disponible pour les moteurs des canots en

aluminium). Ce n'était pas le cas dans leur premier village situé au bord d'un cours d'eau mineur : les femmes et les enfants y étaient plus assidus à la pêche, les hommes plus souvent à la chasse. La rivière constitue, par ailleurs, une artère de communication importante avec les villages situés à plusieurs jours en amont ou en aval. Les chemins de terre étant peu fréquentés pour réaliser des visites à d'autres communautés, on préfère l'avion ou le bateau.

À Apiahikî, la présence d'un cours d'eau plus important a certes modifié l'attitude des Yanomami, issus des hautes terres de l'interfluve Orénoque-Amazone et, de ce fait, traditionnellement peu versés dans les techniques de navigation. Pour autant, si la pêche (à la ligne, masculine) joue aujourd'hui un certain rôle dans l'approvisionnement du village, elle ne possède pas le prestige de la chasse, et les déplacements en pirogue monoxyle (ou canot d'aluminium des services de santé) demeurent limités. Les voyages entre les communautés et l'essentiel des activités économiques sont menés dans le cadre du réseau des sentiers qui parcourent la région.

Tant à Moikarakô qu'à Apiahikî, réseau de chemins forestiers et réseau hydrographique permettent donc de drainer sur un vaste territoire autour du village les ressources nécessaires à la vie des populations locales ; cela tout en maintenant une pression faible sur les ressources naturelles disponibles et en préservant les dynamiques écologiques de la zone exploitée. Un tel maillage exclut en effet de tout parcours humain de vastes espaces qui peuvent faire office de zones de refuges et de reproduction pour le gibier. Par ailleurs, l'usage que les deux communautés font de leur espace n'est pas intensif. Aucune ne cherche à marquer et exploiter de manière exhaustive les ressources disponibles ou à circonscrire le territoire et à se l'approprier de façon systématique. Les ressources repérées et prélevées correspondent à ce qui est nécessaire à un moment donné pour l'approvisionnement de la communauté, sans que l'on cherche à générer des excédents à des fins de stockage ou de commercialisation.

Dans ce système, il est fondamental de comprendre que la forêt ne constitue pas une entité valorisée en soi, que l'on opposerait à l'espace du village ou à celui des jardins. Il s'agit au contraire d'une totalité dans laquelle s'intègre (discrètement) le mode de vie des humains (et non-humains) qui en dépend. Ainsi, en estompant la cassure entre domestique et sauvage, ou entre naturel et culturel,

les deux sociétés ne laissent aucune place à une pensée axée sur la préservation de l'environnement. Ce dernier est vécu comme une composante interne et une condition première de l'existence humaine. Sa destruction est tout simplement impensable, à moins d'un bouleversement cosmologique et d'une disparition de l'humanité. Cette absence de distinction ontologique locale entre nature et société n'exclut évidemment pas, sur le plan interethnique, l'élaboration et l'usage d'un discours politique de compromis qui prenne en compte les conceptions écologistes de leurs interlocuteurs sur le marché des projets de développement durable ; cela en dépit de leur profonde incompatibilité culturelle⁸.

Terres indigènes et réaménagements des systèmes spatiaux traditionnels

L'intensification du contact avec les Blancs et la circonscription des territoires a induit un certain nombre de nouvelles contraintes sur ce modèle traditionnel d'usage de l'espace dans les deux villages, mettant au défi ses capacités d'adaptation. La pratique à la fois réticulaire et temporaire du territoire s'est révélée particulièrement souple dans la mesure où, conservant toujours de l'espace en réserve, elle permet des stratégies d'usages alternatifs lorsque le besoin s'en fait sentir. Ce système à géométrie variable s'ajuste au contexte écologique, social et politique. Ainsi, selon les époques, le dosage relatif des conditions de sédentarité et de mobilité facilite-t-il le redéploiement des réseaux de chemins dans les espaces disponibles en fonction des besoins.

Dans le cas d'Apiahikî, on constate par exemple que le groupe se voit confronté à deux types de contraintes, externes et internes. Il est limité dans ses déplacements par la présence au sud du poste de santé de la Fondation nationale de santé (Funasa), dont il est dépendant en matière de soins et d'accès à un certain nombre de marchandises indispensables (outils métalliques, marmites, vêtements, sel...). Il se trouve par ailleurs également circonscrit par plusieurs groupes voisins établis dans la région et leurs propres

⁸ Voir ALBERT (1993) sur la traduction écologiste des conceptions chamaniques yanomami face à la dévastation de la forêt par les orpailleurs à la fin des années 1980 et ALBERT (1997 : 193-198) sur l'éco-ethnicité rituelle kayapó.

réseaux de chemins et camps de chasse. Dans ce contexte, *Apiahikî*, devant faire face à la raréfaction de ses ressources, a choisi à la fois de redéployer ses réseaux de chemins dans un long « couloir » orienté vers le nord (faisant ainsi retour sur une trajectoire migratoire ancienne) et d'établir à son extrémité une seconde maison temporaire (*Sinatha 2*). Cette maison satellite, associée à des jardins, habitée plusieurs mois par an, constitue une « résidence secondaire » également utilisée comme base d'expéditions collective de chasse et de collecte dans une zone riche en gibier et en arbres fruitiers. Un tel dispositif résidentiel bicentré constitue une variante par dédoublement du modèle spatial yanomami traditionnel (une habitation collective, maison principale, et un ou plusieurs campements forestiers satellites) ; variante qui permet d'optimiser de façon durable l'usage des ressources dans une zone circonscrite en jouant sur la spatialité et la temporalité des activités productives. La logique labile qui sous-tend la territorialité yanomami permet ainsi une gestion fine et pérenne des réserves d'espace forestier de la région sans avoir besoin de recourir au cadre conceptuel et institutionnel de nos unités de conservation, à la fois socialement contraignant et culturellement exogène (fig. 5 : « *Apiahikî* et son réseau de chemins forestiers », cf. hors-texte).

Le village de *Moikarakô*, quant à lui, n'est établi sur son site actuel que depuis cinq ans ; son territoire se trouve au cœur de la Terre indigène, loin des limites de l'aire protégée et, de ce fait, peu exposé aux pressions extérieures. Les habitants ne perçoivent pas encore de manière préoccupante les effets de la sédentarité sur la disponibilité des ressources autour du village. De plus, l'ouverture récente de nouveaux jardins sur la berge opposée et la réalisation de chasses collectives rituelles sur le territoire du village voisin montrent que les frontières internes séparant les territoires de ces communautés restent flexibles et négociables, ce qui n'a pas toujours été le cas au temps de l'acajou. Enfin, le site originel de *Moikarakô* continue d'être utilisé comme un village secondaire. Cette nouvelle configuration d'usage de l'espace constitue, toutefois, une sorte de transposition du modèle *kayapó* traditionnel de circulation entre un grand village principal, des villages satellites plus petits et des campements en forêt (VERSWIJVER, 1992) ; ce modèle est aujourd'hui tombé en désuétude. Dans la

même perspective, il faut encore prendre en considération les quelques « maisons d'accueil » (association, missions, hôpital, etc.) qui abritent temporairement les habitants de Moikarakô dans les centres urbains limitrophes puisque la ville, à l'instar de la forêt, est devenue un lieu d'approvisionnement. Passant outre les limitations imposées par la création de l'aire protégée, les Kayapó tendent à maintenir la territorialité extensive qui leur est chère (DE ROBERT, 2004).

Terres indigènes et acteurs de développement

Outre les Amérindiens eux-mêmes, un certain nombre d'acteurs exercent une influence dans la gestion durable du milieu naturel des Terres indigènes et sur la conservation de leurs ressources. Ces acteurs, dont les interventions (projets) s'articulent généralement à l'économie des communautés locales, sont de trois types : les administrations gouvernementales, les ONG (nationales ou étrangères) et les « associations indigènes » (*associações indígenas*). Ils peuvent agir dans ces aires protégées en collaboration, de manière indépendante ou concurrente. Le poids relatif de chacun tend à fluctuer en fonction des périodes. On constate cependant une tendance marquée à l'expansion du secteur non gouvernemental et un certain retrait de l'action, au moins directe, du secteur public. Par ailleurs, au sein des ONG, les associations amérindiennes, qui se multiplient depuis les années 1990, ont une influence croissante (ALBERT, 2001).

Les organismes gouvernementaux

La garantie de l'intégrité des Terres indigènes est placée sous la responsabilité de la Funai, qui dépend du ministère de la Justice⁹.

⁹ La Funai, depuis le « statut de l'Indien » de 1973, exerce une tutelle sur les Amérindiens du Brésil. Cette attribution devrait se voir révoquée lorsque sera voté un nouveau texte juridique en chantier, le « statut des sociétés indigènes ».

Le contrôle territorial exercé par la Funai via son réseau de « postes indigènes » reste cependant assez théorique, car cet organisme n'a en aucune manière les moyens budgétaires d'assurer un dispositif de vigilance efficace susceptible de garantir les frontières des 592 Terres indigènes du pays.

Malgré ses limitations institutionnelles évidentes, la Funai demeure souvent localement un acteur important, parfois seul référent de l'État, à la fois face aux intérêts privés de l'économie régionale (qu'elle a le plus grand mal à contenir, quand elle ne se fait pas leur complice), aux abus missionnaires et aux initiatives des ONG (dont elle contrôle les activités, parfois plus par corporatisme que par souci des intérêts amérindiens). Par ailleurs, c'est souvent à partir des premières initiatives de reconnaissance territoriale de la Funai, contestées et/ou réappropriées par les mobilisations politiques amérindiennes et les ONG indigénistes, que la légalisation de nombre de Terres indigènes a pu aboutir depuis les années 1970. Enfin, beaucoup de groupes amérindiens – comme les Kayapó et, dans une moindre mesure, les Yanomami – ont réussi à imposer certains des leurs comme chefs de poste de la Funai, s'appropriant ainsi cette fonction issue de la tutelle étatique à la fois pour élargir leur autonomie et en faire un nouvel enjeu de leur champ politique.

Sur le plan de la gestion des ressources, les initiatives historiques de la Funai se sont souvent révélées désastreuses, qu'elles aient été basées sur l'implantation d'un modèle de colonies agricoles (centrées autour du « poste indigène ») complètement inadapté aux communautés amérindiennes (culture du riz, des haricots rouges, élevage) ou sur des projets extractivistes basés sur le modèle régional d'exploitation paternaliste traditionnel. Quelques vestiges de ces initiatives sont encore en vigueur dans certaines régions du territoire yanomami (agriculture et élevage sur le cours inférieur du fleuve Mucajaí, collecte des fibres de palmier *Leopoldina piassaba* dans la région du fleuve Negro). Toutefois, le réseau de « postes indigènes » de la Funai a régressé à tel point dans la TIY depuis les années 1980 que son impact y est aujourd'hui extrêmement réduit.

Les Kayapó de la TIK, au contraire, se sont trouvés impliqués dans de nombreux « projets de développement communautaires » organisés par l'administration locale de la Funai installée en ville

(Redenção) et qui a longtemps été un interlocuteur unique du « contexte relationnel kayapó » (INGLEZ DE SOUZA, 2006). Pour l'essentiel, ces projets ont soutenu des expéditions collectives de collecte de noix du Pará, commercialisées sur le marché régional, la Funai prenant par exemple en charge le combustible pour le transport par voie fluviale. Ils ont également suscité l'ouverture de « jardins communautaires », surtout destinés à l'autoconsommation, pour lesquels la Funai fournissait semences (riz, haricots) et outils. On peut considérer que cette dernière initiative a eu un impact durable sur l'agriculture kayapó : le riz a acquis aujourd'hui une place qui lui est propre dans l'organisation des espaces cultivés et dans la nomenclature botanique kayapó, en même temps qu'il s'est imposé comme un aliment de choix (raison pour laquelle il est souvent acheté en ville). Toutefois, à Moikarakô, le riz ne supplante en rien les cultures locales et ne suscite aucune ambition d'intensification agricole ou de commercialisation. Sa culture reste cantonnée au cadre et à la périodicité des « projets riz » financés par la Funai, quand toutefois ils sont menés à terme. Au contraire, machettes et brouettes obtenues grâce au financement du projet sont utilisées, par exemple, pour la culture des patates douces et le transport de pierres pour les fours traditionnels. Ainsi, les « projets de développement communautaire » de la Funai sont-ils, en général, détournés dans le cadre de stratégies d'acquisition de biens manufacturés et réinscrits dans les jeux de la politique locale. Leur impact est cependant de moins en moins significatif, dans la mesure où les moyens de cette administration vont en diminuant.

Les ONG et les associations indigènes

Les ONG directement actives dans les deux territoires amérindiens peuvent être distinguées selon deux catégories : nationales ou internationales. La TIY offre un exemple de structure nationale, quoique son action environnementale soit encore modeste, avec la CCPY. Fondée en 1978, cette ONG brésilienne est dotée d'une forte légitimité historique de par son engagement dans la lutte pour la délimitation de la TIY, le soutien à l'organisation politique des Yanomami et l'implantation de nombreux projets de terrain, notamment dans les domaines sanitaire et éducatif depuis

trois décennies. Sur le plan environnemental, les initiatives de la CCPY sont plus récentes (années 1990) et, délibérément, de moindre intensité.

Cette organisation a ainsi eu pour stratégie de limiter ses interventions à quelques régions du territoire yanomami susceptibles de dégradation environnementale en fonction de la sédentarité croissante et de l'essor démographique de certaines communautés ou de régions déjà dégradées par des interventions extérieures. Dans ce contexte, la communauté d'Apiahikî est impliquée à la fois dans un projet de plantation d'arbres fruitiers (natifs et importés) et un projet d'apiculture, tous deux destinés à renforcer la disponibilité des ressources alimentaires de la communauté dans sa résidence principale. Ces petits projets sont plus conçus dans une perspective de complémentarité entre le village principal et son satellite (Sinatha 2) que dans celle d'une intervention destinée à piloter l'économie locale en matière de développement durable. Ils sont essentiellement financés par des fonds émanant du ministère brésilien de l'Environnement à travers son programme de Projets démonstratifs¹⁰ et, à partir de 2000, de son sous-programme de Projets démonstratifs des peuples indigènes.

Dans la TIK, c'est une ONG internationale, Conservation International (CI), qui est présente depuis 1992 et a financé d'abord un projet de recherche (Projet Pinkaiti) restreint au seul village de A'Ukre (SCHWARTZMAN et ZIMMERMAN, 2005). Il s'agissait alors de créer une sorte de sanctuaire au sein de la Terre indigène, soit un espace de 8 000 hectares situé à une quinzaine de kilomètres du village kayapó, exclusivement réservé à la conservation et à la recherche scientifique (biologie), en échange du paiement de taxes et de salaires aux Indiens.

L'objectif affiché, voire exclusif, de CI reste la protection de l'environnement. Cependant, cette organisation semble faire preuve, dans ses actions avec les Kayapó, d'une évolution vers un investissement plus soutenu en faveur du développement durable, avec une prise en compte des priorités imposées par la société *mebên-*

¹⁰ Ce programme a été créé en 1995 avec l'appui financier de la coopération internationale des pays du PPG7 (Programme pilote pour la protection des forêts tropicales) et, notamment, de la coopération allemande.

gôkre elle-même. Au terme de longues négociations et d'un élargissement de ses thèmes et lieux d'intervention depuis l'an 2000, CI finance aujourd'hui des projets des deux plus importantes associations kayapó : l'Association Floresta Protegida, créée avec l'appui de CI, qui réunit maintenant la plupart des villages de la TIK, et l'Instituto Raoni, dans laquelle se retrouvent les villages kayapó du Mato Grosso.

Ces deux associations travaillent depuis peu au sein d'un projet commun, le « Projet Kayapó », dont les principaux objectifs sont la surveillance du territoire (en collaboration avec la Funai), la mise en place de projets économiques alternatifs et, à plus long terme, l'éducation et la santé. Il nous semble que si ces initiatives ont des chances de donner des résultats du point de vue de la conservation, c'est paradoxalement parce qu'elles sont d'ores et déjà appropriées par les Kayapó avec des motivations éloignées d'un quelconque « sauvetage de l'environnement ». En effet, les réunions destinées à l'ensemble des leaders *mebêngôkre* pour soutenir leurs actions politiques dans le cadre du projet, les formations collectives et la réactivation des expéditions traditionnelles loin des villages, prévues pour la surveillance territoriale ou les alternatives économiques, semblent bien favoriser dans un premier temps un mouvement de revitalisation politique et de réappropriation territoriale. En somme, l'une des grandes réussites du « projet Kayapó » serait de servir habilement les jeux de la politique interne, de façon à réunir autour d'un même objectif – notamment grâce au travail de leaders particulièrement charismatiques – les représentants de l'ensemble des villages kayapó dispersés dans les différentes Terres indigènes, habitués à une grande autonomie politique et engagés depuis quelques années dans de nombreuses associations aux intérêts souvent concurrents.

En effet, la plupart des autres associations kayapó ont été fondées à partir de l'année 2000 dans le cadre de la réforme de décentralisation des services de santé destinés aux Amérindiens par la Funasa. Elles ne développent donc pas de projets liés directement à la protection de l'environnement. Toutefois, si leurs initiatives en matière sanitaire (construction de postes de santé, de puits et de systèmes d'adduction d'eau ; opérations de désinsectisation) semblent devoir induire une plus grande sédentarité dans la TIK,

elles constituent inversement pour les Kayapó à la fois un vecteur d'élargissement de leur espace social en direction des centres urbains et un moyen de résolution de leurs conflits internes. Les différends politiques entre communautés, voire au sein même des villages, donnent lieu à un mouvement de création de nouvelles associations qui remplace, en quelque sorte, les scissions et migrations d'autrefois (DE ROBERT, sous presse). Cette dynamique ouvre ainsi de nouveaux espaces à l'extérieur de la TIK : alors qu'il n'y avait qu'une association en 1998 à Redenção, elles sont plus d'une dizaine aujourd'hui qui siègent entre les villes de Redenção, Ourilandia, Tucumã, Colider, Marabá et São Felix do Xingú (INGLEZ DE SOUZA, 2006).

Les Yanomami se sont volontairement dotés, au contraire, d'une association unique qui se veut représentative de l'ensemble des régions de la TIY (novembre 2004). Il s'agit de la Hutukara, dont le siège est à Boa Vista, capitale de l'État de Roraima. Le choix de la structure de ce modèle associatif centralisé englobant la totalité de la TIY (une seule organisation dotée de 27 délégués régionaux), tient beaucoup à la longue lutte (1977 à 1992) menée contre la fragmentation du territoire yanomami par la CCPY et, à partir des années 1980, par les Yanomami eux-mêmes. La Hutukara a, depuis sa fondation, concentré ses projets sur sa consolidation institutionnelle et politique (installation de son siège en ville, réseau de radios dans les régions, formation administrative et juridique de ses cadres, opérations de divulgation et d'intervention politique). Elle n'a pas, pour l'instant, d'activité directe de gestion de l'environnement dans la TIY (elle a, par contre, vocation à reprendre les projets de la CCPY à moyen terme). L'essentiel de ses activités sur le terrain porte cependant sur la vigilance territoriale, assurant via son système radio un contrôle permanent des invasions dans la TIY. Comme dans le cas kayapó, donc, l'adoption de la forme associative par les Yanomami correspond à la fois à une volonté de protection territoriale – dont un des effets majeur est la conservation de l'environnement local face à l'avancée de la frontière économique régionale – et à la nécessité de se donner les moyens politiques de cette protection par une extension de l'espace social et politique traditionnel (en territoire forestier) vers les centres urbains circonvoisins.

Conclusion

Les Terres indigènes d'Amazonie brésilienne n'ont pas été créées dans le but de protéger l'environnement de la région, mais dans celui de garantir aux Amérindiens leurs droits historiques sur des espaces préservés au sein desquels ils puissent maintenir leurs formes particulières d'organisation sociale et la maîtrise des changements qu'ils pourraient souhaiter leur apporter (Constitution de 1988). Pour autant, bien que ces dispositions juridiques n'aient pas été directement motivées par une politique de protection de l'environnement, il n'en reste pas moins que, du fait des systèmes productifs amérindiens et de leur faible densité démographique, les Terres indigènes fonctionnent aujourd'hui comme des îles de préservation face aux fronts pionniers régionaux. En revanche, il est évident que la pérennité de cette fonction objective de conservation ne pourra se voir garantie que si les systèmes amérindiens d'usage des ressources naturelles ne subissent pas des transformations telles que leurs caractéristiques de bas impact écologique se trouvent remises en question.

Dans ce contexte, on peut s'interroger sur certains effets écologiquement pervers des changements sociaux en cours – comme la sédentarisation des villages ou leurs contacts économiques croissants avec la frontière régionale –, effets qui semblent renforcés par la mise en place des aires protégées et par les politiques ou actions qui leur sont associées. Pourtant, force est de constater que les communautés amérindiennes étudiées, pour lesquelles l'environnement forestier constitue un élément vital, n'ont de cesse de réajuster leurs modèles d'organisation spatiale et socio-économique de manière à contrebalancer ces effets pervers du contact, y compris dans ses aspects les plus récents, induits par la circonscription de leur territoire à titre d'aire protégée. Nous avons évoqué la diversité et la complexité de ces ajustements à Apiahikî et Moikarakô, où se sont développées de multiples stratégies dans ce sens, telles que redéploiements des réseaux de chemins forestiers, instauration de système de double résidence, métabolisation culturelle des projets de développement gouvernementaux ou non gouvernementaux, extension de réseaux associatifs et appropriation de nouveaux espaces sociaux interethniques.

Ces réaménagements témoignent de l'adaptabilité et de la créativité remarquables des systèmes sociaux et économiques autochtones, mais également de la persistance des paramètres fondamentaux qui constituent les bases de l'organisation et de la reproduction de la « durabilité » de ces sociétés. Ainsi, dispersion et mobilité apparaissent-elles, dans ce système à géométrie variable, comme des valeurs constantes, garantes du maintien des usages de l'espace forestier tropical et de ses ressources. Eu égard à l'importance géographique et écologique des Terres indigènes dans le dispositif de protection de l'environnement de l'Amazonie brésilienne, il s'avère donc crucial de mieux comprendre et de favoriser la prise en compte de ces dimensions nouvelles de la territorialité amérindienne dans les politiques de développement durable de la région.

Références bibliographiques

ALBERT B., 1993 – L'or cannibale et la chute du ciel. Une critique chamanique de l'économie politique de la nature. *L'Homme*, 126-128 : 353-382.

ALBERT B., 1997 – Territorialité, ethnopolitique et développement. À propos du mouvement indien en Amazonie brésilienne. *Cahiers des Amériques Latines*, 23 : 177-210.

ALBERT B., 2001 – Associations amérindiennes et développement durable en Amazonie brésilienne. *Recherches Amérindiennes au Québec*, 31 (3) : 49-58.

ALBERT B., 2004 – Les Indiens et l'État au Brésil. *Problèmes d'Amérique Latine*, 52 : 63-84.

ALBERT B., LE TOURNEAU F.-M., 2004 – « Florestas Nacionais na Terra Indígena Yanomami – Um cavalo de Tróia ambiental ? » In Ricardo F. (ed.) : *Terras Indígenas & Unidades de Conservação da natureza*, São Paulo, Instituto Socioambiental : 372-383.

ALBERT B., LE TOURNEAU F.-M., 2005 – Homoxi : ruée vers l'or chez les Indiens Yanomami du haut Mucajaí (Brésil). *Autrepart*, 34 : 3-28.

ALBERT B., LE TOURNEAU F.-M., 2007 – Ethnogeography and resources use among the Yanomami Indians: towards a 'reticular space' model. *Current Anthropology*, 48 (4) : 584-592.

ALBERT B., MILLIKEN W., GOMEZ G., sous presse – *Urihi a. A terra-floresta Yanomami*. São Paulo, Instituto Socioambiental.

BARBOSA R.I., 2003 – « Incêndios florestais em Roraima: implicações ecológicas e lições para o desenvolvimento sustentado ». In Albert B. (éd.) : *Fronteira agro-pecuária e Terra Indígena Yanomami em Roraima*, Documentos Yanomami 3, Brasília, Comissão Pró-Yanomami : 43-54.

BUCLET B., 2006 – La biodiversité en Amazonie brésilienne : l'expertise non gouvernementale. *Cahiers du Brésil Contemporain*, 63-64 : 257-279.

FISHER W., 2000 – *Rain Forest exchanges: industry and community on an Amazonian frontier*. Washington, Smithsonian Institution Press, 222 p.

GEFFRAY C., 1995 – *Chroniques de la servitude en Amazonie brésilienne. Essai sur l'exploitation paternaliste*. Paris, Karthala, 185 p.

INGLEZ DE SOUZA C., 2000 – *Vantagens, vícios e desafios. Os Kayapó Gorotire em tempos de desenvolvimento*. Mémoire de maîtrise, département d'anthropologie, université de São Paulo, São Paulo, 269 p.

INGLEZ DE SOUZA C., 2006 – « Kayapó. As relações com a sociedade envolvente ». In Ricardo B., Ricardo F. (eds) : *Povos Indígenas no Brasil 2001/2005*, São Paulo, Instituto Socioambiental : 501-505.

JEROZOLIMSKI A., 2006 – *Caracterização do uso e disponibilidade de Castanha-do-Pará (Bertholletia excelsa) no território da comunidade Kayapó de Kikretum, sul do Pará*. Rapport de mission de terrain, Conservation International, CI-Brasil, 15 p.

LÉNA P., 2005 – « Préface ». In Albaladejo C., Arnauld de Sartre X. (éd.) : *L'Amazonie brésilienne et le développement durable. Expériences et enjeux en milieu rural*, Paris, L'Harmattan, coll. Amérique latine : 7-16.

LÉNA P., GEFFRAY C., ARAUJO R., 1996 – *L'oppression paternaliste au Brésil. Lusotopie*, dossier spécial, 19 : 103-353.

LE TOURNEAU F.-M., 2003 – « Colonização agrícola e áreas protegidas no oeste de Roraima ». In Albert B. (ed.) : *Fronteira agro-pecuária e Terra Indígena Yanomami em Roraima*, Documentos Yanomami 3. Brasília, Comissão Pró-Yanomami : 11-42.

LE TOURNEAU F.-M., 2006 – Enjeux et conflits autour des territoires amérindiens d'Amazonie brésilienne. *Problèmes d'Amérique latine*, 60 : 71-94.

NESPTAD D., SCHWARTZMAN S., BAMBERGER B., SANTILLI M., RAY D., SCHLESINGER P., LEFEBVRE P., ALENCAR A., PRINZ E., FISKE G., ROLLA A., 2006 – Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, (20) 1: 65–73.

POSEY D. A., 2002 – *Kayapó Ethnoecology and Culture*. Londres, Routledge, 283 p.

RICARDO F. (ed.), 2004 – *Terras indígenas e unidades de conservação da natureza. O desafio das superposições*. São Paulo, Instituto Socioambiental, 687 p.

RICARDO F., ROLLA A., 2005 – *Mineração em Terras Indígenas na Amazônia brasileira*. São Paulo, Instituto Socioambiental, 179 p.

DE ROBERT P., 2004 – Terre coupée. Recompositions des territorialités indigènes dans une réserve d'Amazonie. *Ethnologie Française*, 34 (1) : 79-88.

DE ROBERT P., sous presse – « Conflitos, alianças e recomposições territoriais em projetos de desenvolvimento sustentável: experiências da Terra Indígena Kayapó (Sul do Pará) ». In Araújo R., Léna P. (eds) : *Alternativas de desenvolvimento na fronteira amazônica*, Belém, MPEG.

DE ROBERT P., LAQUES A.-E., 2003 – « La carte de notre terre ». Enjeux cartographiques vus par les indiens Kayapó (Amazonie brésilienne). *Mappemonde*, 69 : 1-6.

SCHWARTZMAN S., ZIMMERMAN B., 2005 – Alianças de conservação com povos indígenas da Amazônia. *Megadiversidade*, 1 (1) : 165-173.

TURNER T., 1998 – « Os Mebêngôkre-Kayapó. História e mudança social, de comunidades autônomas para a coexistência interétnica ». In Carneiro da Cunha M. (ed.) : *Historia dos Índios do Brasil*, São Paulo, Cia das Letras : 311-338.

TURNER T., 1999 – La lutte pour les ressources de la forêt en Amazonie : le cas des Indiens Kayapó au Brésil. « Nature sauvage, nature sauvée ? Écologie et peuples autochtones », *Ethnies Documents*, numéro spécial , 13 (24-25) : 115-148.

TURNER T., FAJANS-TURNER V., 2006 – Political innovation and inter-ethnic alliance. Kayapó resistance to the developmentalist state. *Anthropology Today*, 22 (5) : 3-10.

VERSWIJVER G., 1978 – Séparations et migrations de Mekrangnoti, groupe Kayapó du Brésil central. *Bulletin de la Société Suisse des Américanistes*, 42 : 47-59.

VERSWIJVER G., 1992 – « Entre village et forêt ». In Verswijver G. (éd.) : *Kayapó, Amazonie. Plumes et peintures corporelles*, Tervuren, Musée royal de l'Afrique centrale : 11-26.

VIDAL L., 1977 – *Morte e vida de uma sociedade indígena brasileira*. São Paulo, Hucitec/Edusp, 268 p.

ZIMMERMAN B., JEROZOLIMSKI A., ZEIDEMANN V., 2006 – « Kayapó apostam em alternativas econômicas sustentáveis ». In Ricardo B., Ricardo F. (eds) : *Povos Indígenas no Brasil 2001/2005*, São Paulo, Instituto Socioambiental : 506-508.

Pastoralisme et aires protégées d'Afrique de l'Ouest en regard de l'Afrique de l'Est

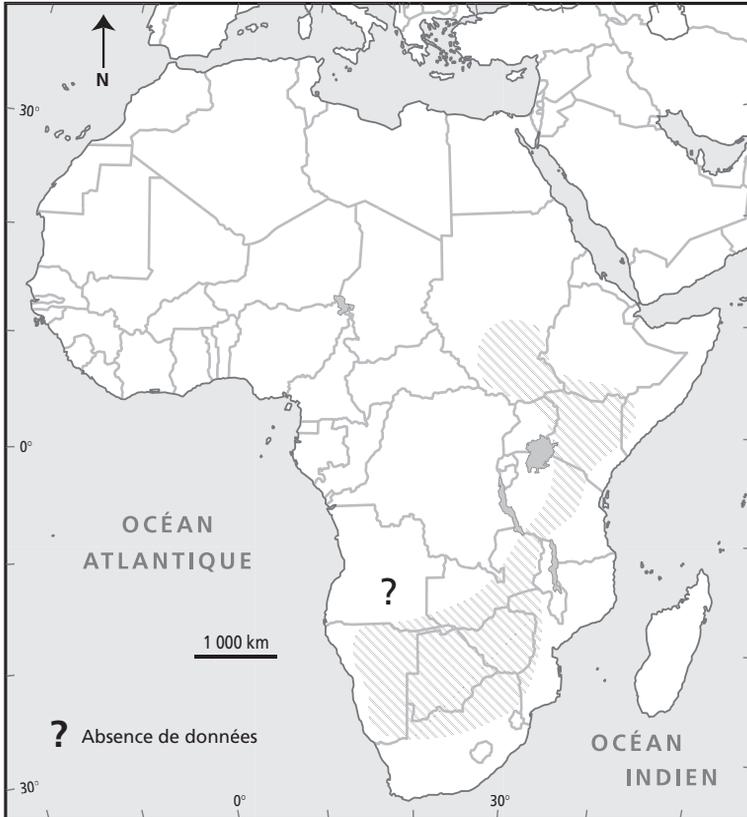
Jean BOUTRAIS

Les relations entre les aires protégées et le pastoralisme deviennent une préoccupation majeure des gestionnaires de l'environnement en Afrique de l'Ouest, sahélienne et soudanienne. Cependant, c'est une question qui leur est relativement nouvelle, alors qu'en Afrique de l'Est, elle est déjà ancienne et soulève des enjeux économiques et politiques importants. Certains auteurs (BOURN et BLENCHE, 1999 : 2) vont jusqu'à estimer qu'en Afrique de l'Ouest, les effectifs de grande faune sont tellement réduits que le problème de sa coexistence avec le bétail ne se pose même plus. Ils identifient l'aire de compétition entre la faune et le bétail comme une longue bande de l'Afrique orientale (fig. 1) qui du Soudan méridional s'étend au Kenya et se prolonge en Afrique du Sud jusqu'au Botswana et à la Namibie. Selon cette carte, une compétition semblable n'existerait pas en Afrique de l'Ouest, devant la domination spatiale des peuples pasteurs et de leurs troupeaux.

Cet état des lieux, valable dans ses grandes lignes, demande à être nuancé. La question du pastoralisme se pose bien aujourd'hui dans et en périphérie de toute une série d'aires protégées en zone

Figure 1.

Aire de compétition potentielle entre faune et bétail bovin en Afrique.



Source : BOURN et BLENC (1999)

IRD-LCA-Bondy

soudanaise, pour ne pas mentionner quelques réserves sahé-liennes, depuis le Sénégal oriental jusqu'au Nord-Cameroun et au Tchad. Il est vrai qu'en Afrique de l'Ouest, la protection de la nature ne s'imposait pas comme un objectif prioritaire pendant la période coloniale. Le pastoralisme sahélien a, quant à lui, bénéficié d'appuis constants de la part de l'administration coloniale, tant du point de vue vétérinaire que de l'équipement hydraulique des pâturages. Dans ce domaine, il existait un consensus entre les pasteurs et l'administration coloniale.

Au contraire, à la même époque en Afrique de l'Est, le discours colonial mettait déjà en cause les populations locales, tenues pour responsables de la destruction de l'environnement. Selon une idée

dominante des coloniaux anglais, il y avait à la fois trop de gens et trop de bétail. Cette conception a conduit à des initiatives de ventes forcées de bétail et de limitation des charges sur les pâturages, ce qui s'est traduit par une impopularité de l'administration coloniale chez un grand nombre de pasteurs.

En Afrique de l'Ouest, c'est seulement à la fin du ^{xx}e siècle, à l'occasion des grandes sécheresses, que le pastoralisme a commencé à être accusé de dégrader la végétation et les sols, entraînant la désertification du Sahel. Alors que les grandes aires protégées en savanes furent créées pour servir de refuge à la faune devant les agressions des cultivateurs, le pastoralisme est présenté actuellement comme la principale menace. Les discours des responsables de la conservation ont alors adopté des positions résolument anti-pastorales. Plus récentes qu'en Afrique de l'Est, les politiques de la nature en Afrique de l'Ouest ne sont-elles pas devenues plus radicales vis-à-vis du pastoralisme ?

La viabilité de la conservation de la nature par le biais d'aires protégées n'est assurée sur le long terme que si elle est reconnue et acceptée par les acteurs locaux. Notre essai de synthèse s'inscrit dans la problématique des rapports entre les pasteurs et les aires protégées en Afrique subsaharienne. Ce n'est pas une étude des aires protégées en elles-mêmes mais de leurs rapports avec un groupe d'acteurs locaux. Le texte est centré sur des dynamiques géographiques, même si des processus écologiques importants sont pris en compte, notamment en périphéries d'aires protégées. Dans cette mise en perspective de la conservation et du pastoralisme, la démarche prend le second terme comme référence préférentielle.

Géographie comparée des aires protégées et des espaces pastoraux

La géographie historique du pastoralisme sur environ un siècle fournit une première explication de la différence entre l'Afrique de l'Ouest et de l'Est quant aux rapports entre pasteurs et aires protégées.

Écart spatial ou imbrication entre élevage et protection de la faune

Au début du ^{XX}^e siècle, une carte schématique des limites de l'élevage bovin en Afrique-Occidentale française, dressée par un vétérinaire, montre qu'il couvrait essentiellement la zone sahélienne (PIERRE, 1906). Au Soudan français, la limite sud contournait alors le Macina, passait aux environs de Ouagadougou puis de Fada et de Say. Il n'y avait pas de grand élevage bovin (sous-entendu : de zébus) en Côte d'Ivoire ni dans l'actuel sud-ouest du Burkina Faso. Quarante ans plus tard, la géographie des races bovines, donc du grand élevage bovin, n'avait pas encore vraiment changé (DOUTRESSOLLE, 1947 : carte 6). Si la limite nord en était repoussée plus loin en Mauritanie et au Niger, la limite sud était restée stable pendant la première moitié du siècle. Cette limite correspondait dans l'ensemble, sauf quelques décrochements dans un sens ou dans l'autre, à celle des mouches tsé-tsé qui interdisent la présence prolongée des zébus dans les savanes boisées.

Les grandes aires protégées créées dans les années 1920-1930 (parc du W, réserves de la Bénoué et du Faro) ou, plus tardivement, à la fin des années 1940 et 1950 (Bouba Njida, Niokolo Koba) étaient alors situées en dehors des espaces pastoraux. La plupart de ces réserves forestières et de faune s'inscrivaient dans des vides de peuplement qui, eux-mêmes, correspondaient à des marches ou des *no man's lands* entre des chefferies ou royaumes pré-coloniaux. Dans ces espaces intermédiaires, les autorités et les allégeances se diluaient progressivement, offrant un champ libre pour des razzias qui clairsemaient encore davantage le peuplement. En fait, ces espaces « francs » étaient pourtant exploités par des groupes mobiles qui tiraient parti de l'abondance des ressources naturelles (BENOIT, 1988). Ces petits groupes partageaient non seulement le même refus d'un pouvoir fort et centralisé mais également une même idéologie d'accès égalitaire aux ressources et de respect envers la nature. Plus prosaïquement, pour l'administration coloniale, la création de réserves dans ces espaces intercalaires offrait une solution à la difficulté de les contrôler et de les « apprivoiser » par manque de peuplement suffisant.

D'un autre côté, les marches entre les espaces de pouvoir étaient souvent recherchées par des pasteurs, notamment des Peuls. En

effet, elles offraient souvent des pâturages abondants et permettaient surtout d'échapper aux taxations et réquisitions en bétail opérées par des chefs. Dès lors, ces « brousses », au sens à la fois écologique et politique du terme, servirent souvent de couloirs migratoires pour les pasteurs, par exemple du Macina vers le Sokoto.

Cependant, ces coulées migratoires et l'émergence d'un pastoralisme peul à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle se produisaient souvent en dehors des secteurs qui furent, plus tard, convertis en réserves. M. BENOIT (1999) l'a montré à propos du parc du W, en restituant les étapes de la mise en place du peuplement peul dans ce secteur de la vallée du Niger. D'après cet auteur, les troupeaux peuls étaient éloignés d'une centaine de kilomètres, au moment de la création du parc du W en 1926. Les pasteurs ne se risquaient pas dans les savanes du parc actuel, même par le biais de transhumances, alors que des chasseurs et même des cultivateurs avaient tenté de s'y installer, surtout après les sécheresses du début du XX^e siècle. Anciens espaces de guerres pré-coloniales, les espaces choisis pour la mise en réserve de la nature par l'administration coloniale restaient dangereux. Si les cultivateurs y craignaient les dangers liés à l'isolement, les pasteurs redoutaient l'insalubrité pour le bétail due à l'infestation en mouches tsé-tsé. Or, le bétail était peu nombreux et sa possession restait précaire, même chez les Peuls.

Au contraire, en Afrique de l'Est, il est admis que les pasteurs, notamment les Maasai, ont coexisté avec la faune sauvage depuis fort longtemps (d'après BOURN et BLENCHE [1999], depuis l'émergence du pastoralisme, vers 4 000 BP). Dans cette partie du continent, une rupture à la fois écologique et politique est survenue dans les années 1890, marquées par une épizootie catastrophique de peste bovine suivie d'une épidémie de variole, en même temps que la conquête coloniale. Les premières ont ruiné le pastoralisme maasai tandis que la seconde a mis fin à leur expansion politique. Bien que les conséquences du dépeuplement à la fois humain et animal sur le milieu naturel aient fait l'objet de débats (FORD, 1971 ; WALLER, 1988), il est admis qu'il a entraîné un embuisonnement des savanes, dont la dominante herbacée était auparavant maintenue par les feux et la pâture. Les envahissements arbustifs ont, à leur tour, préparé l'avancée des mouches tsé-tsé, vectrices de la trypanosomose bovine. Malgré la reconstitution plus ou moins

rapide de leurs troupeaux, les pasteurs n'ont pas réoccupé tous leurs anciens pâturages mais sont restés confinés dans les aires les plus salubres (HOMEWOOD et RODGERS, 1991). De vastes espaces devenus insalubres et parcourus par la faune furent alors institués en réserves dès le début du ^{XX}^e siècle, en particulier au sud du Kenya (réserve de Maasai-Mara) et au nord de la Tanzanie (qui allait plus tard devenir le parc national du Serengeti). Cependant, ces mises en réserve signifiaient des aliénations de terres et parfois des expulsions de troupeaux (Serengeti) aux dépens des pasteurs maasai qui étaient les détenteurs de ces espaces.

Alors que la peste bovine des années 1890 a également causé des ravages dans le cheptel d'Afrique de l'Ouest, ces pertes ont été plus rapidement réparées et les espaces pastoraux n'ont pas subi de déprise comparable à l'Afrique de l'Est (BOUTRAIS, 2007 a). Les aires protégées étant éloignées et comme déconnectées des espaces pastoraux, la grande faune n'y coexistait pas avec le bétail des pasteurs. Cet isolement a cessé au cours des dernières décennies du ^{XX}^e siècle.

Évolution récente de l'élevage face aux aires protégées en Afrique de l'Ouest

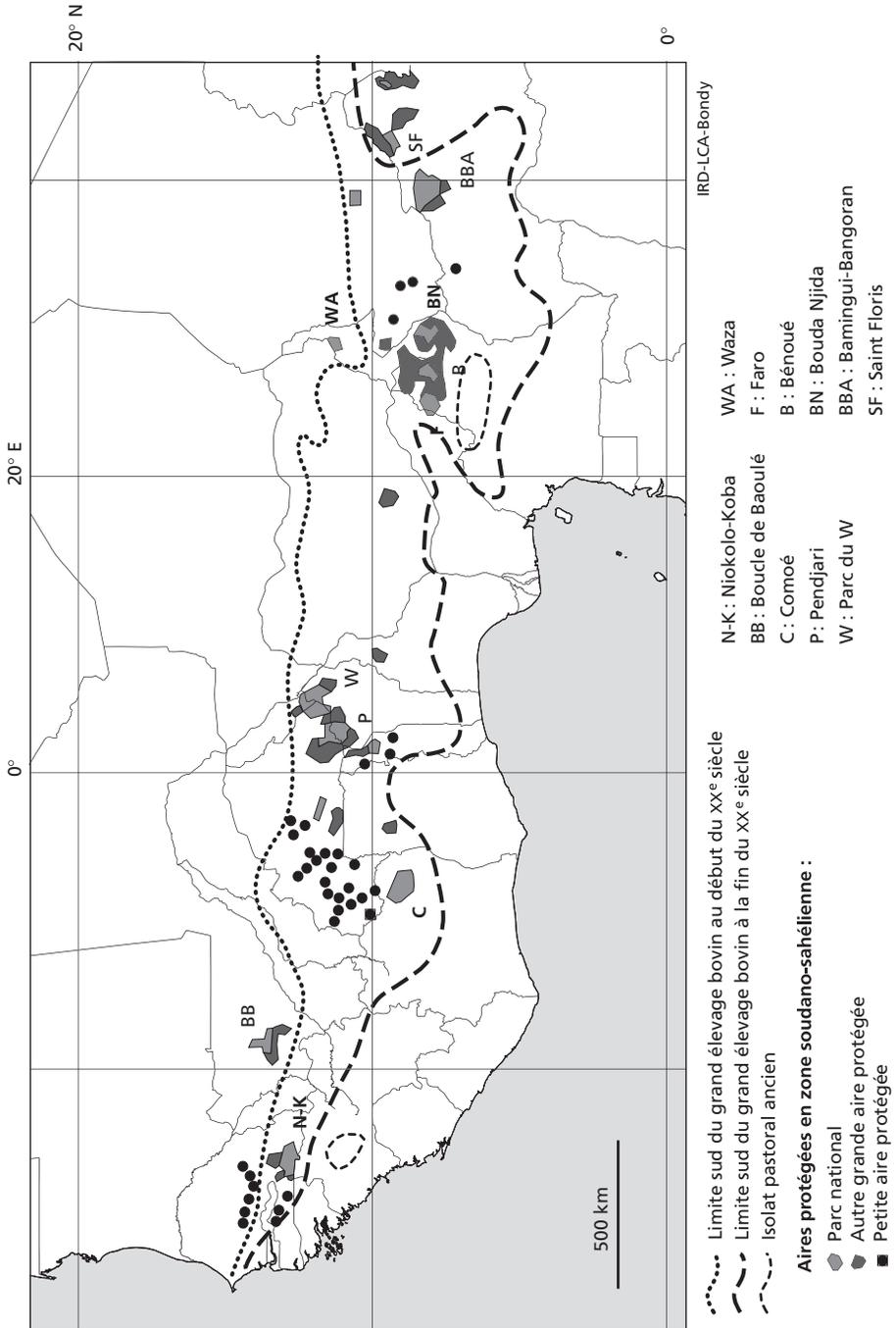
En Afrique de l'Ouest, la fin du ^{XX}^e siècle est marquée par une extension régulière des espaces pastoraux dans les savanes du Sud, sur l'ensemble des zones soudanienne et soudano-guinéenne, du Sénégal jusqu'au Nord-Cameroun et en Centrafrique (fig. 2).

Des études ont restitué cette expansion pastorale, par exemple en Côte d'Ivoire (BERNARDET, 1999). Dans les années 1985, les éleveurs peuls n'occupent encore qu'une aire contiguë à la frontière du Burkina Faso mais, quelques années plus tard, leur aire de parcours s'étend à presque tout le nord du pays, en enveloppant complètement le parc national de la Comoé.

L'expansion du pastoralisme vers le sud tient à des facteurs écologiques, mais aussi politiques. Dans certains pays, les administrations coloniales interdisaient aux pasteurs de s'installer au sud pour des raisons vétérinaires et par crainte de conflits entre populations. Après les Indépendances, les administrations nouvelles se montrent moins directives à propos des migrations pastorales. De

Figure 2.

Aires protégées et grand élevage bovin en Afrique de l'Ouest.



plus, celles-ci sont facilitées par des traitements vétérinaires qui deviennent de plus en plus efficaces pour lever la contrainte glosinaire. De toute façon, les sécheresses des années 1970 et 1980 contribuent elles-mêmes à assainir, de façon naturelle, les savanes. Si les sécheresses ont appauvri, voire détruit, des pâturages sahéliens, elles ont amélioré les qualités pastorales des savanes et les ont même ouvertes à l'élevage des zébus.

Les grandes sécheresses ont eu comme conséquence immédiate de chasser des pasteurs de leurs pâturages sahéliens habituels et de les pousser vers les savanes au sud. Celles-ci ont joué un rôle de refuge écologique pour des populations complètement déstabilisées, qui commencent alors à entrer dans des aires protégées. La reconstitution des poussées pastorales dans le secteur du parc du W au Niger a montré le rôle déterminant des sécheresses de 1973 puis de 1984. Avant 1973, les transhumances d'éleveurs nigériens s'effectuaient vers le nord, en hivernage. En 1973 et 1984, de nombreux éleveurs recourent à une migration-fuite vers le parc du W, dans un contexte exceptionnel. Ensuite, les déplacements vers le sud deviennent réguliers et peuvent être qualifiés de « normaux ». Le secteur du parc du W commence à être intégré dans l'espace pastoral, selon un phénomène d'accoutumance et d'adaptation par lequel les pasteurs peuls rendent compte, eux-mêmes, de l'adoption de nouveaux pâturages (BOU TRAIS, 2007 b). Aux crises climatiques qui forcent les pasteurs à changer de pratiques spatiales s'ajoute l'envahissement agricole des pâturages, phénomène plus lent et insidieux, mais irréversible, et qui finit par atteindre un seuil dissuasif pour le pastoralisme. Progressivement, des systèmes pastoraux sont ainsi remis en cause, comme dans l'Ouest-Niger : les transhumances vers la vallée du fleuve et orientées de façon perpendiculaire à celle-ci deviennent impossibles et sont remplacées par des transhumances méridiennes vers le parc du W (AMADOU et BOU TRAIS, 2005). Les aires protégées deviennent attractives pour le pastoralisme, non seulement par leurs pâturages mais également par leur absence de champs.

Ainsi, le déploiement du pastoralisme dans les savanes a fini par encercler la plupart des aires protégées en zone soudanienne. Dans plusieurs pays, les poussées de transhumance ont atteint les savanes péri-forestières de la zone guinéenne, comme au Bénin (HOUNDAGBA *et al.*, 2007 : 332). Dès lors, la question de la coexis-

tence du bétail et de la faune, qui n'était peut-être pas un problème en Afrique de l'Ouest au milieu du siècle dernier, commence à se poser. Les rapports entre pastoralisme et faune sauvage s'alignent sur ceux vécus depuis longtemps en Afrique de l'Est. Cependant, une discordance se maintient dans l'approche dominante des rapports entre le pastoralisme et les aires protégées. Alors qu'en Afrique de l'Est, les relations entre faune et bétail domestique représentent l'enjeu principal, en Afrique de l'Ouest, les débats portent surtout sur les conséquences de la pâture pour la végétation protégée (FOURNIER et MILLOGO-RASOLODIMBY, 2007 : 38).

Du bétail à l'intérieur et autour des aires protégées

En introduisant leurs troupeaux dans les aires protégées soudanaises, les éleveurs entendent tirer parti de couverts herbacés plus diversifiés et plus denses qu'en zones non protégées. Or, dans les aires protégées, l'action des forestiers s'exerce essentiellement au profit des arbres et de la faune mais ne se préoccupe guère de la protection de l'herbe (KIÉMA, 2007 : 210). Dès lors, beaucoup d'éleveurs estiment que la pâture du couvert herbacé en aires protégées n'est pas incompatible avec la protection des ligneux. Au contraire, en zone soudanienne, le rabattement des herbes réduit l'agressivité des feux de brousse à l'égard des arbustes. Si les incursions d'éleveurs dans les aires protégées répondent à des contraintes pastorales concrètes, elles s'inscrivent, de façon fondamentale, dans les conceptions qu'ils se font des espaces mis en protection (KIÉMA et FOURNIER, 2007 : 448).

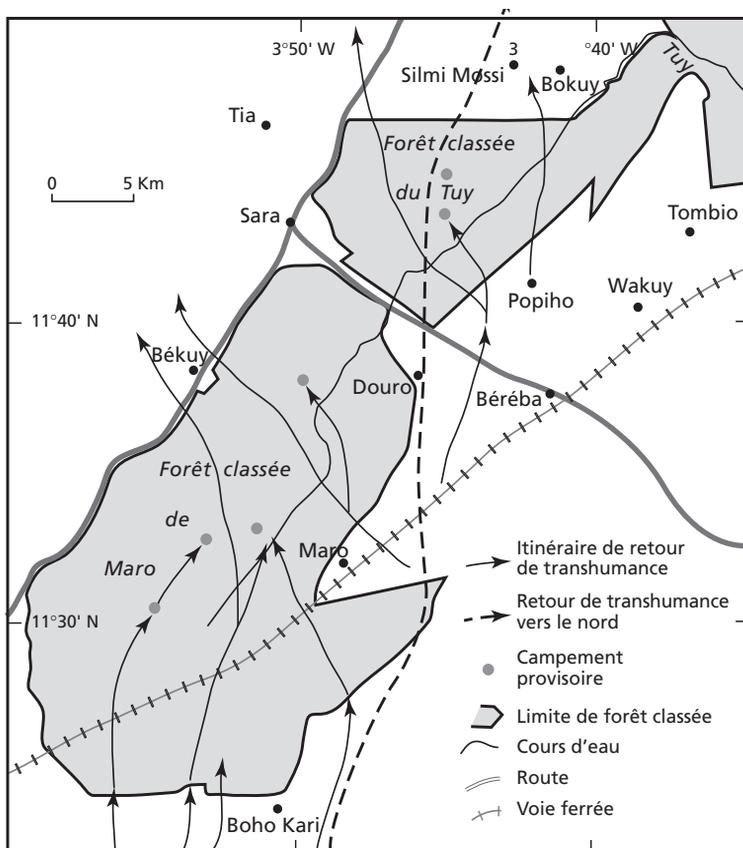
Intrusions pastorales en aires protégées

Les modalités d'entrées du bétail dans les aires protégées diffèrent selon la localisation géographique de celles-ci par rapport aux centres d'élevage et selon le contexte sanitaire, notamment le degré d'infestation en glossines. Les réactions contre les éleveurs de la part des agents de surveillance des aires protégées varient en partie d'après les périodes de présence illégale du bétail.

Les transhumants ne pénètrent aux abords des grands parcs de la Bénoué, au Nord-Cameroun, qu'en saison sèche. Ils essaient de s'y maintenir en début de saison des pluies mais l'augmentation de la pression glossinaire est telle qu'ils doivent alors s'en écarter rapidement. À l'inverse, un calendrier de fréquentation de trois petites aires protégées dans l'ouest du Burkina Faso montre qu'elle est presque permanente au cours de l'année pour deux d'entre elles (KIÉMA, 2007 : 175). Deux périodes marquent une fréquentation maximale : en fin de saison sèche et début de saison des pluies (mai-juin), et en période de transition entre saison des pluies et saison sèche (octobre). Si la première correspond à une phase critique pour l'alimentation du bétail, la seconde répond au risque majeur de dégâts aux cultures juste avant et pendant les récoltes. Les éleveurs voisins des petites aires protégées ne peuvent pas se passer de celles-ci, non seulement pour leurs ressources fourragères, mais aussi pour échapper aux conflits avec les cultivateurs et y trouver une forme de sécurité pastorale, en misant sur un contrôle plus lâche des gardes forestiers que de la part des cultivateurs. Quant aux transhumants, c'est surtout en début de saison des pluies, en retour de transhumance, qu'ils pénètrent dans les forêts classées en les traversant parfois de part en part (fig. 3). Les petites aires protégées de l'ouest du Burkina Faso jouent ainsi, alternativement, un rôle d'espaces de refuge pour les troupeaux riverains et d'espaces d'accueil pour les transhumants (KIÉMA et FOURNIER, 2007 : 450).

Au sud-ouest du Tchad, la forêt classée de Yamba-Berté joue un rôle pastoral comparable aux petites aires protégées du Burkina Faso. À leur arrivée dans la région au cours des années 1970, les premiers pasteurs peuls disposaient de suffisamment de pâturages entre les terroirs. Ensuite, avec l'augmentation de la population rurale et l'extension des cultures pour produire davantage de coton, les disponibilités en pâturages se sont réduites. Dans ce contexte, la forêt classée est devenue un atout décisif. Les agro-pasteurs installés dans sa périphérie y

Figure 3.

Retour de transhumance à travers des forêts classées (Burkina Faso).

sources : KIÉMA (2007) et enquêtes personnelles
Fonds topographique IGN 1 : 200.000 feuille NC 30 XXI
IRD-LCA-Bondy

« délocalisent » les troupeaux en permanence durant la saison des pluies, de façon à éviter les dégâts du bétail aux cultures. La réserve forestière joue maintenant un rôle de refuge pastoral. À nouveau, en saison sèche, des agro-pasteurs locaux y envoient des troupeaux paître mais, cette fois, seulement pour la journée. Ainsi la forêt classée est devenue un espace de repli pour plusieurs groupes de pasteurs, dans un contexte de saturation agricole. À la limite, c'est la présence de cette aire protégée qui permet le maintien de pasteurs (SOUGNABÉ *et al.*, 2004).

Partout en Afrique de l'Ouest, on se rend compte actuellement de la complexité des motivations et des stratégies des pasteurs vis-à-vis des aires protégées. Au Bénin, les transhumants venus du Sahel nigérien ne sont pas les seuls à entrer dans le parc du W. Des éleveurs sédentarisés à faible distance du parc y envoient également leurs troupeaux, de façon à éviter les conflits avec leurs voisins, cultivateurs de coton. Alors que les Sahéliens pénètrent dans le parc en saison sèche, les éleveurs locaux y vont en saison des pluies (TOUTAIN *et al.*, 2004). Les incursions pastorales en aires protégées restent le plus souvent saisonnières. Comme elles surviennent surtout en saison sèche, période de raréfaction des ressources, elles mettent davantage le bétail domestique en compétition avec la faune sauvage que si cela se produisait en saison des pluies. Les entrées pastorales en sont d'autant plus vivement réprimées par les services forestiers. De plus, ceux-ci repèrent plus facilement le bétail en saison sèche qu'en hivernage.

Processus écologiques et enjeux en périphérie d'aires protégées

Les éleveurs sont attirés par les abords des aires protégées pour plusieurs raisons. En cas de besoin, ils peuvent facilement opérer des incursions de courte durée dans les espaces protégés puis se replier tout aussi rapidement. L'emprise des cultures y reste relativement faible par suite d'un peuplement peu dense et des menaces de destructions agricoles par la faune sauvage. Les zones de contact entre aires protégées et espaces « ouverts » connaissent des processus écologiques complexes liés aux discontinuités entre des milieux de plus en plus différenciés. Des effets de lisière peuvent se révéler favorables au pastoralisme à court terme, tandis que d'autres sont responsables d'une dangerosité écologique spécifique à ces zones.

En périphérie, les éleveurs tirent parti d'un flux d'espèces végétales à partir des réservoirs constitués par les aires protégées. Alors qu'une pâture intense tend à appauvrir la flore des pâturages, les aires protégées entraînent un effet de repeuplement des périphéries en espèces végétales devenues rares ou ayant disparu en espace pastoral éloigné. Les aires protégées constituant une

source de semences d'herbacées, il existe un effet de lisière sur toutes leurs périphéries qui attire les éleveurs¹.

En revanche, le stationnement prolongé de troupeaux en périphérie d'aires protégées les expose à des risques sanitaires. En effet, les grandes aires protégées en savanes restent des foyers de mouches tsé-tsé qui représentent des menaces pour l'élevage bovin. La faune sauvage n'est pas affectée par la trypanosomose bovine, mais le bétail de race zébu y est très sensible. Certes, l'incidence actuelle de cette contrainte écologique sur l'élevage n'est pas facile à évaluer, l'aridification du milieu ayant atténué l'infestation en glossines des savanes. Le recours à des produits insecticides a conféré également plus de liberté aux déplacements pastoraux. Cependant, en saison des pluies, la densité des glossines augmente jusqu'à rendre impossible le séjour de troupeaux dans les grandes aires protégées.

Les entomologistes savent déjà depuis longtemps que les espaces de lisière comportent des risques sanitaires pour le bétail. Récemment, des piégeages de glossines le long de galeries forestières au sud-ouest du Burkina Faso ont confirmé leur concentration en lisière, entre des forêts et des zones agro-pastorales (BOUYER, 2006 : 58 ; BOUYER *et al.*, 2006). En zones intermédiaires, les mouches tsé-tsé bénéficient à la fois de gîtes de reproduction et d'hôtes nombreux. De plus, elles manifestent une capacité d'apprentissage trophique, en passant d'hôtes dans la faune sauvage à d'autres au sein du bétail domestique. Les lisières de galeries forestières, comme les périphéries d'aires protégées, relèvent de paysages fragmentés qui se caractérisent par de forts gradients naturels (en

¹ Dans ses recherches sur les aires protégées de l'ouest du Burkina Faso, S. KIÉMA (2007) s'est efforcé de vérifier l'hypothèse d'un gradient de biodiversité végétale en rapport avec la distance à une aire protégée. En ce qui concerne les ligneux, contrairement à cette hypothèse, il a constaté que leur densité sur jeunes jachères est plus faible à proximité d'une aire protégée (de un à quatre kilomètres) qu'au loin (de sept à onze kilomètres). L'auteur rend compte de cette contradiction par les effets à long terme d'une pâture intense qui, dans ces savanes soudaniennes, provoque un effet bien connu d'embuissonnement. Par contre, le recouvrement du sol par la strate herbacée augmente effectivement au voisinage de l'aire protégée. Les jeunes jachères proches de celle-ci bénéficient d'une colonisation par des espèces herbacées pérennes dont une pionnière, *Andropogon gayanus*, est très appréciée par le bétail.

végétation mais aussi en température et hygrométrie). En paysage fragmenté, les glossines s'orientent de préférence vers les bordures de végétation dense. Au contraire, en paysage homogène, elles se dispersent de façon aléatoire, ce qui atténue les risques de piqûres du bétail domestique (BOUYER, 2006 : 120). Ainsi, la création d'aires protégées contribue à développer des concentrations glossinaires qui constituent des menaces pour l'élevage.

La question sanitaire en général fait l'objet de controverses entre les conservationnistes et les responsables des services d'élevage. Les premiers accusent le bétail domestique de transmettre de nombreuses maladies à la faune en situation de coexistence. Ainsi, les buffles du parc du W auraient péri en grand nombre de peste bovine en 1984, maladie introduite par des troupeaux de zébus. De même, la maladie de Carré, très contagieuse, affecterait les carnivores en étant diffusée par les chiens des éleveurs (TOUTAIN *et al.*, 2004). Pourtant, les éleveurs ne détiennent pratiquement pas de chiens, contrairement aux villageois (et aux Touaregs). À l'inverse, les transhumants disent qu'en plus de la trypanosomose, les buffles transmettent la fièvre aphteuse à leur bétail. Il est vrai que les éleveurs ne redoutent guère cette maladie alors que, pour les instances vétérinaires internationales, elle est un élément décisif de discrimination.

De façon à interdire les incursions de troupeaux dans les espaces réservés à la faune sauvage, diverses mesures restreignent l'accès aux périphéries qui sont instituées en zones tampons. Dans l'idéal des conservationnistes, la zone tampon entoure l'aire protégée afin d'atténuer le contact de l'espace anthropisé avec celui réservé à la nature. La zone tampon vise d'abord à empêcher que des activités agricoles s'étendent jusqu'à venir buter contre les limites de l'aire protégée. L'activité pastorale y est également restreinte. Les nombreuses zones de chasse autour des parcs nationaux au Nord-Cameroun et les forêts classées qui prolongent le parc du Niokolo-Koba au Sénégal relèvent de la même logique de zones tampons, sans en porter officiellement l'appellation.

La zone tampon proprement dite est mise en place par le biais d'un aménagement spécifique des périphéries des aires protégées. Ainsi, la réserve totale de faune de Tamou, au nord du parc national du W au Niger, n'est pâturable que par les troupeaux des éleveurs déjà installés sur place. De la même façon, le projet de gestion des

terroirs situés en bordure du parc national de la Comoé en Côte d'Ivoire visait à établir une zone tampon entre le parc et des utilisateurs habituels, dont les éleveurs (BASSETT, 2002). Les éleveurs interprètent ces restrictions d'accès comme des extensions de fait des aires protégées aux dépens des pâturages. L'enjeu entre la conservation et le pastoralisme tend à être déplacé des aires protégées proprement dites vers leurs périphéries. Même sans création d'une zone tampon officielle, il semble que des services forestiers étendent leur contrôle des troupeaux au-delà des aires protégées, de façon à prévenir des entrées illégales.

« Au Niger, les forestiers ont fait une "réserve" en dehors du parc du W. C'était pour interdire aux cultivateurs d'y cultiver. Les troupeaux pouvaient y aller, jusqu'aux limites du parc. Mais, maintenant, les forestiers ne veulent plus que les troupeaux entrent dans la réserve. Ils mettent des amendes énormes : 200 000 francs, 500 000, 1 million... À quoi sert cette réserve ? » (Enquête à Kollo, Niger, octobre 2005).

L'exclusion du pastoralisme des aires protégées a pour effet de créer des zones de confrontation. Une alternative à ce cloisonnement consisterait en une coexistence de la faune avec le bétail. Dès lors, les incidences sanitaires des situations de lisière seraient comme diluées dans l'espace. La cohabitation de la faune et du bétail définirait ce que certains auteurs appellent déjà des aires protégées « de troisième génération » (SOURNIA, 1998). À la défense sans cesse renouvelée de sanctuaires pour la faune sauvage se substitueraient des dispositifs de coexistence sans rupture spatiale. Une nature exceptionnelle dédiée à la seule faune sauvage ferait place à une nature ordinaire qui ménagerait une place à la fois au bétail et à la faune.

Conservation et coexistence bétail-faune

Les responsables de la conservation de la nature affirment souvent que la coexistence du bétail avec la grande faune entraîne une réduction des effectifs de celle-ci. Il se produirait une concur-

rence entre les bovins et les herbivores sauvages qui exploitent les mêmes niches écologiques et qui manifestent le même comportement à la pâture. Dès lors, en situation de coexistence, les zébus ne risquent-ils pas d'exercer une compétition à l'encontre de ces herbivores ? D'autre part, le bétail domestique contaminerait la faune en maladies contagieuses et vice-versa, ce débat ayant constitué une des grandes polémiques qui ont troublé la mise en place des premières aires protégées en Afrique de l'Est (MACKENZIE, 1988). De fait, les seules données fiables et quantifiées concernant ces problèmes de coexistence proviennent de cette région. Or, elles sont partiellement contradictoires.

D'une façon générale, les experts qualifient de bénignes les perturbations provoquées par le pastoralisme des Maasai sur les grands herbivores sauvages (zèbres, gnous, gazelles). Au Kenya, les canevas de leurs déplacements saisonniers sont identiques (WESTERN, 1994). À partir du constat que l'écologie du pastoralisme et celle de la faune sont imbriquées et historiquement compatibles, des plans de développement intégrant la conservation de la faune et le développement socio-économique des pasteurs ont été mis en œuvre, par exemple dans les secteurs humides d'Amboseli (WESTERN, 1982). Une augmentation des effectifs d'éléphants dans ce secteur au cours des années 1970 et 1980 (alors qu'ils s'effondraient aux alentours) a été attribuée à l'intéressement des Maasai aux bénéfices du tourisme. Au contraire, un parc naturel à limites « dures » n'aurait pas protégé la faune de manière aussi efficace. D'une part, ce type de parc n'aurait pas retenu toute la faune à longueur d'année dans ses limites ; d'autre part, il est admis que l'exclusion des pasteurs de réserves attribuées uniquement à la faune ne contribue pas à mieux protéger celle-ci (WESTERN, 1994).

Des études menées en Tanzanie dans l'aire pastorale de Ngorongoro aboutissent à des résultats différents à propos de populations animales en situation de coexistence (ARHEM, 1985 ; HOMEWOOD et RODGERS, 1984 ; 1991). Dans un secteur où le cheptel bovin est censé partager les mêmes ressources que la faune, il se produit, en fait, un certain partage de l'espace. Les bovins se tiennent sur les hautes terres de l'aire de conservation tandis que la faune se concentre surtout dans les plaines (ARHEM, 1985 : 55). Les effectifs des gnous, grandes antilopes proches

des bovins par la taille, les besoins et les stratégies écologiques, se sont effondrés en 1960 par suite d'une épizootie de peste bovine. Ensuite, ils ont nettement augmenté jusqu'en 1980 puis sont restés stables. Les auteurs estiment que cette progression est due à la vaccination des bovins contre la peste bovine qui a enrayé la propagation de cette maladie, mais ils attribuent surtout l'essor des gnous à un phénomène d'exclusion des bovins de leurs pâturages.

En effet, simultanément, les effectifs de bovins, tout en étant affectés par de grandes oscillations, ont baissé dans l'ensemble. Pour les auteurs, cette baisse provient de la contention des troupeaux à longueur d'année sur des pâturages de faible qualité et infestés de tiques. Les éleveurs de Ngorongoro ne peuvent plus faire transhumérer leurs troupeaux en saison des pluies vers des plaines voisines occupées par d'énormes troupes de gnous. Ces antilopes sont porteuses d'une maladie, la fièvre catarrhale maligne, une enzootie très contagieuse à cette période de l'année et mortelle pour les bovins. Les pasteurs évitent donc de conduire leurs troupeaux sur les mêmes pâturages que ceux des gnous, alors même que ces pâturages sont d'excellente qualité fourragère. De façon générale, les gnous sont suspectés d'être porteurs de maladies liées aux tiques, qui deviennent plus redoutées au fur et à mesure que les troupeaux de bovins restent sur place en saison des pluies (HOMEWOOD et RODGERS, 1984). Dans les relations entre bétail et faune protégée, c'est parfois celle-ci qui introduit un risque épidémiologique grave. Les pasteurs, conscients de cette menace sanitaire, respectent alors d'eux-mêmes une mise à l'écart de leur bétail vis-à-vis de la faune. Dans l'aire de Ngorongoro, faune et cheptel coexistent à une échelle large, mais les parcours sont séparés à l'échelle locale (HOMEWOOD et RODGERS, 1984).

Dans un contexte général de raréfaction de la faune en Afrique de l'Ouest, quelques situations locales sont, au contraire, propices à une progression lorsque des animaux sauvages coexistent avec le pastoralisme. Au Niger, la réserve de girafes de Kouré permet une reconstitution ponctuelle des effectifs de cette espèce en milieu agro-pastoral. Ici, un partage des ressources fourragères intervient entre les bovins, surtout pousseurs et « herbophiles », et les girafes, qui sont des brouteuses de feuilles d'arbres. Les distribu-

tions de sel aux bovins par les pasteurs attirent les girafes qui tentent d'en profiter. La coexistence se prolongeant, il se produit une semi-domestication de cette espèce (LUXEREAU, 2004).

Les pasteurs qui coexistent avec une faune protégée peuvent en subir des conséquences négatives pour leur cheptel. Pourtant, des chercheurs qui ont réfléchi à l'avenir de Ngorongoro estiment qu'une telle coexistence est encore préférable à l'exclusion, à la fois pour les pasteurs et pour la faune (HOMEWOOD et RODGERS, 1984). Ici, quelques interventions en faveur du pastoralisme sont ciblées dans l'immédiat mais un compromis d'occupation conjointe de l'espace est préconisé sur le long terme. C'est une option qui n'est jamais envisagée en Afrique de l'Ouest.

Une autre conséquence bénéfique pour la faune de la présence de bétail concerne les prédateurs. Par exemple dans le parc du W, les lions, devenus plus nombreux, prélèvent encore assez aisément en saison sèche des proies sauvages aux abords des rares points d'eau. Au contraire, en saison des pluies, les herbivores sauvages se dispersent, grâce à la multiplication des petites mares. À cette époque, il est relativement plus facile pour les lions d'opérer des ponctions aux dépens des troupeaux de bovins. Dès lors, ils sortent du parc du W et s'attaquent aux animaux domestiques, en traversant parfois le fleuve Niger. Ces pertes de bétail infligées par des fauves plus nombreux qu'autrefois sont longuement commentées par les pasteurs.

À l'inverse, des estimations récentes font état d'une réduction très nette de la faune en Afrique de l'Est, en particulier au Kenya, pendant les deux dernières décennies du siècle dernier (information orale de Homewood, 2004). Toutefois, ce recul n'est pas dû à la pression du pastoralisme mais au développement d'une grande agriculture mécanisée. Celle-ci détruit le couvert végétal indispensable à la faune, alors que le pastoralisme ne le fait pas. Dans l'est du Burkina Faso, le développement actuel considérable de la culture cotonnière se traduit également par des fronts agricoles qui s'étendent vers les aires protégées. De même, au nord du Bénin, des champs de coton sont entrepris jusqu'aux limites du parc du W. Dans les années à venir, cette pression agricole transformera davantage les couverts végétaux que ne le fera le pastoralisme.

Politiques d'exclusion ou de coexistence bétail-faune

En Afrique de l'Ouest, les pasteurs peuls affirment souvent que leurs bovins peuvent coexister avec les grands herbivores sauvages. Ils se résigneraient même à des ponctions de bétail par des prédateurs, ne cherchant à les éliminer qu'en cas de pertes jugées excessives. Les pasteurs peuls ne sont pas de grands chasseurs ni des consommateurs de viande de brousse, sauf quelques lignages spécialisés. En Afrique de l'Est, les pasteurs maasai admettent également une coexistence entre leur bétail et la faune. Ils ne cherchent pas à écarter celle-ci en l'empêchant d'accéder à des points d'eau ou à des lieux salés, par exemple en édifiant des clôtures d'épineux. Les campements sont établis à l'écart, de façon que bétail et faune puissent aller et venir, les uns après les autres, à ces ressources clés. Une telle gestion de l'espace permet un rapport faune/bétail élevé (HOMEWOOD et RODGERS, 1991 : 192). Autrefois, les Maasai du Kenya considéraient la faune comme un « second bétail », en se reportant sur elle quand une sécheresse avait anéanti le bétail domestique (WESTERN, 1994). Ils disaient, de façon imagée, qu'ils « en faisaient la traite » quand ils n'avaient plus de vaches.

Les conceptions convergentes des pasteurs sont-elles prises en compte et relayées par les politiques d'aménagement ? En Afrique de l'Ouest, tous les services des Eaux et Forêts interdisent la pâture par des troupeaux domestiques à l'intérieur des aires protégées. En fait, cette politique restait relativement peu appliquée jusqu'aux années 1990, par suite de manque de moyens de contrôle et du fait de l'isolement fréquent des aires protégées.

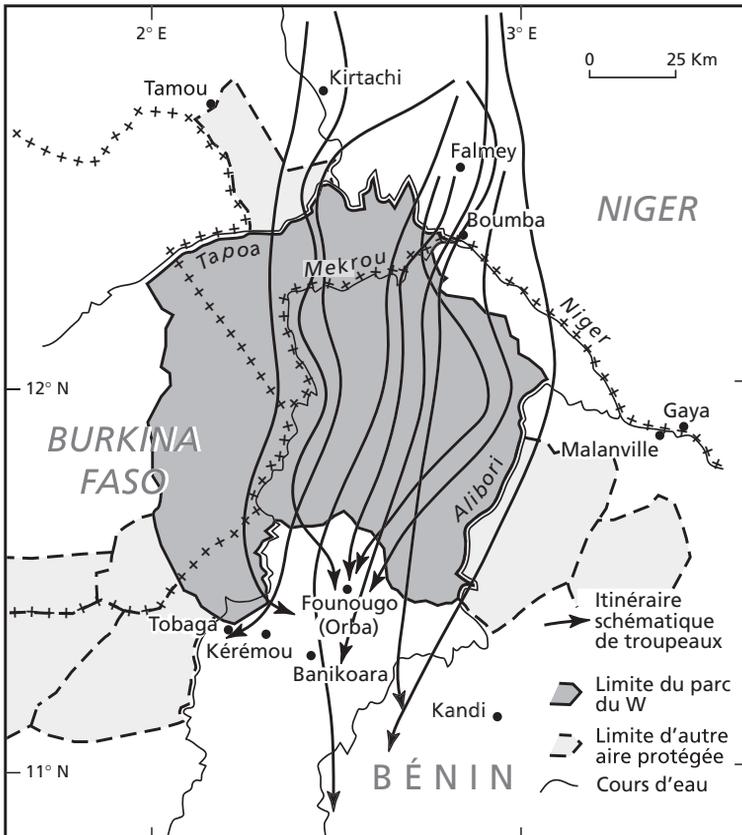
« Autrefois, je transhumais dans la forêt de Maro où je passais toute la saison sèche. Maintenant, c'est interdit. Alors, je vais transhumer beaucoup plus loin, en pays lobi où il reste encore de la brousse. Je ne comprends pas l'interdiction de pâture dans la forêt classée. La pâture ne fait rien à la végétation. Pour revenir du pays lobi, il y a des pistes à bétail. Mais, vers Boho, il y a beaucoup de champs. Je longe la forêt classée (de Maro), entre la forêt et les champs. À partir de Douro, je traverse la forêt (du Tuy) pour arriver à Silmi Mossi. » (Enquête à Tawremba-Bondouky, Burkina Faso, décembre 1995 ; cf. fig. 3).

Lors des grandes sécheresses sahéliennes des années 1970 et 1980, des pasteurs nigériens ont pu trouver refuge dans le parc du W, sans être immédiatement pourchassés par les gardes forestiers (fig. 4).

« Pendant la sécheresse de 1973, personne n'interdisait le bétail dans le parc du W. Les troupeaux y entraient et le traversaient pour aller transhumer là-bas au Burkina puis revenaient à travers le parc. Quand les forestiers interceptaient des troupeaux, ils ne faisaient pas de mal aux bergers. Ils leur disaient seulement de sortir, ils les laissaient partir. À cette époque, les forestiers n'étaient pas méchants. » (Enquête à Kollo, Niger, octobre 2005).

Figure 4.

Traversée du parc du W par des éleveurs pendant les grandes sécheresses (1973 et 1984).



Fonds topographique IGN 1 : 1.000.000 feuille NC-30-31 et ND 31 IRD-LCA-Bondy

Cependant, l'appui financier de l'Union européenne et d'organisations internationales de conservation de la nature se traduit depuis quelques années par un renforcement de l'exclusion des pasteurs : surveillance accrue et répression des transhumants illégaux. Ainsi, en 2002, le Bénin a interdit l'arrivée de transhumants nigériens, afin de lutter contre la pâture illégale dans les aires protégées, notamment le parc du W.

« Autrefois, nous avions de bonnes relations avec les forestiers du parc du W au Bénin. Nous passions les journées chez eux. Aujourd'hui, quand tu vas là-bas, il faut te cacher. Quand tu rencontres les forestiers, ils t'arrêtent. Dans le parc au Niger, ils confisquent le bétail. Au Bénin, ils tirent sur les vaches. Autrefois, quand tu entrais dans le parc, tu entrais dans la grande brousse, tu n'avais pas peur, si ce n'est des lions. Aujourd'hui, tu as peur des forestiers ; tu penses toujours à eux. Si tu ne fais pas attention, ils t'arrêtent aujourd'hui, ils t'arrêtent demain. L'an dernier, 30 jeunes Nigériens arrêtés dans le parc au Bénin ont été emprisonnés à Kandi. » (Enquête à Falmey, Niger, septembre 2003).

Partout en Afrique de l'Ouest, la tension est forte entre les services forestiers et les pasteurs, notamment en année à saison sèche sévère qui pousse des éleveurs à entrer dans les aires protégées. Cette politique d'exclusion s'inscrit dans l'héritage colonial d'un service forestier centralisé et para-militaire, étranger aux populations locales. Au Nord-Cameroun, SEIGNOBOS (2001) a évoqué la figure célèbre d'un ancien directeur du service des Eaux et Forêts qui, lors de la mise en place de grandes aires protégées, a refusé de prendre en compte des organisations traditionnelles de chasseurs et d'éleveurs. Le même diagnostic d'ignorance – voire d'hostilité – à l'égard des populations locales pourrait être généralisé à l'Afrique de l'Ouest.

En Afrique de l'Est, l'histoire des aires protégées comporte également une dominante d'éviction des pasteurs à l'époque coloniale, de façon à mieux protéger la faune. Cependant, seul un quart des effectifs de celle-ci vit en permanence à l'intérieur des aires protégées. Dans les faits, faune et bétail domestique coexistent sur les mêmes espaces, au moins une partie de l'année (BOURN et BLENCH, 1999 : 34). L'attention portée aux grandes savanes d'Afrique de l'Est et aux Maasai a permis que se mette en place, après les Indépendances, un discours officiel associant la conservation de la nature et le dévelop-

pement (RUSTEN RUGUMAYO, 2000). Ainsi la politique d'inspiration française de conservation de la nature par séparation et exclusion des populations locales, notamment des pasteurs, ignore les politiques anglo-saxonnes d'association. Cette opposition est symbolisée par l'antinomie entre les principes d'action du fondateur des aires protégées du Nord-Cameroun dans les années 1950-1960 et ceux du créateur de l'aire protégée de Ngorongoro à la même époque. Le second a exprimé une véritable philosophie de symbiose du pastoralisme avec la protection de la faune (FOSBROOKE, 1972), même s'il est vrai que ces positions n'ont pas permis que soit mise en œuvre, sur le terrain, une réelle association.

À cette opposition de conceptions s'ajoute une différence d'organisation administrative des parcs nationaux, qui est plus décentralisée en Afrique de l'Est. Ainsi, l'aire de Ngorongoro est-elle administrée par une autorité locale : la Ngorongoro Conservation Area Authority. Bien que son appellation fasse référence uniquement à la conservation de la nature, cette administration a également en charge le développement économique, notamment pastoral, de l'aire dans son ressort. Quant aux pasteurs, ils sont organisés en un Pastoral Council, institution composée de grands notables traditionnels et de représentants de services techniques.

En fait, derrière cette façade d'une gestion décentralisée et participative, tout un passif de tensions, ressentiments et désillusions oppose les « conservateurs » de la nature aux pasteurs (RUSTEN RUGUMAYO, 2000). Le Pastoral Council ne dispose pas de vrais pouvoirs, et les agents de l'autorité locale sont davantage préoccupés par la protection de la faune et le tourisme que par le développement pastoral. De fait, plusieurs décisions de cette autorité ont été vécues par les pasteurs comme hostiles à leur égard : l'interdiction des bovins dans le cratère de Ngorongoro et celle des feux de brousse, le zonage entre espaces attribués à la faune et ceux laissés aux troupeaux. Inversement, les administrateurs ont été hostiles à la levée de l'interdiction de cultiver et ont entravé un projet de développement pastoral financé par une ONG internationale. Quant aux pasteurs de Ngorongoro, ils suspectent toujours l'administration locale de chercher à les expulser des pâturages communs à la faune et au bétail. Finalement, en Afrique de l'Est, les relations entre un grand nombre de pasteurs et l'administration décentralisée d'une aire protégée peuvent être empreintes de suspicion et rythmées par des conflits.

Les multiples restrictions imposées aux troupeaux de bovins sont mal vécues par les pasteurs, alors que la faune est libre de se déplacer. Plusieurs études sur Ngorongoro à la fin du siècle dernier ont montré une diminution du cheptel bovin des Maasai (HOMEWOOD et RODGERS, 1991 ; ARHEM, 1985 ; HOMEWOOD *et al.*, 1987). Les Maasai étaient alors en cours d'appauvrissement. Récemment, la situation se serait encore aggravée, à tel point que le « Ngorongoro est un lieu de détresse » (Homewood, information orale, 2004). Ainsi, derrière la rhétorique du discours de coexistence entre faune et bétail, la logique administrative de conservation de la nature l'emporte et désavantage les pasteurs par rapport à ceux d'autres régions. De fait, le partage des ressources naturelles entre la faune et le bétail domestique entraîne des mécontentements, à la fois des pasteurs et des conservationnistes. Les premiers subissent des conséquences négatives de la coexistence avec la faune. Pour freiner leur appauvrissement, ces pasteurs entreprennent des cultures, ce qui aggrave encore les tensions avec les défenseurs des intérêts conservationnistes.

Pourtant, même en coexistence difficile, des institutions internationales de protection de la nature continuent à prôner l'association de la conservation et du pastoralisme en Afrique de l'Est (BOURN et BLENCHE, 1999 : 36). En effet, les espaces pastoraux interposent un écran qui protège la faune de l'expansion agricole, qui est la vraie menace pour la conservation. Des espaces pastoraux jouent les rôles de derniers corridors et aires de dispersion de la faune entre les parcs nationaux (BOURN et BLENCHE, 1999 : 115). Ainsi, en Afrique de l'Est, les pasteurs sont regardés par ces organismes internationaux comme les alliés de la faune vis-à-vis de la grande agriculture. Dans le face-à-face avec la conservation, le pastoralisme n'est pas seulement considéré pour lui-même, mais également par rapport à l'agriculture.

De la coexistence à la participation

Actuellement, le discours dominant à propos des aires protégées consiste à ne plus séparer leur avenir du développement des populations en leurs périphéries. Pour que ces populations respectent la

faune des aires protégées alors qu'elles en subissent des contraintes, il est indispensable de leur attribuer une part des bénéfices générés par le tourisme. Ce principe d'intéressement est, par exemple, à la base du programme Campfire au Zimbabwe (Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources) – qui a suscité beaucoup de publications – et, plus généralement, des politiques de conservation « communautaires » qui se sont multipliées en Afrique australe (HULME et MURPHREE, 2001).

Dans la même logique, des discours et des initiatives se multiplient en faveur de la participation des populations locales d'Afrique de l'Ouest à la gestion des aires protégées. Au Burkina Faso, dans le cadre de l'approche « gestion de terroir », des groupements et comités villageois sont mis en place pour seconder le service forestier. Ces comités sont sollicités dans les luttes contre le braconnage, les feux de brousse dits « non aménagés » et les entrées illégales de bétail. Les membres des comités sont recrutés parmi des villageois volontaires, mais les éleveurs y sont minoritaires ou absents. Les transhumants ne sont jamais associés à ces organisations ; au contraire, ils représentent une cible fréquente de leurs interventions. Celles-ci aboutissent à la mise en fourrière des bovins fautifs, une répression particulièrement redoutée par les pasteurs mais financièrement fructueuse pour les comités villageois (KIÉMA, 2007).

Au Burkina Faso, une autre forme d'implication des populations locales dans la conservation s'exprime par la création de « Zones villageoises d'intérêt cynégétique » (Zovic) sur leur terroir. Les Zovic les plus giboyeuses sont affermées à des entreprises privées de tourisme et de chasse. Ainsi, dans un vaste territoire villageois contigu au parc du W, ont été découpées une Zovic et une réserve privée, les deux enclaves étant accolées au parc, ce qui « ne permet pas un accès sans problèmes à ces pâturages » (SAWADOGO, 2006 : 29). D'une année à l'autre, les transhumants sont réprimés parce qu'ils entrent dans de nouvelles Zovic dont ils ignorent l'existence et, a fortiori, les limites. Au Bénin, les populations riveraines de forêts classées ont instauré des redevances imposées aux transhumants. Alors que le classement avait dépossédé les autochtones de leurs droits coutumiers, dans les faits, ils les ont reconquis face aux migrants. Dans ce contexte, l'approche participative de gestion des aires protégées déclenche des rapports de force entre des

acteurs locaux aux intérêts divergents (HOUNDAGBA *et al.*, 2007 : 332). Au Nord-Cameroun, des zones de chasse (zones d'intérêt cynégétique) maillent les espaces entre les grands parcs nationaux et sont allouées à des entreprises privées de safaris. Les gérants expulsent ou abattent le bétail surpris dans leurs zones. Or, les éleveurs, même sédentaires, comptent beaucoup sur les pâturages des zones de chasse qu'ils utilisent comme secteurs d'attente, avant de faire entrer les troupeaux dans les chaumes des cultivateurs. Ils « s'arrangent » avec les agents locaux des zones de chasse, tant que la saison touristique des safaris n'a pas commencé (information orale de Kossouma Liba'a, juin 2007). Ainsi, un peu partout en Afrique de l'Ouest, les initiatives locales de protection de la faune sont prises largement à l'encontre des pasteurs transhumants.

À l'inverse, en Afrique de l'Est, en tant que détenteurs des terres, les pasteurs semblent mieux placés pour tirer parti des situations de périphérie aux parcs nationaux. Au Kenya, la formule de petites réserves communautaires de faune est actuellement privilégiée comme nouvelle forme de partenariat avec les Maasai, avec l'objectif de les amener à tirer profit du tourisme. Il se produit une « marchandisation de la nature » dans un contexte pastoral. L'exemple d'une petite réserve proche du parc national d'Amboseli illustre pourtant les vicissitudes qu'un groupe pastoral risque de subir dans cette aventure (RUTTEN, 2002), lorsque les communautés pastorales dépendent d'opérateurs privés et ne se trouvent pas en position adéquate pour se lancer dans le tourisme de faune.

En périphérie d'un autre parc national au Kenya, les Maasai ont constitué des associations pour la faune qui négocient également des concessions à des tours opérateurs privés. Ici, les revenus issus du tourisme peuvent être lucratifs : location de sites, taxes touristiques, paiement de nuitées, emplois. En fait, d'après une étude récente, la majorité des pasteurs ne tirent que de faibles profits de ces allocations de leurs pâturages (THOMSON et HOMEWOOD, 2002). Les dividendes des revenus touristiques sont surtout versés aux pasteurs qui habitent près des sites de vision où les opérateurs amènent leurs clients, et de moins en moins aux pasteurs plus éloignés. De plus, une grande partie des revenus touristiques couvre les frais de gestion et de personnel, une autre part étant attribuée aux élites locales qui interviennent et s'interposent en tant que « courtiers » des opérateurs touristiques. Les

inégalités s'accroissent dans la société maasai entre les bénéficiaires de rentes touristiques et ceux qui en sont exclus. Dès lors, ceux-ci sont tentés d'allouer leurs espaces à des entrepreneurs agricoles, une autre activité qui procure également des revenus élevés mais qui est antagoniste avec le tourisme. Dans les nouvelles stratégies des pasteurs maasai, l'élevage traditionnel ne dégage pas des revenus comparables à ces activités spéculatives. Les Maasai du Kenya se définissent encore comme des pasteurs, mais cette activité risque d'être limitée à un rôle seulement culturel. Le contrôle foncier des terres et les rentes qu'il peut procurer deviennent des enjeux majeurs.

La très longue coexistence entre les troupeaux des pasteurs et la faune sauvage en Afrique de l'Est a conduit les autorités à afficher des politiques qui associent développement et conservation. Cependant, les Maasai anciennement pasteurs s'engagent dans une diversification de leurs revenus par des activités agricoles, d'abord vivrières puis destinées à la vente. De façon à protéger les nouveaux champs des dégâts occasionnés par des herbivores sauvages, des clôtures électriques à énergie solaire sont édifiées par des programmes de développement. Ce cloisonnement de l'espace contient la faune et ferme des itinéraires de déplacement de celle-ci, entraînant parfois des surcharges locales, par exemple en éléphants à Amboseli (WESTERN, 1994).

La politique de participation des populations locales aux aires protégées par leur accès aux revenus générés par le tourisme a déjà fait l'objet de critiques. Le postulat selon lequel des revenus économiques suffiraient pour que les populations locales adoptent une attitude positive à l'égard de la faune relève d'un a priori utilitariste. Or, les relations entre les populations et l'environnement ne s'inscrivent pas seulement dans des préoccupations matérielles. Elles renvoient également à des valeurs culturelles. De plus, l'accès des populations locales à un marché des ressources environnementales suscite des dynamiques sociales d'inégalité (GALVIN *et al.*, 2006). Chez les pasteurs d'Afrique de l'Est, ces dynamiques provoquent des clivages au sein même des communautés pastorales. En Afrique de l'Ouest, les pasteurs se trouvent exclus du marché de l'environnement par d'autres groupes qui mettent en œuvre des stratégies d'accaparement, légitimées par d'anciens rapports de domination.

Conclusion : engagement dans le tourisme ou maintien du pastoralisme ?

Malgré la pratique d'une même activité, la situation des pasteurs face aux aires protégées continue d'être divergente en Afrique de l'Ouest et de l'Est. Dans cet écart, la maîtrise du foncier joue un rôle important. Par le contrôle des espaces périphériques aux aires protégées, les populations locales peuvent tirer plus ou moins parti d'une rente touristique. Dans cette nouvelle forme d'association entre pastoralisme et conservation de la nature, les Maasai du Kenya semblent les mieux placés, grâce à des droits fonciers mieux préservés qu'ailleurs et une activité touristique soutenue. Les Maasai de Tanzanie sont déjà en position moins favorable, par suite de la politique nationale de suppression des droits coutumiers dont ils ont fait les frais en zones pastorales. Quant aux Peuls d'Afrique de l'Ouest, ils se trouvent partout en position marginale face aux nouvelles initiatives de conservation qui impliquent des communautés locales. En tant qu'autochtones détenteurs de droits éminents et d'usages sur les terres périphériques aux aires protégées, les villageois excluent les pasteurs, surtout les transhumants, des organisations associatives qui entendent tirer parti des richesses faunistiques. Alors que les services forestiers ne faisaient pas de différences entre les populations, les politiques actuelles de participation locale et de décentralisation des pouvoirs entérinent des logiques locales de clivages et d'exclusions. Dès lors, les Peuls d'Afrique de l'Ouest n'ont aucune chance de retirer des dividendes des réserves villageoises de faune.

D'un autre côté, le maintien d'une spécialisation pastorale tend à évoluer de façon inverse à la participation aux aires protégées locales. Chez les Maasai du Kenya, l'implication dans le tourisme s'inscrit dans une diversification générale des activités qui va de pair avec une perte progressive de l'identité pastorale. Cette identité, largement construite au XIX^e siècle, peut tout aussi rapidement se défaire. Dès lors, l'identité ethnique s'affirme davantage dans la sphère politique que dans une activité spécifique. Au contraire, les Maasai de Tanzanie sont depuis longtemps des agropasteurs. Quant aux Peuls d'Afrique de l'Ouest, ils évoluent par-

fois du pastoralisme vers l'agro-pastoralisme, mais aussi en sens inverse. Exclues des spéculations actuelles sur la nature, ils maintiennent le mieux le pastoralisme parce qu'ils sont comme relégués dans cette activité. Mais aucune formule d'association ou d'intégration du pastoralisme, activité pourtant proche de la nature, n'est envisagée avec la conservation de celle-ci.

Pourtant, les pasteurs sont souvent détenteurs de races bovines tout autant menacées de disparition que la faune. En effet, ces races, peu productives en lait ou en viande, sont remplacées progressivement par d'autres plus cotées sur les marchés. La race *ankole* en Afrique de l'Est et, à l'Ouest, les zébus rouges *bororodji* et blancs *siwaldji* risquent ainsi d'être marginalisés. Ce sont toutes des races typiquement pastorales, qui ne s'accommodent pas d'une sédentarisation ni de pluri-activités. En proposant d'intégrer la sauvegarde de ces races bovines à la protection de la faune sauvage, BOURN et BLENCH (1999) ont avancé la notion de « co-conservation ». La sauvegarde de races bovines menacées d'extinction pourrait aller de pair avec la protection de la faune. La compatibilité vraisemblable entre celle-ci et la préservation de races bovines pastorales débouche sur l'idée d'aire protégée à vocation multiple mais spécifique au milieu de savanes. En effet, la pratique du pastoralisme et le maintien de la biodiversité impliquent, simultanément, l'existence de feux saisonniers de végétation. Les animaux herbivores, qu'ils soient sauvages ou domestiques, associés aux feux de végétation, ont construit la biodiversité des écosystèmes de savanes ; c'est leur coexistence qui permettrait le mieux de la maintenir. Plutôt que d'alimenter une confrontation entre conservation et pastoralisme, les politiques de gestion des espaces protégés ne devraient-elles pas prendre en compte la menace que fait peser l'expansion agricole sur ces deux formes d'occupation de l'espace et de rapports à la nature ?

Références bibliographiques

AMADOU B., BOUTRAIS J., 2005 – *Les transhumances d'éleveurs nigériens dans le parc du W. Logiques pastorales et de conservation de la nature*. Communication au séminaire ATI « Aires protégées », Ouagadougou, 28-30 novembre 2005.

- ARHEM K., 1985 – *Pastoral man in the garden of Eden; the Maasai of the Ngorongoro Conservation Area, Tanzania*. Uppsala, Scandinavian Institute of African studies, 123 p.
- BASSETT T., 2002 – « Patrimoine et territoires de conservation dans le nord de la Côte d'Ivoire ». In Cormier-Salem M.-C. et al. (éd.) : *Patrimonialiser la nature tropicale ; dynamiques locales, enjeux internationaux*. Paris, IRD, coll. Colloques et séminaires : 323-342.
- BENOIT M., 1988 – Espaces « francs » et espaces étatisés en Afrique occidentale. *Cah. Sc. Hum.*, 24 (4) : 503-519.
- BENOIT M., 1999 – *Statut et usages du sol en périphérie du parc national du W au Niger*. T. 4 : *Peuplement et genres de vie dans le Gourma oriental avant la création du parc national du W du Niger*. Paris/Niamey, IRD.
- BERNARDET P., 1999 – « Peuls en mouvement, Peuls en conflit, en moyenne et haute Côte d'Ivoire, de 1950 à 1990. » In Botte R., Boutrais J., Schmitz J. (éd.) : *Figures peules*. Paris, Karthala : 407-444.
- BOURN D., BLENCH R. (eds), 1999 – *Can livestock and wildlife co-exist? An interdisciplinary approach*. Londres, ODI-ERGO.
- BOUTRAIS J., 2007 a – « Pasteurs d'Afrique de l'Ouest et de l'Est face à une catastrophe ; la peste bovine de 1890 ». In Landy F., Lézy E., Moreau S. (éd.) : *Les raisons de la géographie*. Paris, Karthala : 175-192.
- BOUTRAIS J., 2007 b – Crises écologiques et mobilités pastorales ; les Peuls du Dallol Bosso. *Sécheresse*, 18 (1) : 5-12.
- BOUYER J., 2006 – *Écologie des glossines du Mouhoun au Burkina Faso : intérêt pour l'épidémiologie et le contrôle des trypanosomes africaines*. Université Montpellier-II, thèse de parasitologie (entomologie médicale).
- BOUYER J., GUERRINI L., DESQUESNES M., DE LA ROCQUE S., CUISANCE D., 2006 – Mapping African animal trypanosomosis risk from the sky. *Veterinary research*, 37 : 633-645.
- DOUTRESSOULLE G., 1947 – *L'élevage en AOF*. Paris, Larose, 298 p.
- FORD J., 1971 – *The role of trypanosomiasis in African ecology; a study of the tsetse fly problem*. Oxford, Clarendon Press, 568 p.
- FOSBROOKE H., 1972 – *Ngorongoro; the eight wonder*. Londres, Deutsch, 240 p.

FOURNIER A., KABORÉ-ZOUNGRANA C., 2007 - *Gestion des activités d'élevage et des feux de végétation et conservation de la biodiversité au Burkina Faso*. Projet de recherche Corus.

FOURNIER A., MILLOGO-RASOLODIMBY J., 2007 - « Une végétation menacée ou modelée par les hommes ? » In Fournier A., Sinsin B., Mensah G. A. (éd.) : *Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et développement*, Paris, IRD, coll. Colloques et séminaires, CD-ROM : 33-46.

GALVIN K. A. *et al.*, 2006 - Integrated modelling and its potential for resolving conflicts between conservation and people in the rangelands of East Africa. *Human Ecology*, 34 (2) : 155-183.

HOMEWOOD K. M., RODGERS W. A., 1984 - Pastoralism and conservation. *Human Ecology*, 12 (4) : 431-441.

HOMEWOOD K. M., RODGERS W. A., 1991 - *Maasailand ecology, pastoralist development and wildlife conservation in Ngorongoro, Tanzania*. Cambridge, Cambridge University Press, 318 p.

HOMEWOOD K. M., RODGERS W. A., ARHEM K., 1987 - Ecology of pastoralism in Ngorongoro Conservation Area. *Journal Agric. Sciences*, 108 : 47-72.

HOUNDAGBA C. J., TENTE A. B., GUEDOU R., 2007 - « Dynamique des forêts classées dans le cours moyen de l'Ouémé au Bénin : Kétou, Dogo et Ouémé-Boukou ». In Fournier A., Sinsin B., Mensah G. A. (éd.) : *Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et développement*. Paris, IRD, coll. Colloques et séminaires, CD-ROM : 325-335.

HULME D., MURPHREE M. W. (eds), 2001 - *African wildlife and livelihoods. The promise and performance of community conservation*. Portsmouth/Oxford, Heinemann/James Currey, 336 p.

KIÉMA S., 2007 - *Élevage extensif et conservation de la diversité biologique dans les aires protégées de l'Ouest burkinabé ; arrêt sur leur histoire, épreuves de la gestion actuelle, état et dynamique de la végétation*. Université d'Orléans, thèse de doctorat.

KIÉMA S., FOURNIER A., 2007 - « Utilisation de trois aires protégées par l'élevage extensif dans l'ouest du Burkina Faso ». In Fournier A., Sinsin B., Mensah G. A. (éd.) : *Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et développement*. Paris, IRD, coll. Colloques et séminaires, CD-ROM : 445-451.

- LUXEREAU A., 2004 – Des animaux ni sauvages ni domestiques, les « girafes des Blancs » au Niger. *Anthropozoologica*, 39 (1) : 289-300.
- MACKENZIE J. M., 1988 – *The empire of nature. Hunting, conservation and British imperialism*. Manchester, Manchester Univ. Press, 340 p.
- PIERRE C., 1906 – *L'élevage dans l'AOF*. Paris, A. Challanel.
- RUSTEN RUGUMAYO C., 2000 – *The politics of conservation and development; on actors, interface and participation; the case of Ngorongoro Conservation Area, Tanzania*. Trondheim, thèse de doctorat.
- RUTTEN M., 2002 – *Parcs au-delà des parcs : écotourisme communautaire ou nouveau revers pour les pasteurs maasai au Kenya ?* Londres, IIED, 28 p.
- SAWADOGO I., 2006 – *Transhumance et pratiques pastorales sur le terroir de Kotchari en périphérie du parc du W du Burkina Faso*. Mémoire de DEA EMTS (Environnement, Milieux, Techniques, Sociétés), INA-PG/Ecopas.
- SEIGNOBOS C., 2001 – *Les mots du développement ; histoire du développement du Nord-Cameroun*. Paris, HDR Université Paris-I.
- SINSIN B., 1998 – « Transhumance et pastoralisme ». In Sournia G. (éd.) : *Les aires protégées d'Afrique francophone*. Paris, ACCT/Éd. Jean-Pierre de Monza : 26-31.
- SOUGNABÉ P., ALI BRAHIM B., HASSANE MAHAMAT H., 2004 – *Étude sur les pratiques pastorales dans et autour de la forêt classée de Yamba-Berté*. Farcha, LRZV.
- SOURNIA G., 1998 – *Les aires protégées d'Afrique francophone*. Paris, ACCT/Éd. Jean-Pierre de Monza, 272 p.
- THOMSON M., HOMEWOOD K. M., 2002 – Entrepreneurs, elites and exclusion in Maasailand: trends in wildlife conservation and pastoralist development. *Human Ecology*, 30 (1) : 107-138.
- TOUTAIN B., DE WISSCHER M.-N., DULIEU D., 2004 – Pastoralism and protected areas: lessons learned from Western Africa. *Human Dimensions of Wildlife*, 9 : 287-295.
- WALLER R. D., 1988 – « Emutai; crisis and response in Maasailand ». In Johnson D., Anderson D. M. (eds) : *The ecology of survival; case studies from North-East African history*, Londres, Lester Cook and Boulder : 73-114.

WESTERN D., 1982 – Amboseli National Park; enlisting landowners to conserve migratory wildlife. *Ambio*, 11 (5) : 302-308.

WESTERN D., 1994 – « Ecosystem conservation and rural development; the case of Amboseli ». In Western D., Wright R. M. (eds) : *Natural connections. Perspectives in community-based conservation*. Washington, Island Press : 15-52.

Conclusion

Les aires protégées à l'aune de la mondialisation

Hervé RAKOTO RAMIARANTSOA

Estienne RODARY

Les textes de cet ouvrage mettent en évidence une grande variété de situations découlant de l'expérimentation conduite dans le cadre des aires protégées auxquelles le développement durable a attribué le statut d'unités de conservation. La conduite d'une gestion durable des ressources naturelles attribuée à ces dernières accompagne le courant d'écologisation des politiques de développement (Rodary et Milian). Elle pose de manière centrale la question des échelles qui interfèrent dans la dynamique de ces aires : les échelles spatiales, les échelles temporelles, mais aussi les différents niveaux d'acteurs impliqués (Carrière *et al.*, Méral *et al.*).

Les études de cas rapportent, certes, des réalités connues, comme les tensions qui continuent de marquer les relations entre gestionnaires de ressources à conserver et populations riveraines des mêmes ressources, mais aussi des situations spécifiques, générées par des interactions d'échelles en Amérique amazonienne (Aubertin et Filoche, Albert *et al.*), d'objets – faune/bétail – en Afrique (Boutrais), d'espaces spécifiques comme le littoral (Chaboud *et al.*), ou encore des constats inédits, à l'image de ce que rapportent Rodary et Milian sur la place de la gestion communautaire dans les différents modes d'administration des espaces mis en protection à l'échelle mondiale. Ces études s'inscrivent dans le contexte général du développement durable, mais aussi dans le contexte spécifique des histoires des aires protégées. Elles permettent de préciser dans quelle mesure l'environnement s'est imposé comme référent principal des politiques territoriales, ou est resté marginal face aux dynamiques du développement. Cette contex-

tualisation a permis de mettre en valeur les deux points centraux évoqués en introduction. D'une part, la cohérence entre les définitions qui guident les objectifs des actions menées dans le cadre de ces aires et les outils mobilisés ; d'autre part, les perspectives de redéfinition, voire de dépassement des politiques de participation des populations locales à la gestion des ressources et des territoires.

Remettre les aires protégées dans leur contexte

Le premier constat qui s'impose à la lecture des différents textes est l'importance des dynamiques de globalisation dans le champ de la conservation de la biodiversité. Depuis plusieurs décennies, mais avec un renforcement notable à la suite du sommet de Rio de 1992, la globalisation structure et détermine les discours. Elle souligne la nécessité d'allier « les besoins des peuples indigènes et ceux des écosystèmes sains » (Worldwatch Institute, 2005). Par le concept de réseau écologique, elle met en relation les sites naturels de la planète. Bonnin parle de construction politique internationale, de « valeur supranationale » accordée à des habitats naturels. Dans le cadre de la logique marchande, les outils économiques d'achat de droits de développement renforcent par contrats des zones d'exclusion de populations. Mais les études soulignent cependant des appropriations inégales, par les sociétés, des opportunités que la mondialisation propose. Les analyses mettent aussi en évidence des aspects flous qui tiennent aux modes d'action eux-mêmes : les ambiguïtés de la participation, les interférences entre la phase participative et celle de « retour aux barrières », le manque de cohérence entre définitions et outils en sont quelques éléments. Il faut savoir replacer les situations dans ces cadres souvent imbriqués.

Aussi, si les grandes tendances de gestion des aires protégées se dessinent nettement à l'échelle globale et déterminent en partie les orientations politiques, les études de terrain soulignent que les trajectoires ne sont pas pour autant linéaires. Les situations révèlent plusieurs types d'imbrications : de droits (Aubertin et Filoche), de pouvoirs (Chaboud *et al.*), de gestions (Albert *et al.*). Par ailleurs, si les positions affirmées se présentent de manière monolithique, des divergences apparaissent lors de la mise en œuvre, liées à des contextes géographiques différents. Un premier élément se rap-

porte aux héritages légués à ces espaces, qui les différencient les uns des autres dans leur appropriation, leurs contraintes mais aussi leurs dynamiques. Boutrais rappelle une différence fondamentale entre l'Afrique de l'Ouest et l'Afrique de l'Est, concernant les relations du pastoralisme avec les réserves et parcs : la première est imprégnée d'une politique de conservation de la nature d'inspiration française, qui sépare et exclut, notamment les pasteurs, alors que la politique anglo-saxonne a su expérimenter des associations avec les populations locales depuis plusieurs décennies. Une même question d'héritage concerne les actions à mener dans le cadre de la « méga-biodiversité » malgache. L'enjeu particulièrement important de la conservation exige une « évolution majeure du mode de gouvernance », car aux pratiques de gestion héritées de l'administration coloniale ou plus récemment appuyées par la coopération française s'ajoutent, avec force, les orientations proposées par des financements anglo-saxons à travers les ONG internationales de conservation. Un autre élément qu'il convient de mettre en lumière est l'interférence de la gestion des aires protégées avec les structures d'administration du territoire en place. Selon les responsabilités, l'implication et le fonctionnement de ces dernières, on observe des initiatives « locales » qui apportent une touche particulière au façonnement des espaces et des organisations à installer ; l'analyse du parc amazonien de Guyane (Aubertin et Filoche) illustre par exemple ce point.

Il faut cependant souligner que, quel que soit le contexte, le thème des aires protégées concerne des réalités du local au global et impose la question des échelles comme un axe transversal : il faut considérer le rôle de ces entités de conservation en fonction des échelles de réflexion. Échelle spatiale d'abord, non seulement parce que, sur le terrain, la coexistence d'espèces – faune et cheptel – à une échelle large se traduit par des parcours séparés à l'échelle locale (Boutrais), mais aussi parce que, désormais, il faut s'interroger sur la place des aires protégées au sein de systèmes englobant, les réseaux écologiques (Bonnin). Échelle temporelle aussi, qu'il s'agisse du financement de ces aires (Méral *et al.* notent l'inadéquation entre les temporalités des programmes d'aides liés aux organismes internationaux – environ cinq ans – et le temps long qu'exige une durabilité de la conservation de la biodiversité), d'une utilisation décalée dans le temps des mêmes

ressources (exemple de troupeaux de pasteurs Massai dans des parcs d'Afrique de l'Est), ou encore des temporalités inégales caractérisant les corridors et participant à la distinction entre conduits et habitats (Carrière *et al.*). Échelles d'acteurs enfin, qui interviennent dans le champ des aires protégées. C'est le cas du statut dominant reconnu à ce qui est supra-national, ou encore de l'importance renforcée des ONG de conservation qui se retrouvent en situation d'intermédiaires financiers dans la nouvelle configuration de paiements pour services environnementaux (Méral *et al.*). L'importance de l'interférence de ces échelles impose des réflexions qui, à la fois, prennent en compte les différents niveaux à l'œuvre dans le champ délimité des aires protégées et considèrent ce qui, en dehors de ce champ, concerne les aires protégées par rapport à l'objectif de conservation. Bonnin rappelle ainsi de manière éclairante que la capacité du réseau Natura 2000 à réaliser ses objectifs dépend « notamment du maintien ou de la restauration d'une matrice de territoire appropriée, dans et entre les sites ».

Cette double mise en contexte, dans le temps et dans l'espace, permet de constater la place inégale accordée à l'environnement, dans la formulation des politiques et dans les outils mobilisés, et surtout par rapport aux priorités des populations concernées par la perspective d'une gestion durable des ressources.

Une cohérence entre définitions et outils mobilisés ?

La prégnance du discours sur le développement durable dans les actions de conservation, que toutes les études mentionnent, ne se traduit cependant que très rarement dans l'administration des espaces concernés. S'agissant des choix de protection, des instances de décision comme des instruments mis en œuvre, les logiques propres au développement durable ne prédominent pas ; la mise en priorité des demandes locales n'est une réalité que dans des contextes particuliers. Il en est de même pour la consultation effective des différentes entités concernées, et les relations entre l'action et les connaissances acquises au préalable pour développer celle-ci dans le sens de la durabilité recherchée ne sont pas évidentes.

Un premier point porte sur la définition de ce qu'il faut conserver. Sur quel(s) savoir(s) se fonde le choix ? Il apparaît que les savoirs locaux sont peu considérés, alors qu'ils se traduisent souvent par des pratiques qui enrichissent la biodiversité. La reconnaissance des savoirs locaux, voire leur requalification en savoirs « traditionnels », pose le problème de la valorisation de l'échelle locale par les politiques publiques. Boutrais précise ce point à partir du thème du pastoralisme en Afrique. Pour les éleveurs, qui sont partie prenante de la gestion du milieu (par exemple avec le feu, désormais reconnu comme perturbation utile par la science biologique car, en son absence, les milieux se ferment et perdent leurs espèces pyrophytes), aire protégée signifie ressources fourragères et sécurité des bêtes. Par ailleurs, le cheptel des éleveurs compte des races typiquement pastorales devenues rares qui ne supportent pas une sédentarisation. Ni cette perception, ni cette détention de races bovines menacées ne sont prises en compte par les gestionnaires des aires protégées. Concilier conservation de la nature et pastoralisme reste inconcevable dans cet esprit, alors que les deux domaines gagneraient dans une complémentarité, face à la vraie menace commune de l'agriculture. Une telle mise au second plan de ce qui constitue une contrainte majeure des réalités locales résulte du poids des critères de gestion retenus aux niveaux politiques supérieurs.

Cela touche directement au deuxième point, celui de la place accordée aux connaissances scientifiques. Chaboud *et al.* insistent sur l'indispensable appel à l'expertise scientifique pour disposer des connaissances adéquates afin de préciser les objectifs, les méthodes d'évaluation des actions de protection durable. Si une telle nécessité apparaît évidente, il faut préciser que, trop souvent, seule la science académique « normalisée » est mobilisée pour définir les projets. Le fait de ne pas faire appel aux savoirs locaux engendre des problèmes d'acceptabilité sociale des programmes. Par ailleurs, des données peu fiables, des résultats non avérés constituent les fondements de certaines actions. Le texte de Carrière *et al.* met en lumière les contradictions entre le crédit accordé au concept de corridor, axe désormais essentiel des politiques de conservation, et les très nombreuses critiques à l'endroit de ce terme qui prête à confusion, « ce qui le rend difficilement opérationnel ». L'éviction du pastoralisme des aires protégées

d'Afrique, sur la base de compétition entre faune et bétail, est tout aussi problématique, alors que d'autres perceptions accordent au contraire aux espaces pastoraux un rôle d'écran protecteur de la faune contre l'extension des terres agricoles. On s'étonne même de constater, en Guyane, des cœurs de parcs fragmentés, ce qui va à l'encontre de la règle écologique reliant de manière exponentielle le nombre d'espèces à la superficie les abritant. De nombreuses situations marquent ainsi de manière flagrante un décalage entre la décision politique et l'expertise scientifique, ou plutôt une certaine orientation des liens qui unissent le savoir au pouvoir (FAIRHEAD et LEACH, 1996). En ce sens, les transformations qui s'observent dans le monde de la protection de la nature (participation, réseaux écologiques, etc.) semblent s'inscrire dans une continuité en ce qui concerne la formulation des choix politiques et la façon dont ils utilisent l'expertise scientifique.

Ce constat soulève un troisième point, qui a trait aux difficultés des relations entre les échelles globale et locale. Il s'agit du passage des déterminations à l'échelle globale aux réactions que les communautés riveraines des ressources y apportent, quand la polarité n'est pas inversée, ce qui apparaît de manière exceptionnelle (cas des réseaux internationaux activés par les communautés amérindiennes). Or, l'importance toujours croissante des acteurs au niveau international est un facteur intrinsèque de déconnexion avec les dispositions locales. L'envergure prise par l'échelle internationale apparaît dans plusieurs domaines. Elle accompagne l'accroissement du poids des grandes ONG, ce qui s'accorde avec les approches de conservation « à grande échelle » récemment souhaitées. CHAPIN (2004) signale que dans le même temps (1950-2000) où le montant des fonds disponibles pour la conservation a diminué de 50 %, ceux qui sont alloués à Conservation International, The Nature Conservancy et au WWF ont augmenté, à la fois relativement et en valeur absolue. Les relations des trois organisations avec les entreprises et les financements bi- et multilatéraux leur permettent de contrôler la redistribution des ressources affectées aux actions de conservation auprès des organisations locales : de ce fait, ces dernières voient leurs initiatives limitées. D'autre part, ces grandes ONG lient désormais les partenariats avec des institutions relevant du champ diplomatique (Usaid, Banque mondiale). La préoccupation environnementale étant une conditionnalité de

l'aide, on comprend le positionnement en retrait de l'État quant aux intérêts des populations locales. Pourtant, l'exemple, rare, des Terres indigènes brésiliennes (Albert *et al.*) souligne que le droit moderne national peut reconnaître et intégrer les droits autochtones sur une question aussi délicate que celle de la légitimité d'accès aux ressources (Chaboud *et al.*). Un autre domaine où s'exprime la dichotomie entre un global renforcé dans une position de domination et un local marginalisé concerne les paiements pour services environnementaux, perspective pourtant appelée à être une référence en matière de conservation (WERTZ-KANOUNNIKOFF et WUNDER, 2007). Méral *et al.* exposent comment la logique économique des « projets carbone » risque de développer des opérations sur des surfaces telles que la maîtrise en échappe totalement aux structures paysannes locales. Faut-il voir dans les réseaux écologiques qui « concurrencent » les aires protégées dans la conservation de la nature (Bonnin) une initiative de la même veine ? Cette structuration récente envisage le développement durable par un zonage du territoire, d'abord à différents niveaux suivant les principes de zones noyaux, zones tampons et corridors biologiques, ensuite dans l'emboîtement de ces différents niveaux. Le savoir scientifique naturaliste, exclusif dans les délimitations spatiales, élève les unités biophysiques d'une certaine taille au rang d'outil pour l'aménagement territorial en instituant la notion d'infrastructure écologique. La ressource naturelle n'est plus considérée à l'échelle locale, ponctuelle. Quel que soit le bien-fondé scientifique de cette vision, elle change le niveau d'appréhension de la ressource, ce qui en altère le statut même en la confisquant du champ d'action de ses populations riveraines. Un tel détachement d'initiatives par rapport aux réalités locales traduit une attitude beaucoup plus générale des programmes de développement durable conduits au sein des aires protégées : une expertise au service exclusif de la politique.

Les enjeux écologiques de la conservation en sont-ils mieux abordés ? Il est difficile d'apporter une réponse nette à cette interrogation, d'autant plus que la question soulève le problème de la dissociation entre connaissance et action. Les textes ici retenus apportent des éléments sur trois points. Le premier concerne le manque de clarté des concepts mobilisés pour définir des outils de la conservation. Le plus frappant est la controverse sur les cor-

ridors, pourtant « investis d'un rôle de conservation en particulier pour pallier les effets potentiels de la fragmentation des écosystèmes forestiers, l'isolement des populations animales et végétales, voire leur extinction ». Tout en mettant en valeur une absence de réponse scientifique claire pour affirmer que les corridors entretiennent la connectivité fonctionnelle, la contribution de Carrière *et al.* met en lumière l'instrumentalisation du concept, au service d'opportunités de financement de la protection des forêts malgaches. Le deuxième point aborde la question des résultats contradictoires que fournissent, pour l'instant, les études scientifiques, ce qui appelle encore plus à affiner ces dernières pour définir des formes de gestion adéquates. Le thème de la fragmentation des systèmes écologiques en Afrique soudanienne est illustratif. Autant les contacts entre aires protégées et espaces ouverts bordiers entretiennent un repeuplement des périphéries en espèces végétales herbacées, les premières assumant un rôle de renouvellement de la végétation de leurs zones périphériques, autant ces mêmes lisières entretiennent une dangerosité écologique par une forte concentration de glossines de ce paysage fragmenté à fort gradient naturel. Zone de contact à la fois attirante par une richesse des pâturages disponibles, et risquée par la présence de foyers de mouches tsé-tsé, comment gérer cette unité interface spécifique par sa fonctionnalité écologique ? Il apparaît en tout cas que le problème déplace l'enjeu entre conservation et pastoralisme des aires protégées proprement dites vers leurs périphéries. Enfin, le troisième point note la perception paysanne de ces enjeux écologiques de la conservation. Si arbres et faune concentrent l'action des forestiers dans les aires protégées, pour les éleveurs il n'y a pas d'incompatibilité entre la pâture du couvert herbacé et la protection des ligneux, la pratique de pâturages entraînant une diminution des feux de brousse. Mais cette logique n'est pas reconnue dans sa pertinence. Ces trois points soulignent aussi la difficulté de distinguer des dynamiques écologiques de la conservation pour les apprécier *sensu stricto*, tant l'action de l'homme est présente. Dans sa comparaison entre Afrique de l'Ouest et Afrique de l'Est, Boutrais rapporte comment autant les progrès techniques et les dynamiques sociales font avancer l'élevage en zone de savane autrefois non fréquentée à cause de la présence de la mouche tsé tsé, autant les déprises

humaines engendrent des embuisonnements vecteurs du retour en force de l'insecte et de la trypanosomiase bovine. Il y a quelques années, sur ce thème des enjeux écologiques de la conservation, WEBER (2000) posait déjà une question centrale relative à l'adéquation entre objectif et méthode : « Peut-on gérer biologiquement le social ? ». Ces imbrications complexes expliquent sans doute pourquoi, d'une manière plus générale concernant les aires protégées, les « processus d'évaluation restent pour l'instant à définir » (Bonnin).

Ce problème de cohérence des outils se retrouve, enfin, dans le domaine du financement des aires protégées. La conjoncture récente de leur extension rend indispensable l'élaboration de nouvelles formes de financement durable, les ressources habituelles n'étant plus à la hauteur, en particulier dans le contexte de la privatisation de l'État. En l'absence de ces apports à gagner, l'évolution des modes de gouvernance spatiale, attendue sans que les contours en soient clairement définis, ne saurait se faire. Une analyse de la question souligne à quel point la multiplication des aires, ce qui est le fruit d'une décision politique, apparaît comme une fuite en avant légitimant la recherche de mécanismes financiers alternatifs. Les termes de la relation peuvent être inversés, suivant une dynamique allant des financements vers les aires protégées, mais dans un cas comme dans l'autre, l'outil mobilisé n'est pas au point, il s'affine en cours d'action. Avec l'exemple malgache, Méral *et al.* décortiquent les montages et les instruments activés dans ce sens et soulignent les effets de cette incohérence entre définitions et outils par rapport au développement durable : c'est à l'extérieur du pays que se décide la politique et les moyens de gestion des aires protégées. En matière d'autonomie des acteurs nationaux, l'innovation que l'expérimentation de développement durable menée dans ces territoires devait produire n'a-t-elle pu que mener de Charybde en Scylla ?

La participation est morte, vive la participation !

Vue sous l'angle du développement durable, la participation apporte la dimension sociale aux objectifs économiques et aux préoccupations écologiques relatifs à l'utilisation de ressources

naturelles. Elle est essentielle dans une perspective de durabilité. L'intégrer dans la gestion des aires protégées constitue un test pour le développement durable, notamment à travers les programmes de transfert de gestion des ressources naturelles mis en place par les acteurs de la conservation. Le principe de la participation peut-il changer l'administration des aires protégées, apportant une réelle nouveauté dans leurs spatialisations, leurs statuts, leurs engagements ? Les réponses, complexes, convergent cependant sur les limites de la démarche participative telle qu'elle est conduite, fût-elle intrinsèquement d'un très grand intérêt.

L'analyse de Rodary et Milian éclaire la place accordée à la gestion communautaire, lorsque l'on considère celle-ci sur le temps long. L'évolution des aires protégées depuis 1870 souligne, certes, que pendant les années 1990 où le taux de progression des superficies de ces aires est moins important que lors de la décennie précédente, les catégories qui intègrent les pratiques des populations dans leur gestion ont connu les plus forts taux de progression. Le constat pourrait signifier une rupture dans la continuité du protectionnisme exclusif. Encore faut-il savoir si les pratiques mobilisées dans les espaces ainsi classés répondent à des critères de développement durable. Car l'analyse établit deux autres bilans qui ne vont pas dans le sens de ce changement. Le premier porte sur le nombre de sites : le type IV (aire de gestion des habitats et des espèces) mis à part, toutes les formes historiquement recensées par l'UICN suivent depuis plus de quarante ans des taux de progression comparables, les auteurs soulignant que cela concerne même la catégorie Ia (réserve naturelle intégrale), la plus protectionniste. Est-ce une tendance qui traduit un cycle de fond rendant impuissante l'ouverture communautaire récente ? Le deuxième bilan établit la place limitée de la catégorie VI (aire protégée de ressources naturelles gérée), pourtant censée promouvoir une approche d'intégration entre conservation et développement. Peut-on parler d'aires protégées au service du développement durable tant que cette catégorie demeure marginale ?

C'est dans cette atmosphère d'appui au processus participatif, en parallèle d'une pérennisation des aires protégées plus préservationnistes, que les pratiques intégrant la co-responsabilité des communautés locales dans la gestion des ressources sont actuellement conduites. La démarche représente pour les États une oppor-

tunité, au sens où elle leur permet de trouver, sur place, des interlocuteurs « responsables » du soin à apporter à l'état des ressources (BLANC-PAMARD et BOUTRAIS, 2002). À cela s'ajoute dans le cadre de la captation d'une rente politique et économique liée à la mise en place d'aires protégées (Chaboud *et al.*), le bonus apporté par la participation communautaire, critère apprécié des partenaires internationaux. Ainsi, sous différents aspects qui touchent aussi à l'installation formelle de ces structures spatiales, la démarche participative devient une manière de réaffirmer l'action de l'État, « éconduit » de ses fonctions traditionnelles de conservation par les orientations des grandes organisations internationales ; et cela alors même que la vague participationniste s'inscrivait explicitement dans une démarche d'évitement de l'État. Un premier résultat de la participation est donc paradoxalement d'avoir permis un retour de l'État, au sens d'une intervention publique concertée sur des espaces décentralisés.

Par ailleurs, s'insérer dans des structures de gestion participative peut traduire une initiative de communautés locales s'inscrivant dans des dynamiques qui renforcent leur assise territoriale. Cela est particulièrement marqué en Amazonie brésilienne. L'image des peuples indigènes forestiers acquis à la cause environnementale est une donnée récente sur laquelle les autres niveaux, national et international, s'appuient pour revendiquer une légitimité d'acteurs ayant le savoir-faire en matière de protection de la nature. Mais Albert *et al.* mettent également en lumière les logiques propres de groupes amérindiens dans le cadre de la forme particulière d'aires protégées que sont les Terres indigènes. Tout en maintenant une organisation garante de la durabilité des systèmes d'exploitation dans ces espaces redéfinis, les populations locales prennent à leur compte les perspectives de la participation pour investir des instances autres que celles de leur champ habituel et élargir leur autonomie. Ces processus de réappropriation sont visibles ailleurs dans le monde, notamment en Australie et en Afrique australe, où les revendications territoriales permettent à des populations autrefois marginalisées de réinvestir la question conservacionniste en position de partenaires et non plus uniquement de participants à des structures élaborées et dirigées ailleurs (REID *et al.*, 2004). La participation a donc ouvert, certes partiellement, des espaces de négociations à l'échelle locale qui n'existaient pas forcément aupa-

ravant et que des acteurs ont su s'approprier, même si cela supposait de s'inscrire dans des référentiels externes. Le deuxième résultat de la participation se trouve là : dans une réappropriation politique locale, qui peut laisser entrevoir une transformation des cadres et normes actuels de la conservation.

La participation n'est pas toujours porteuse de renforcements des capacités locales. Lorsqu'elle se situe dans un programme de protection qui, dans la définition des objectifs et des règles, exclut les populations riveraines des ressources tout en les intégrant dans l'action, la participation favorise les inégalités entre groupes d'acteurs. Une telle mise aux normes fait peu de cas des priorités liées aux contraintes locales, alors que la participation est justement censée mettre en avant les possibles et les limites des communautés riveraines. Cette forme de participation est inefficace si l'on considère que « les besoins des peuples indigènes [...] doivent être plus effectivement intégrés dans les programmes de conservation » (Worldwatch Institute, 2005). Plusieurs aspects de l'analyse du parc amazonien de Guyane, dont les consultations affichent pourtant des procédures de « démocratie participative » (Aubertin et Filoche), illustrent cela. Ainsi en est-il du refus de classer des villages wayana en zone de cœur du parc, contrairement à leurs vœux.

Une réelle ambiguïté accompagne donc la notion de participation, pourtant présentée comme une innovation apportée par la préoccupation de gestion durable des aires protégées. Au lieu de résultats massifs vers un *empowerment* des communautés locales, le concept engendre plus de situations où la participation est un outil, parmi d'autres, au service de politiques s'inscrivant sans aucun doute dans l'objectif de conservation des ressources naturelles, mais conçues sans faire des demandes locales les axes prioritaires de l'action. Il en résulte que, au sein des groupes d'utilisateurs de ces ressources, les individus et les communautés les plus vulnérables ne trouvent pas leur compte, ce qui va à l'encontre d'un aspect du développement durable, celui de « réduction de la pauvreté et de meilleure répartition des richesses » (CHABOUD, 2007). Dans le même temps, comme on vient de le voir, la participation a permis de réintroduire la question politique dans la gestion locale des ressources naturelles, à la fois par le biais de l'État et par la prise de pouvoir des « populations loca-

les ». Certes, ces populations ne sont pas homogènes : l'idée d'un processus politique permettant une participation égale de tous les acteurs touchés ou concernés par un enjeu quelconque est un leurre qui fonctionne comme utopie mobilisatrice, mais évidemment pas comme rouage pratique des structures sociales. Il n'en reste pas moins que la réappropriation par certains acteurs locaux de la question de la gestion de la nature est un changement notable par rapport aux politiques passées, centralisatrices, étatiques et souvent autoritaires.

Il en résulte un constat dual : d'une part, la participation a montré ses limites à répondre aux attentes que son introduction a motivées dans le monde conservateur ; de l'autre, la compréhension et la prise en compte de ces limites replacent la participation comme un outil politique parmi d'autres. Grâce aux articulations avec des réseaux internationaux, la participation peut en effet permettre de reconfigurer les rapports de pouvoir au profit des acteurs historiquement marginalisés. Elle favorise l'ouverture d'espaces de concertation et encourage les initiatives et innovations en valorisant les acteurs locaux. En ce sens, la période post-participationniste que connaît actuellement le monde de la conservation signe peut-être les débuts d'une réelle rupture avec les politiques précédentes.

Références bibliographiques

BLANC-PAMARD C., BOUTRAIS J., 2002 – Les temps de l'environnement. D'un sauvetage technique à une gestion locale en Afrique et à Madagascar. *Historiens et Géographes*, 381 : 389-401.

CHABOUD C., 2007 – Gérer et valoriser les ressources marines pour lutter contre la pauvreté. *Études Rurales*, 178 : 197-212.

CHAPIN M., 2004 – A Challenge to conservationists. *World Watch Magazine*, nov.-déc. : 17-31.

FAIRHEAD J., LEACH M., 1996 – *Misreading the African landscape: society and ecology in a forest-savanna mosaic*. Cambridge/New York, Cambridge Univ. Press, 354 p.

MARTY P., VIVIEN F.-D., LEPART J., LARRÈRE R., (éd.), 2005 – *Les biodiversités. Objets, théories, pratiques*. Paris, CNRS éditions.

REID H., FIG D., MAGOME H., et LEADER-WILLIAMS N., 2004 – Co-management of contractual national parks in South Africa: lessons from Australia. *Conservation & Society*, 2 (2) : 377-409.

WEBER J., 2000 – « Pour une gestion sociale des ressources naturelles ». In Compagnon D., Constantin F., (éd.) : *Administrer l'environnement en Afrique. Gestion communautaire, conservation et développement durable*, Paris/Nairobi, Karthala/IFRA : 79-105.

WERTZ-KANOUNNIKOFF S., WUNDER S., 2007 – « Les paiements des services environnementaux ». In Jacquet P., Tubiana L. (éd.) : *Regards sur la Terre. Biodiversité, nature et développement*, Paris, Presses de Science Po/AFD : 217-230.

Worldwatch Institute, 2005 – From readers. *World Watch Magazine*, janv.-fév. : 5-20.

	<p>59, Av. Émile Didier 05003 Gap Cedex Tél. 04 92 53 17 00 Dépôt légal : 686 Décembre 2008 Imprimé en France</p>
---	---



Toutes les encres et les vernis utilisés sont certifiés d'origine végétale.
Les eaux de mouillage des machines, les plaques, les produits
de développement et les chutes de papier sont recyclés.

Imprimerie certifiée IMPRIM'VERT.

Autrefois enclaves marginales de protection de la nature, les aires protégées, apparues dès la fin du XIX^e siècle, représentent aujourd'hui 12 % des surfaces émergées et concernent l'ensemble des territoires de la planète. Dans le contexte du développement durable, on attend à présent qu'elles répondent à la fois à des objectifs de conservation de la biodiversité et de développement social.

La « durabilité » de ces espaces est en effet au cœur des politiques actuelles de gestion de l'environnement. Quelles sont, dans ce contexte, les nouvelles formes juridiques et territoriales des aires protégées ? Comment s'inscrivent-elles dans les infrastructures naturelles régionales et les réseaux écologiques transnationaux ? Quels outils de valorisation économique peuvent-elles offrir ? Autrement dit, dans quelle mesure les diverses aires protégées – parcs nationaux, réserves naturelles, réserves de biosphère, aires marines, corridors, terres indigènes, etc. – s'affirment-elles comme des espaces d'expérimentation du développement durable ?

Pour répondre à ces questions, cet ouvrage alliant études régionales et globales analyse les tendances actuelles de la conservation. À travers le regard d'économistes, d'écologues, de juristes, d'anthropologues et de géographes, il propose une approche inédite des tensions qui se cristallisent autour d'une nature à réinventer.

Avec des contributions de Bruce Albert, Fano Andriamahefazafy, Catherine Aubertin, Marie Bonnin, Jean Boutrais, Ambroise Brenier, Stéphanie Carrière, Christian Chaboud, Gilbert David, Jocelyne Ferraris, Geoffroy Filoche, Géraldine Froger, Florence Galletti, Dominique Hervé, Anne-Elisabeth Laques, François-Michel Le Tourneau, Philippe Méral, Johan Milian, Florence Pinton, Andi Rabearisoa, Hervé Rakoto-Ramiarantsoa, Pascale de Robert, Estienne Rodary.

IRD

44, bd de Dunkerque
13572 Marseille cedex 02
editions@ird.fr
www.editions.ird.fr

Diffusion

IRD
32, av. Henri-Varagnat
93143 Bondy cedex
fax : 01 48 02 79 09
diffusion@bondy.ird.fr

25,40 €



9 782709 916516

ISBN 978-2-7099-1651-6