

Impact de la gestion participative sur l'efficacité de conservation
dans les parcs nationaux des pays sous-développés

par

Julien Poisson

Essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale) et du
grade de maître en environnement (maîtrise en environnement)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, décembre 2009

SOMMAIRE

Les parcs nationaux représentent la pierre angulaire de la conservation *in situ* de la biodiversité mondiale. Au fil du 20^{ième} siècle, les pays sous-développés en ont implanté un grand nombre sur leur territoire afin de préserver la riche biodiversité qu'ils abritent. Le mode de gestion exclusif préconisé dans la majorité de ces parcs nationaux vise à repousser les différentes parties prenantes des ressources naturelles hors des limites du territoire protégé. Toutefois, ce mode de gestion devient rapidement contesté pour des raisons d'éthique et d'équité sociale envers les parties prenantes. De plus, le contexte socio-économique dans lequel est implantée la majorité des parcs nationaux mondiaux est marqué par une extrême pauvreté. Les communautés locales établies en zone tampon des parcs nationaux n'ont aucune alternative à l'agriculture, l'élevage et l'exploitation des ressources naturelles comme moyen de subsistance. D'autres parties prenantes telles que les compagnies privées et les gouvernements ont également des intérêts envers les ressources des parcs nationaux. L'effet cumulatif des pressions d'extraction des ressources et d'empiètement sur les limites des parcs nationaux par les différentes parties prenantes conduit inévitablement à l'inefficacité de conservation et conséquemment au déclin de la biodiversité mondiale.

Les gestionnaires des parcs nationaux doivent donc trouver une approche de gestion qui puisse permettre conjointement une conservation efficace de la biodiversité et un développement économique des parties prenantes. La solution proposée la plus répandue est certainement le mode de gestion participative. Ce dernier vise à inclure les parties prenantes dans le processus de gestion des parcs nationaux à l'aide de quatre phases d'implantation soit la préparation du partenariat, la consultation et le renforcement des capacités, la négociation des plans et des accords ainsi que l'implantation et le suivi. Plusieurs raisons justifient l'implantation de la gestion participative dont les faibles performances du mode de la gestion exclusive, l'aspect d'éthique et d'équité sociale et la tendance mondiale à la décentralisation. Toutefois, les raisons liées à l'efficacité de conservation de la biodiversité demeurent très peu documentées.

Cet essai détermine qualitativement l'impact du mode de gestion participative sur l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés. Pour ce faire, neuf indicateurs d'efficacité de conservation ont été sélectionnés définissant quatre critères affectant le rendement de la conservation dans les parcs nationaux, soit le support local, le renforcement de la protection, le niveau d'information et l'efficacité de la gestion.

Les résultats de l'analyse suggèrent qu'en théorie, c'est-à-dire lorsqu'il est implanté dans un contexte approprié avec les ressources nécessaires, le mode de gestion participative influence positivement chacun des quatre critères d'efficacité de conservation. Effectivement, il devrait permettre d'obtenir un support local favorable avec l'implantation de programmes d'éducation et de sensibilisation et de partages des bénéfices. Il devrait également permettre d'implanter un mécanisme de renforcement de la protection socialement acceptable et plus efficace. De plus, il peut augmenter le niveau d'information socio-économique et celui sur l'état de la biodiversité ce qui favorise une prise de décision plus éclairée sur les interventions de conservation. Finalement, il devrait améliorer l'efficacité de gestion en incluant les principaux acteurs sociaux et leurs structures organisationnelles dans l'institution des parcs nationaux.

Ces impacts théoriques positifs sont toutefois nuancés par le côté pratique du mode de gestion participative. Effectivement, les manques d'expérience, de volonté politique et de ressources financières et techniques lors des phases d'implantation ont conduit à l'inefficacité de conservation dans certains parcs nationaux. Ces phases représentent la fondation de la gestion participative et chacune doit être adéquatement implantée pour pouvoir bénéficier des potentiels de conservation de ce mode de gestion. Les recommandations émises au dernier chapitre permettent de prévenir les risques d'échec de la gestion participative et de renforcer les points faibles des phases d'implantation. Toutefois, il faut considérer que ce mode de gestion est encore jeune et qu'il représente un apprentissage continu. Or, malgré les exigences élevées des phases d'implantation, le mode de gestion participative demeure la meilleure option de gestion pour atteindre l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés.

REMERCIEMENTS

Plusieurs personnes ont contribué à l'accomplissement de cet essai ainsi qu'à mon développement intellectuel tout au long de la période de rédaction. Premièrement, je tiens à remercier mes co-directeurs d'essai soit M. Festa-Bianchet, professeur au département de biologie à l'Université de Sherbrooke et M. Claude Delisle, professeur titulaire à la retraite de l'École Polytechnique de Montréal et chargé de cours au Centre universitaire de formation en environnement de l'Université de Sherbrooke. Leurs judicieux conseils et leur support continu ont permis d'approfondir mon sujet d'essai tout conservant une démarche logique et rigoureuse. De plus, ils ont su apporter une expertise autant dans le domaine de la conservation de la biodiversité que dans le domaine de la gestion participative ce qui a nourrit les sphères écologique et sociale prérequis pour cet essai. J'aimerais également souligner l'apport de Mme. Caroline Cloutier pour l'encadrement académique et administratif qui a rendu cet essai possible.

Je désire remercier ma famille pour leur support moral et leurs encouragements tout au long de la période d'essai. J'accorde une attention particulière à mon père, Normand Poisson, pour son intérêt et son temps consacré au document final. Finalement, je ne peux omettre de souligner l'apport de ma douce moitié qui a su me supporter et me motiver dans les périodes plus difficiles. De plus, sa grande connaissance des enjeux écologiques liés à la conservation et sa rigueur scientifique m'ont guidé dans la concrétisation de cet essai.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE.....	II
REMERCIEMENTS	III
TABLE DES MATIÈRES	IV
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES FIGURES	VIII
LISTE DES ACRONYMES.....	IX
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 - HISTORIQUE DES APPROCHES DE GESTION DES PARCS NATIONAUX	4
1.1 L'approche de gestion exclusive	4
1.2 L'approche utilitariste et la grande expansion.....	6
1.3 Les projets de développement et de conservation intégrée	8
CHAPITRE 2 - CONTEXTE SOCIO-ÉCONOMIQUE DES PARCS NATIONAUX DES PAYS SOUS- DÉVELOPPÉS	12
2.1 Les facteurs de pauvreté dans les zones tampons	13
2.1.1 Le facteurs sociaux, économiques et politiques	13
2.1.2 Les facteurs externes	16
2.2 Les services écosystémiques des parcs nationaux	17
CHAPITRE 3 - PRESSIONS SUR LES PARCS NATIONAUX	20
3.1 Les communautés autochtones	22
3.2 Les communautés immigrantes	26
3.3 Les compagnies privées.....	30
3.4 Les gouvernements	33

CHAPITRE 4 - GESTION PARTICIPATIVE DANS LES PARCS NATIONAUX	36
4.1 Modèles théoriques de gouvernance.....	36
4.2 Catégories de gouvernance de L’UICN.....	38
4.3 Définition de la gestion participative.....	41
4.4 Le fonctionnement de la gestion participative dans les parcs nationaux.....	44
4.4.1 Phase I : préparation du partenariat	45
4.4.2 Phase II : Consultation et renforcement des capacités	46
4.4.3 Phase III : Négociation du plan de gestion et des accords spécifiques.....	48
4.4.4 Phase IV : Implantation et suivi	50
 CHAPITRE 5 - MÉTHODOLOGIE	 52
5.1 Sélection des critères d’analyse	53
5.2 Méthodologie d’analyse.....	54
 CHAPITRE 6 - ANALYSE DE L’IMPACT DE LA GESTION PARTICIPATIVE SUR LES CRITÈRES D’EFFICACITÉ.....	 56
6.1 Support local.....	56
6.1.1 Le niveau de sensibilisation et d’éducation.....	57
6.1.2 L’efficacité du partage des bénéfices	60
6.2 Renforcement de la protection.....	64
6.2.1 Densité de garde-parc	66
6.2.2 Efficacité des gardes-parc.....	68
6.3 Niveau d’information.....	71
6.3.1 Niveau d’information socio-économique	72
6.3.2 Niveau d’information sur l’état de la biodiversité.....	74
6.4 Efficacité de gestion	77
6.4.1 Niveau de participation des parties prenantes	78
6.4.2 Capacité institutionnelle	79
6.4.3 Qualité de la prise de décision.....	81

CHAPITRE 7 - DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS	83
CONCLUSION	92
RÉFÉRENCES.....	95
ANNEXE 1 - FIGURES SUPPLÉMENTAIRES.....	109

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Catégories de parties prenantes lors de la gestion des parcs nationaux.....	22
Tableau 5.1	Critères retenus affectant l'efficacité de la conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux des pays sous-développés	54
Tableau 7.1	Impact de la gestion participative sur les critères affectant l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés.....	82
Tableau 7.2	Comparaison des théories des modes de gestion exclusive et participative en fonction des critères d'efficacité de conservation.....	83

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Croissance des aires protégées mondiales en nombre de 1900 à 2003	7
Figure 2.1	Macro région du monde	13
Figure 3.1	Pressions anthropiques sur 201 parcs nationaux tropicaux.....	23
Figure 4.1	Continuum de la gestion participative dans les aires protégées.....	42
Figure 4.2	Organes de la gestion partagée dans la Réserve marine Galápagos	51

LISTE DES ACRONYMES

ADB	Asian Development Bank
CDB	Convention sur la diversité biologique
FAO	Food and Agriculture Organization
FIDA	Fond international pour le développement de l'agriculture
IEA	International Energy Agency
ONG	Organisme non gouvernemental
PDCI	Projets de développement et de conservation intégrée
PIB	Produit intérieur brut
PNUD	Programme des Nations Unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
SCDB	Secrétariat de la convention sur la diversité biologique
SÉT	Savoir écologique traditionnel
TANAPA	Tanzania National Park
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
WCMC	Centre mondial de surveillance de la conservation de la nature
WDPA	World Database on Protected Areas
WWF	World Wildlife Fund

INTRODUCTION

La conservation de la diversité biologique figure parmi les plus grands enjeux planétaires du 21^{ème} siècle. Le rôle crucial du maintien de la diversité génétique, interspécifique et écosystémique du monde vivant ne fait plus aucun doute dans la communauté scientifique. Toutefois, les efforts de conservation tentés jusqu'à présent semblent insuffisants alors que la biodiversité mondiale continue de se détériorer à un rythme alarmant. Entre 1996 et 2009, le nombre d'espèces menacées de vertébrés, d'invertébrés, de plantes, de protistes et de champignons a augmenté sans exception. Près de 30 %, 21 % et 12 % respectivement des espèces existantes d'amphibiens, de mammifères et d'oiseaux sont présentement menacées (UICN, 2009). Les causes de ce déclin drastique s'expliquent par une combinaison de facteurs historiques. Le développement et l'expansion des civilisations au fil du dernier siècle ont contribué à l'érosion massive de la biodiversité à un tel point que le taux d'extinction des espèces est devenu 1000 fois supérieur au bruit de fond (SCDB, 2006). L'accroissement de la population, le progrès technologique et l'augmentation de la consommation *per capita* sont trois principaux facteurs qui ont contribué à la destruction, la fragmentation et la dégradation des habitats naturels. Cette situation risque de s'accélérer au 21^{ème} siècle avec l'émergence économique et l'accroissement démographique des pays sous-développés qui devrait porter le total de la population terrestre à neuf milliards d'habitants en 2050 (Terborgh et Schaik, 2002).

Le sort de la biodiversité mondiale repose donc sur les actions de conservation des pays sous-développés. Effectivement, bien qu'elles contiennent le plus haut niveau de biodiversité mondiale incluant 30 des 34 points chauds de biodiversité mondiale (Conservation International, 2007), les régions rurales des pays sous-développés sont les plus pauvres de la planète (FIDA, 2008). Les parties prenantes des écosystèmes, dont les communautés rurales, dépendent essentiellement de l'exploitation des ressources naturelles pour leur survie. Or, avec le boom démographique anticipé, il est évident que les pressions anthropiques sur les écosystèmes naturels, protégés ou non, seront accentuées (Naughton-Treves *et al.*, 2005).

Ce bilan évoque un besoin criant pour une conservation efficace de la biodiversité dans les pays sous-développés. L'approche de conservation la plus répandue pour maintenir la biodiversité *in situ* dans des conditions naturelles est la création d'aires protégées (Terborgh *et al.*, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2005). Parmi les six catégories d'aires protégées établies par l'UICN, les parcs nationaux possèdent le deuxième niveau le plus élevé de protection et couvrent la plus grande superficie avec près 5 millions de km² répartis sur les cinq continents (Coad *et al.*, 2008). Ces deux facteurs font de parcs nationaux la pierre angulaire de la conservation mondiale (Naughton-Treves *et al.*, 2005; Timko, 2008).

Les gouvernements des pays sous-développés ont donc la lourde tâche de concilier le développement socio-économique des communautés rurales et la conservation *in situ* de la biodiversité. En plus des objectifs de conservation, les gestionnaires des parcs nationaux doivent négocier avec des objectifs socio-économiques visant à permettre aux communautés locales de subsister. Cette pluralité des objectifs complexifie grandement la gestion de ces aires protégées. De plus, l'approche de gestion exclusive pratiquée dans les parcs nationaux des pays sous-développés a mené à des problèmes d'éthique et d'équité sociale ainsi qu'à plusieurs conflits entre les parties prenantes et les gestionnaires. Il n'est donc pas surprenant que l'efficacité de gestion des parcs nationaux des pays sous-développés soit constamment remise en question (Bruner *et al.*, 2001; Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008).

Pour certains auteurs, la solution réside dans l'implantation du mode de gestion participative. Ce mode de gestion a connu une forte croissance lors des 20 dernières années. Les raisons justifiant la popularité du mode de gestion participative dans les parcs nationaux sont nombreuses et diversifiées. Certes, les raisons d'éthique et d'équité sociale envers les communautés locales sont valables et très peu contestées. Cependant, les raisons liées à l'efficacité de conservation sont quant à elles plus controversées et moins documentées. Effectivement, l'impact de la gestion participative sur l'efficacité de la conservation des parcs nationaux demeure très peu documenté. De plus, les quelques études évaluant l'efficacité de conservation des parcs nationaux tiennent rarement compte des modes de gestion utilisés.

L'objectif primaire de cet essai est donc d'analyser l'impact du mode de gestion participative sur l'efficacité de la conservation de la biodiversité des parcs nationaux dans les pays sous-développés. Il porte sur les parcs nationaux pour trois grandes raisons à savoir leur statut élevé de conservation, leur vaste répartition mondiale et leur niveau élevé de documentation scientifique. De plus, cet essai se concentre sur les pays sous-développés en raison de leur haut niveau de biodiversité, de l'abondance des parcs nationaux et des nombreux enjeux de conservation reliés à leur contexte socio-économique. Afin de pouvoir réaliser une telle analyse, quatre objectifs secondaires doivent être atteints.

Le premier est de définir le contexte théorique supportant l'analyse. Les chapitres un à quatre décrivent ce contexte. Le chapitre un retrace l'historique des approches de gestion des parcs nationaux afin de saisir les raisons justifiant l'émergence de la gestion participative. Le second chapitre décrit le contexte socio-économique dans lequel sont implantés les parcs nationaux des pays sous-développés. Ce contexte est complété par le chapitre trois qui traite des pressions exercées par les principales parties prenantes sur la biodiversité des parcs nationaux et de leurs zones périphériques, nommées zones tampons. Finalement, le quatrième chapitre définit le mode de gestion participative et décrit les étapes théoriques de sa mise en oeuvre.

Le deuxième objectif secondaire est de choisir des critères d'efficacité de conservation dans les parcs nationaux. Le cinquième chapitre décrit la méthode employée pour le choix des critères, énumère ceux qui sont retenus et décrit la méthode utilisée pour les analyser. Le troisième objectif est d'analyser qualitativement l'impact du mode de gestion participative sur chacun des critères à l'aide de la théorie sur la gestion participative et de cas pratiques issus d'une revue de la littérature. Le chapitre six représente donc le cœur de cet essai alors qu'il traite en profondeur de l'analyse des critères d'efficacité de conservation. Le dernier objectif secondaire est de réaliser une analyse globale qui permet de répondre à l'objectif primaire et d'émettre des recommandations pour améliorer l'efficacité du mode de gestion participative dans la conservation des parcs nationaux des pays sous-développés. Finalement, le chapitre sept traite de l'analyse globale et énumère une série de six recommandations.

CHAPITRE 1

HISTORIQUE DES APPROCHES DE GESTION DES PARCS NATIONAUX

Depuis la création du premier parc national en 1872, plusieurs approches de gestion ont été utilisées dans les parcs nationaux afin d'atteindre leurs objectifs de conservation. L'approche exclusive a longtemps dominée les parcs nationaux de la planète. Toutefois, les conditions démographiques, sociales et économiques d'aujourd'hui sont très différentes de celles du début du 20^{ième} et la gestion des parcs nationaux a dû évoluer en conséquence. Ce chapitre décrit l'historique de ces approches au fil du dernier siècle, allant de la gestion exclusive du premier parc national jusqu'à l'arrivée de l'approche participative des récents parcs nationaux. Cet historique expose les raisons qui justifient l'émergence du mode de gestion participative dans les parcs nationaux des pays sous-développés.

1.1 L'approche de gestion exclusive

Les parcs nationaux furent parmi les premières aires protégées à être implantées. Le mouvement des parcs nationaux a vu le jour vers la fin du 19^{ième} siècle dans les pays industrialisés avec la création du parc national de Yellowstone aux États-Unis en 1872 (National Park Services, 2008). Ce mouvement a pris de l'ampleur au 20^{ième} siècle, mais a tardé à se développer dans les pays tropicaux. Durant les décennies suivant la deuxième guerre mondiale, les pays sous-développés gagnent graduellement leur indépendance et un large mouvement de conservation se crée pour la préservation des ressources naturelles (Van Schaik et Rijksen, 2002). À cette époque, la plupart des écosystèmes riches en biodiversité étaient encore quasi intacts et inhabités, hormis la présence des communautés autochtones. Le mandat des parcs nationaux implantés était simple : protéger intégralement les sites naturels d'intérêt. Les conditions socio-économique et démographique de l'époque justifiaient l'utilisation du

mode de gestion exclusive dans les parcs nationaux. Cette approche de conservation classique et scientifique est principalement conçue par les biologistes et se base sur les fondements même de la conservation, c'est-à-dire qu'aucune exploitation commerciale n'est acceptée outre l'industrie du tourisme et qu'aucun humain, mis à part les touristes, les employés et les gestionnaires ne peut entrer dans le parc (Van Schaik et Rijksen, 2002).

Toutefois, cette approche est rapidement devenue controversée. Dans les années soixante et soixante-dix, les pays en voie de développement ont connu un accroissement démographique de 3 à 4 % par année (Van Schaik et Rijksen, 2002). Les conditions de pauvreté se sont accentuées et les besoins en santé, en éducation et en gouvernance étaient grandissants (Beaudoin, 2007). Les parcs nationaux qui bénéficiaient d'une protection accrue et d'un certain niveau de tranquillité se retrouvent soudainement avec une augmentation drastique des pressions anthropiques venant de l'extérieur. Vers la fin des années soixante-dix, les jeunes gouvernements n'accordent presque plus d'importance à la conservation de la biodiversité. La préservation des espèces chute dans le système de priorités nationales, car les bénéfices de la conservation sont difficilement tangibles et ne sont perceptibles qu'à long terme alors que les coûts d'opportunités¹ sont immédiats et élevés (Van Schaik et Rijksen, 2002).

Dès le début des années quatre-vingt, deux grandes critiques populaires sur les parcs nationaux des pays sous-développés gérés par l'approche exclusive font surface. La première suppose que la création et l'entretien des parcs nationaux dans les pays tropicaux est un luxe que se permettent les riches touristes des pays développés. La seconde présume que l'exclusion des peuples autochtones des parcs nationaux sans compensation adéquate est non éthique et ne justifie aucunement les efforts de conservation, car ces derniers ont vécu en harmonie avec la nature depuis plusieurs générations (Van Schaik et Rijksen, 2002). Devant ces pressions, les organismes internationaux gouvernementaux et non-gouvernementaux voués à la conservation

¹ Les coûts d'opportunités représentent la valeur maximale de la meilleure alternative non réalisée avec les ressources utilisées pour l'option choisie (terrain, main d'œuvre, investissement, ressources naturelles, etc.). Ces coûts incluent les coûts monétaires et non monétaires qu'aurait rapportés la meilleure alternative (Field et Olewiler, 2005).

se sont ralliés pour élargir le concept de conservation de la biodiversité. Leurs publications évoquent le besoin des aires protégées pour soutenir le développement socio-économique des régions rurales des pays sous-développés (Munro, 1991). Un débat est alors lancé sur la façon d'assurer le développement des régions rurales basé sur une exploitation des ressources naturelles, incluant l'agriculture et l'élevage tout en préservant intégralement la biodiversité des sites les plus riches en ressources. Ce grand dilemme a nécessité un élargissement du concept de conservation de la biodiversité de façon à pouvoir mieux le gérer dans les réseaux d'aires protégées des pays en voie de développement.

1.2 L'approche utilitariste et la grande expansion

Le concept de conservation *in situ* a donc évolué vers une approche multidisciplinaire incluant l'économie, les sciences politiques, la sociologie, l'anthropologie et la législation (Ndiaye, 2001). Ceci a eu comme résultat direct d'élargir radicalement le mandat des parcs nationaux. Ces derniers doivent désormais, en plus de conserver la biodiversité, soutenir les conditions sociales, assurer la sécurité économique des communautés locales et fournir d'autres bénéfices socio-économiques à la région, des objectifs qui étaient traditionnellement réservés au secteur du développement (Naughton-Treves *et al.*, 2005; Dudley *et al.*, 2008). Cette approche utilitariste de conservation est basée sur les prémisses du développement durable et apporte une dimension politique et sociale qui mène à une prise de conscience globale sur le rôle clé des parcs nationaux dans le développement des pays sous-développés (Dudley *et al.*, 2008).

Ces récents changements dans le monde de la conservation justifiaient l'objectif ambitieux du premier Congrès mondial des parcs nationaux de 1982 de protéger 10 % de la superficie de tous les pays participants (Miller, 1984). D'autres objectifs de conservation ont été repris à maintes reprises par les congrès mondiaux des parcs nationaux subséquents ainsi que par la Convention sur la diversité biologique de 1992. Durant les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix, la nouvelle approche de conservation et l'ensemble des engagements internationaux ont créé une expansion massive en nombre et en superficie des aires protégées (figure 1.1), dont la

grande majorité se situe dans les pays en voie de développement (Van Schaik et Rijksen, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2005).

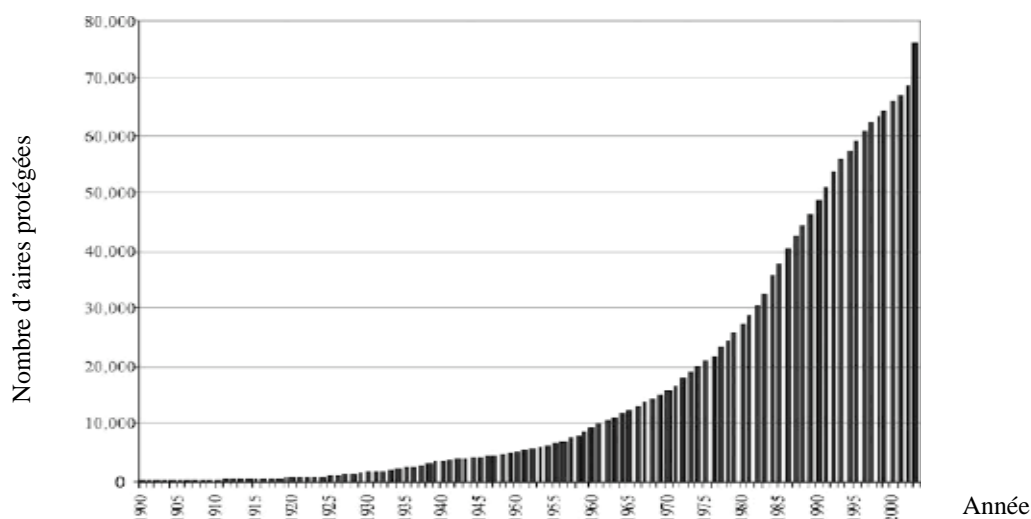


Figure 1.1 Croissance des aires protégées mondiales en nombre de 1900 à 2003.

Traduction libre

Source : Naughton-Treves, L. *et al.* (2005), p. 223

Toutefois, trois bémols s'imposent à cette grande expansion. Premièrement, la répartition géographique des parcs nationaux est inégale à l'échelle planétaire et se concentre principalement dans les Amériques, plus précisément en Amérique Centrale, laissant certaines zones extrêmement riches en biodiversité du continent asiatique moins protégées (Zimmerer *et al.*, 2004). Deuxièmement, afin d'atteindre plus rapidement l'objectif de conservation international de 10 %, la majorité des parcs nationaux sont implantés sur des terrains peu dispendieux et inhabités, donc sans réelle nécessité de conservation (Naughton-Treves *et al.*, 2005). Troisièmement, près de 80 % de ces aires protégées sont inférieures à 100 km² ce qui n'est pas suffisant pour soutenir des populations d'espèces à grand domaine vital, dont les espèces prédatrices, ou encore pour maintenir les processus écosystémiques afin de pouvoir soutenir la biodiversité actuelle (Newmark, 1996; World Database on Protected Area, 2009).

De plus, dans la majorité des parcs nationaux nouvellement créés, la conservation sert presque exclusivement au maintien des services écosystémiques rendus à la population, ce qui place dans certains cas la protection des espèces au second rang, derrière le développement local. Par exemple, les Pays-Bas allouaient près de 100 millions \$ U.S. par années pour la conservation des forêts tropicales, mais la quasi-totalité de l'investissement était consacrée aux projets de développement rural plutôt qu'à la conservation de la biodiversité (Van Schaik et Rijksen, 2002). Les divers mandats des parcs nationaux et les nombreuses attentes nouvellement créées mènent à la confusion sur la gestion des objectifs et sur l'évaluation du rendement des parcs nationaux (Naughton-Treves *et al.*, 2005).

Pour ces récents parcs nationaux, il devient évident que l'approche par gestion exclusive est de moins en moins adaptée à la réalité socio-économique et qu'elle s'avère généralement inefficace (Mbile *et al.*, 2005). Effectivement, l'expropriation des terres sans compensations adéquates, l'exclusion morale, le non-respect des droits ancestraux et des droits humains, la restriction d'accès aux ressources naturelles et la présence de gardes-parc armés pour protéger le territoire ont créé de nombreux conflits qui persistent encore en 2009 (Van Schaik et Rijksen, 2002). Durant les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix, l'approche par gestion exclusive n'a été efficace que pour les parcs nationaux situés sur des terrains inhabités et souvent peu coûteux (Van Schaik et Rijksen, 2002). La grande expansion souligne une fois de plus la nécessité de stimuler le développement socio-économique des communautés implantées en périphérie tout en permettant un haut niveau de conservation de la biodiversité (Naughton-Treves *et al.*, 2005; Usongo et Nkanje, 2005).

1.3 Les projets de développement et de conservation intégrée

En 1992, une étude de la Banque Mondiale porta sur 23 projets pilotes liant des activités de développement socio-économique à la conservation de 18 parcs nationaux dans 14 pays (Wells et Brandon, 1992). Cette étude de portée internationale a fait une énorme promotion des « projets de développement et de conservation intégrée (PDCI) » qui se sont répandus très

rapidement (Naughton-Treves *et al.*, 2005). Les PDCI couvrent une multitude d'initiatives implantées en zones tampons des parcs nationaux qui ont toutes le même objectif, celui de réduire les pressions extérieures sur la biodiversité en promouvant des activités alternatives au développement économique (Wells and McShane, 2004). La majorité des PDCI cible l'ensemble des parties prenantes intéressées aux ressources naturelles afin d'offrir des incitatifs et des alternatives de développement socio-économique et conséquemment d'améliorer l'efficacité de conservation des parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007).

Ces projets peuvent également être conçus comme des mesures de compensation pour les parties prenantes affectées par les restrictions imposées par les parcs nationaux, dans le but d'obtenir leur support à long terme (Mannigel, 2008). La participation des parties prenantes locales dans la planification et l'implantation des PDCI est considérée essentielle pour leurs succès à long terme (O'Riordan, 2002). De façon générale, les PDCI couvrent des activités telles que l'écotourisme, l'agroforesterie, l'implantation de systèmes de paiements des services écosystémiques, le développement de plans de gestion et de plans de zonage, et d'autres activités semblables. Les bénéfices obtenus par les PDCI doivent théoriquement être compatibles avec les objectifs de conservation des parcs nationaux (Naughton-Treves *et al.*, 2001). Les PDCI cadrent parfaitement dans le concept élargi de la conservation de la biodiversité (Van Schaik et Rijksen, 2002). Ils sont très bien perçus par les populations locales, les organismes donateurs et les gouvernements des pays sous-développés (Alers *et al.*, 2007). Toutefois, l'efficacité des PDCI est très souvent remise en question. Certains ont été efficaces en améliorant la qualité de vie des communautés établies aux périmètres des parcs nationaux, mais la plupart ont été inefficaces afin de réduire les pressions extérieures sur la biodiversité, tandis que d'autres ont échoué complètement (Van Schaik et Rijksen, 2002). Leurs échecs reposent en partie sur trois grandes hypothèses établies par les gestionnaires.

La première hypothèse suppose qu'en améliorant le développement socio-économique, les ressources naturelles seront éventuellement prélevées de façon durable par les communautés locales. Les gestionnaires des PDCI ont sous-estimé le fait que les objectifs de développement

économique et de conservation de la biodiversité sont très distants, voir contradictoires (Schaik et Rijkssen, 2002). Une étude portant sur 16 PDCI a démontré qu'il n'y a aucune corrélation entre l'adoption d'un PDCI et la qualité de la conservation de la biodiversité (Struhsaker *et al.*, 2005). L'étude de Newmark et Hough (2000) sur 50 PDCI dans 15 pays africains conclue que les PDCI ne modifient pas nécessairement le comportement d'extraction des parties prenantes dans les zones tampons. En effet, les parties prenantes bénéficiant des PDCI ne sont pas toujours celles qui exercent les pressions sur les ressources des parcs nationaux. De plus, celles qui reçoivent les bénéfices peuvent faire abstraction des objectifs de conservation parce que le lien entre les objectifs du projet et ceux de conservation est vague, faible ou inexistant (Newmark et Hough, 2000). Les gestionnaires des PDCI ont également assumé que la biodiversité serait préservée automatiquement si les services écosystémiques étaient maintenus. Toutefois, le maintien de ces derniers n'est pas un indicateur du niveau de biodiversité du milieu, car ils peuvent n'être soutenus que par très peu d'espèces ou encore par des espèces envahissantes. Or, un PDCI peut être classé comme exemple de succès, mais pourrait s'avérer un échec complet s'il était uniquement évalué sur des critères scientifiques de conservation de la biodiversité (Van Schaik et Rijkssen, 2002).

La deuxième hypothèse présume que les communautés locales sont les seuls responsables des pressions sur les parcs nationaux des pays sous-développés. Cette présomption fait abstraction des pressions exercées par les autres parties prenantes dont les compagnies privées forestières et minières. Effectivement, la mondialisation et le libre-échange favorisent l'implantation des compagnies privées en plus de les lier aux demandes des marchés internationaux ce qui augmente les pressions d'extraction des ressources (Van Schaik et Rijkssen, 2002). De plus, les changements climatiques perturbent l'équilibre écosystémique et menace la survie des parcs nationaux (ADB, 2009). Finalement, l'instabilité politique et le haut niveau de corruption de certains pays sous-développés nuisent aux efforts de conservation des parcs nationaux. Ces pressions sont cumulatives à celles exercées par les communautés locales, ce qui les rend difficilement quantifiables (Van Schaik et Rijkssen, 2002).

La troisième hypothèse suggère que les PDCI sont techniques et de durées fixes. Effectivement, la lourdeur administrative, la longue préparation technique, les délais d'implantation, le roulement rapide de consultants et d'experts et la vision à court terme de certains projets ont contribué à la perte de crédibilité locale et au haut taux d'échec (Van Schaik et Rijksen, 2002). Les résultats obtenus ont montré que la majorité des gestionnaires qui ont réalisé les PDCI ont manqué de connaissances sur le contexte socio-économique, ce qui aurait également nuit au succès des projets (Alers *et al.*, 2007). De plus, les nombreuses mesures administratives (ex. anti-corruption) exigées par les organismes donateurs ont eu comme effet de nuire à l'atteinte des objectifs de conservation (Van Schaik et Rijksen, 2002).

Les PDCI ont été les premiers projets à concrètement œuvrer dans le nouveau contexte de conservation. La popularité des PDCI souligne l'importance du double mandat des parcs nationaux, mais également l'immense défi qu'il soulève (MacKinnon et Wardojo 2001; Alers *et al.*, 2007). Afin de réduire les pressions anthropiques externes sur les parcs nationaux des pays en voie de développement, il semble essentiel de modifier les comportements d'extraction des ressources et d'utilisation du territoire des parties prenantes. Mais comment faire ? L'historique des approches de gestion semble démontrer que le succès à long terme des parcs nationaux des pays sous-développés repose sur l'inclusion et non l'exclusion des parties prenantes dans leur gestion.

Dans les années quatre-vingt-dix, une nouvelle approche par gestion participative est mise sur pied afin d'améliorer l'efficacité de ces parcs nationaux. Cette approche vise à obtenir un meilleur support local ainsi qu'une diminution des pressions anthropiques et des conflits en incluant les parties prenantes dans la gestion (voir le chapitre 4). Depuis 1990, la popularité de la gestion participative est en pleine croissance dans les parcs nationaux mondiaux. Pour ceux implantés dans le contexte socio-économique des pays en voie de développement, la gestion participative est rapidement passée d'une stratégie intéressante à une nécessité (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004, Mbile *et al.*, 2005).

CHAPITRE 2

CONTEXTE SOCIO-ÉCONOMIQUE DES PARCS NATIONAUX DES PAYS SOUS-DÉVELOPPÉS

Bien qu'il y ait de plus en plus de parcs nationaux à proximité des zones urbaines, la grande majorité sont situés dans les régions rurales des pays sous-développés (Dudley *et al.*, 2008). Encore en 2009, ces régions représentent les endroits les plus pauvres de la planète. Le contexte socio-économique actuel dans lequel sont implantés la majorité des parcs nationaux des pays sous-développés est marqué par un taux démographique croissant, un faible taux de scolarité et un mode de vie de subsistance axé sur l'exploitation des ressources naturelles et des terres arables disponibles sur le territoire (FIDA, 2008). Pour les parties prenantes des ressources naturelles, l'implantation des parcs nationaux sur leurs territoires représente une restriction d'accès aux ressources et un obstacle au développement économique. Elles doivent donc se tourner vers des activités illégales d'extraction et d'empiètement.

Lors de l'analyse de l'impact d'un mode de gestion sur l'efficacité de conservation de la biodiversité des parcs nationaux, il est obligatoire de tenir compte du contexte socio-économique (Granek et Brown, 2005; Crona et Bodin, 2006). Effectivement, le contexte de pauvreté accentue significativement les pressions anthropiques sur les ressources naturelles et nuit considérablement à l'efficacité de conservation des parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007). De plus, compte tenu que le mode de gestion participative vise à inclure les parties prenantes dans la gestion des parcs nationaux, il est d'autant plus important de saisir le contexte socio-économique dans lequel elles évoluent (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Donc, ce chapitre vise à dresser un portrait socio-économique global dans lequel sont implantés les parcs nationaux des pays sous-développés. D'abord, il analyse les différents facteurs internes et externes qui causent et maintiennent la pauvreté dans les zones tampons. Ensuite, il décrit l'importance des parcs nationaux pour les communautés locales et leur rôle comme outil de réduction de la pauvreté rurale.

2.1 Les facteurs de pauvreté dans les zones tampons

En 2008, plus de 3 milliards de personnes vivaient dans les régions rurales des pays en voie de développement. Sur ce nombre, près de 2 milliards vivaient sous le seuil de 2 \$ U.S. par jour (FIDA, 2008). Des projections indiquent que la pauvreté rurale mondiale sera encore de 60 % en 2025 et que ce pourcentage est très sous-estimé en raison de la complexité de son calcul (FIDA, 2001). Les populations rurales pauvres sont concentrées globalement dans quatre grandes zones continentales soit 44 % en Asie du Sud, 24 % en Asie du Sud-Est, 24 % en Afrique subsaharienne et 6,5 % en Amérique latine et aux Caraïbes (figure 2.1) (FAO, 2008). Les parcs nationaux implantés dans ces quatre macro-régions sont affectés par plusieurs facteurs sociaux, économiques et politiques qui causent et maintiennent un haut niveau de pauvreté. De plus, cette situation de pauvreté est accentuée par plusieurs facteurs externes.

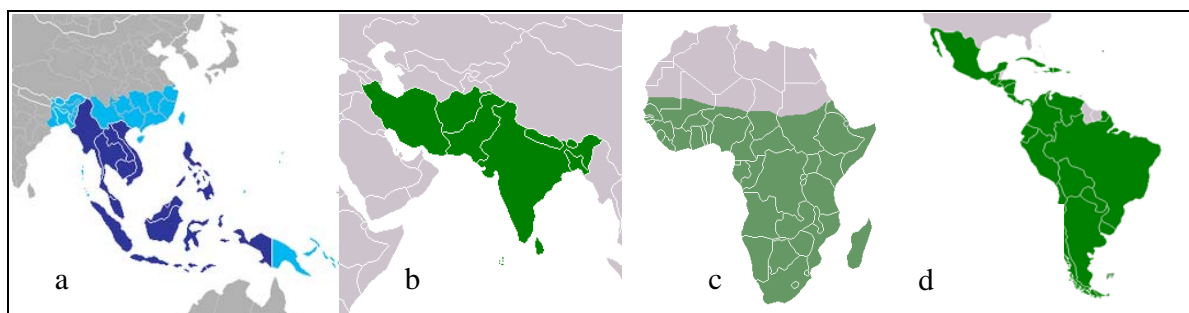


Figure 2.1 Macro région du monde. (a) Asie du Sud-Est en bleu foncé (b) Asie du Sud (c) Afrique Subsaharienne (d) Amérique latine et Caraïbes.

Source : Nations Unies (2000)

2.1.1 Les facteurs sociaux, économiques et politiques

Parmi les facteurs socio-économiques causant la pauvreté dans les zones tampons des parcs nationaux des pays sous-développés, la faible performance des rendements agricoles et d'élevage est certainement le plus commun. En effet, les conditions biogéographiques (sécheresse, faible fertilité des sols et désertification), les technologies agricoles désuètes, les

pratiques inefficaces et le manque de soutien financier et politique résultent en un échec chronique du rendement agricole. De plus, les manques d'institution, d'infrastructure et de programme de support économique comme le microcrédit réduisent l'accès aux marchés locaux, nationaux et internationaux ainsi que les opportunités d'augmenter les revenus agricoles (Handley *et al.*, 2009). Un des résultats majeurs des faibles performances et des mauvaises pratiques agricoles est la conversion des habitats forestiers en terre arable pour l'agriculture et l'élevage. Cet empiètement sur les milieux naturels forestiers en périphérie des parcs nationaux entraîne une perte sévère de la biodiversité ainsi qu'une diminution des services écosystémiques rendus aux populations rurales (Alers *et al.*, 2007). À long terme, les pertes liées à la réduction des services des écosystèmes risquent d'être supérieures aux bénéfices agricoles obtenus entraînant une aggravation de la pauvreté rurale.

Le développement socio-économique en zone tampon des parcs nationaux est également amputé par le manque de possibilités disponibles aux communautés locales pour lutter contre la pauvreté. En effet, les populations rurales sont majoritairement illettrées ce qui limite grandement leur opportunité d'emploi dans l'industrie du tourisme ou dans les autres secteurs connexes. De plus, les communautés locales ne bénéficient pas d'infrastructures adéquates ce qui nuit à l'attribution des soins de santé, à l'éducation et à la sécurité alimentaire. L'ensemble de ces facteurs plonge les communautés dans un niveau de pauvreté élevé qui persiste de génération en génération (Handley *et al.*, 2009). De plus, cette situation stagnante de pauvreté n'offre aucune alternative à l'agriculture et à l'extraction des ressources comme moyen de subsistance. Ce cercle vicieux augmente la dépendance des communautés envers les ressources naturelles (Alers *et al.*, 2007).

D'un point de vue politico-économique, l'inégalité, l'exclusion et la corruption représentent les principales causes du maintien de la pauvreté dans les régions rurales. L'inégalité entre les revenus, la possession de biens, l'éducation et l'accès aux soins de santé des parties prenantes riches et ceux des parties prenantes pauvres est souvent ancrée profondément dans les systèmes politiques (Handley *et al.*, 2009). Généralement, l'inégalité est positivement corrélée

avec le faible taux d'éducation, la faible espérance de vie, la corruption et l'instabilité économique (Interregional Inequality Facility, 2006). L'exclusion des communautés rurales des institutions politiques, sociales et économiques liées aux parcs nationaux accentue considérablement leur incapacité à combattre la pauvreté et l'inégalité (World Bank, 2005; Interregional Inequality Facility, 2006). Évidemment, le haut niveau de corruption de certains pays sous-développés, creuse davantage l'écart entre les classes et accentue l'exclusion des ruraux pauvres (Transparency International, 2008; Handley *et al.*, 2009). En plus d'accroître les conditions de pauvreté rurale et conséquemment les pressions sur les parcs nationaux, l'inégalité, l'exclusion et la corruption créent une barrière pour le financement des parcs nationaux par les organismes donateurs. Si ces derniers acceptent de financer des projets de conservation, ils seront ralentis par la lourdeur administrative requise pour la surveillance et le suivi des fonds (Van Schaik et Rijksen, 2002).

L'exemple du parc national forestier de Lobéké, au Cameroun, illustre bien l'impact du contexte socio-économique sur l'efficacité de conservation des parcs nationaux. En périphérie du parc national, le taux d'alphabétisme est parmi les plus bas au pays et plus de 50 % de la population est illettrée. Malgré la présence de plusieurs compagnies privées, les opportunités d'emplois pour les locaux demeurent très faibles alors que la main-d'œuvre vient presque exclusivement de l'extérieur. Or, le revenu moyen annuel par foyer est de moins de 200 \$ U.S. La faible structure organisationnelle des communautés est impuissante face aux compagnies privées qui dominent les projets de développement de la région. De plus, la gestion exclusive a longtemps exclu les communautés locales des activités du parc national. Également, une loi camerounaise stipule que 50 % des revenus des taxes foncières payées par ces compagnies doit retourner aux communautés locales afin de compenser pour les pertes engendrées. Toutefois, une infime fraction des revenus est distribuée en raison d'une élite politique corrompue. Les conséquences de ce contexte socio-économique sont directes sur la biodiversité du parc. Il en résulte une forte dépendance des communautés sur le braconnage comme moyen de subsistance et une augmentation des activités illégales comme source de revenu dont les activités minières et les captures de perroquets (Usongo et Nkanje, 2004).

2.1.2 Les facteurs externes

Les facteurs sociaux, économiques et politiques de pauvreté mentionnés ci haut sont représentatifs de l'ensemble des zones tampons des parcs nationaux des pays sous-développés. Ces régions sont présentement marquées par des changements rapides et drastiques qui accentuent les conditions de pauvreté rurale dont les changements climatiques et les crises économiques et alimentaires mondiales (FIDA, 2008). Les effets des changements climatiques sont de plus en plus perceptibles à l'échelle planétaire, mais frappent plus rapidement et plus sévèrement les pays sous-développés (Malcom *et al.*, 2002; ADB, 2009). À moyen terme, ces effets affecteront les rendements agricoles et l'accès à l'eau potable augmentant ainsi l'insécurité alimentaire et la dépendance des communautés locales envers les ressources naturelles des parcs nationaux et de leurs zones tampons. De plus, les changements climatiques modifieront sévèrement les écosystèmes naturels des parcs nationaux et menaceront la survie de plusieurs types d'habitats fauniques (ADB, 2009).

La pauvreté rurale est également accentuée par la crise économique et alimentaire mondiale. La crise économique a entraîné une réduction de la demande de produits provenant des pays en développement ainsi qu'une diminution des investissements dans les marchés émergents. Ceci compromet l'avenir économique des régions rurales pauvres dont les zones tampons des parcs nationaux. De plus, le secteur du tourisme, principale source de financement des parcs nationaux, sera également diminué par les conséquences de la crise économique. Le PNUD anticipe également une réduction de l'enveloppe de l'aide internationale des pays donateurs qui pourraient affecter la mise en place et la gestion des aires protégées (PNUD, 2009). La crise économique est accompagnée simultanément d'une crise alimentaire mondiale qui affecte radicalement la sécurité alimentaire des pays sous-développés. Cette crise aura comme effet d'augmenter la dépendance des communautés locales envers les parcs nationaux pour leur sécurité alimentaire (FAO 2009). Les pressions de chasse, de pêche et de récoltes des produits forestiers à l'intérieur des limites des parcs nationaux augmenteront davantage ce qui contribuera à la baisse de la biodiversité.

2.2 Les services écosystémiques des parcs nationaux

La pauvreté extrême est loin d'être radiée des régions rurales des pays sous-développés. En même temps, la biodiversité planétaire atteint un niveau critique sans précédent dans l'histoire de l'humanité. La dégradation des habitats naturels entraîne non seulement la perte de la biodiversité, mais également celle des bénéfices rendus par les écosystèmes. Effectivement, les parcs nationaux offrent une multitude de bénéfices vitaux aux communautés rurales (Dudley *et al.*, 2008). Certes, l'objectif principal des parcs nationaux demeure de préserver l'intégrité écologique des écosystèmes et les services écosystémiques (UICN, 2008). Toutefois, selon les objectifs secondaires établis par l'UICN, les parcs nationaux doivent :

« Prendre en compte les besoins des populations autochtones et des communautés locales, y compris l'utilisation de ressources de subsistance, dans la mesure où celles-ci n'ont pas d'incidence négative sur le premier objectif de gestion et doivent contribuer à l'économie locale par le tourisme. » (Dudley, 2008, p. 20)

Or, ces objectifs seront mieux servis par le mode de gestion participative car ce dernier permet aux communautés locales de bénéficier des services écosystémiques des parcs nationaux en participant aux activités de gestion dont l'élaboration d'un plan de zonage. Les services écosystémiques peuvent être regroupés en cinq grandes catégories : nourriture et eau potable, matériaux et énergie, santé et médecine, revenus du tourisme, et les services environnementaux (Dudley *et al.*, 2008).

Premièrement, les parcs nationaux et leurs zones tampons sont une source importante de nourriture pour les communautés locales. La majorité de leur nourriture provient des espèces animales soit par la viande de brousse, les poissons, les crustacés, les invertébrés, les mollusques, les œufs d'oiseau et de tortue, le miel et d'autres produits animaliers (Ntiamao-Baidu, 1997). Les espèces végétales sont également cueillies pour leur valeur nutritive. Les communautés locales consomment les fruits, les feuilles, les noix, les racines et les tubercules

(Lewington, 2003). Les zones tampons offrent également un lieu propice au pastoralisme et à l'agriculture traditionnelle utilisant des variétés de cultures indigènes ou non commerciales (Mazoyer, 2001). Les écosystèmes en santé sont également une source importante d'eau potable. Préserver le couvert forestier d'une aire donnée peut représenter le moyen le moins dispendieux de maintenir une source d'eau de haute qualité, par simple filtration de la végétation. La ville populeuse de Jakarta, en Indonésie, puise son eau potable directement de deux parcs nationaux soit Gunung Gede Pangrango et Gunung Halimun (Marpaung, 1997).

Deuxièmement, les parcs nationaux peuvent être une source importante de matériaux utilisés à des fins de subsistance ou des fins commerciales par les communautés rurales pauvres. Effectivement, les produits forestiers ligneux et non-ligneux peuvent être utilisés comme matériaux de construction, adhésifs, sources d'énergie, artisanats, etc. (Dudley *et al.*, 2008). Dans les pays sous-développés, près de 2,4 milliards de personnes dépendent de la biomasse comme source d'énergie pour la cuisine et le chauffage (IEA, 2002). La cueillette des produits forestiers requiert un travail ardu demandant peu d'aptitudes et est donc accessible aux ruraux pauvres. Toutefois, leurs prix sur le marché sont faibles ce qui fait de la cueillette un filet de sécurité plutôt qu'une source réelle de revenu (Angelsen et Wunder, 2003).

Troisièmement, les parcs nationaux peuvent aider les communautés locales à maintenir un certain niveau de santé. Les produits médicinaux provenant de la faune et de la flore possèdent une valeur marchande très importante dans l'industrie pharmaceutique mondiale, soit d'une valeur estimée à 75 milliards \$ U.S. par année (Kaimowitz, 2005). De plus, la cueillette des plantes médicinales représente une source de revenu importante pour les populations rurales pauvres dont les groupes de femmes. Par exemple, 70 % des plantes médicinales du marché vietnamien proviennent des écosystèmes des hauts plateaux et représentent le principal gagne pain des femmes rurales (Steele *et al.*, 2006). Ces données laissent croire que la cueillette de plantes médicinales en bordure des parcs nationaux pourrait être une sorte de levier pour sortir les ruraux de la pauvreté. Toutefois, dans les faits, seule une très faible proportion des revenus est distribuée aux cueilleurs (Colfer *et al.*, 2006).

Quatrièmement, les parcs nationaux offrent également un lieu de haute valeur spirituelle, historique et culturelle pour les communautés locales qui peut stimuler l'industrie du tourisme et conséquemment générer un retour économique direct à ces communautés. L'industrie du tourisme peut s'insérer dans la gestion des parcs nationaux et générer des revenus importants pour les régions rurales. En Tanzanie, dans le parc national du Serengeti, près de 7,5 % des revenus générés par l'industrie du tourisme retournent aux communautés locales ce qui contribue à 80 % du budget des districts locaux (Dudley *et al.*, 2008). Toutefois, la distribution des revenus du tourisme dans les parcs nationaux n'est pas toujours équitable. Dans le parc national de Komodo en Indonésie seulement 1 % des revenus du tourisme est redistribué aux communautés locales malgré les ententes initiales entre les parties (Goodwin *et al.*, 1997).

Enfin, les parcs nationaux offrent une multitude de bénéfices environnementaux qui aident indirectement les communautés locales. Effectivement, les forêts en santé stabilisent les sols, empêchent l'érosion et contrôlent les inondations (Calder, 2000). De plus, les forêts en croissance forment un énorme puits de carbone, ce qui contribue à la réduction des effets des changements climatiques. Les forêts à maturité auront donc séquestré une quantité importante de carbone atmosphérique. De plus, les écosystèmes côtiers offrent également plusieurs services environnementaux dont la stabilisation des berges et la protection contre les ouragans, tempêtes, etc.

Dans les récentes années, des attentes ont été créées pour que les parcs nationaux des pays sous-développés livrent l'ensemble de ces services sociaux, économiques et écologiques aux communautés les plus pauvres de la planète. Souvent l'assurance que les parcs nationaux puissent offrir leurs services aux communautés est une condition essentielle pour recevoir le financement et le support requis pour leur création (Dudley *et al.*, 2008). Ce nouveau mandat complexifie grandement la gestion des parcs nationaux. Différentes approches de gouvernance ont récemment été mises sur pied par l'UICN et l'approche de gouvernance partagée, qui est un niveau supérieur de gestion participative, semble être la plus adaptée au contexte socio-économique des parcs nationaux implantés en milieu rural pauvre (Dudley, 2008).

CHAPITRE 3

PRESSIONS SUR LES PARCS NATIONAUX

Le contexte socio-économique des régions rurales des pays sous-développés affecte considérablement l'efficacité de conservation de la biodiversité des parcs nationaux (Terborgh et Van Schaik, 2002). Effectivement, différentes parties prenantes des ressources naturelles exercent de lourdes pressions internes et externes sur la biodiversité des parcs nationaux et de leurs zones tampons. De plus, l'utilisation et l'affectation du sol dans les zones tampons sont souvent incompatibles avec les objectifs de conservation des parcs nationaux. Dans ce contexte, l'efficacité de conservation des parcs nationaux sera fortement corrélée avec la réduction des pressions anthropiques (Alers *et al.*, 2007). Pour les gestionnaires des parcs nationaux, il est donc essentiel de comprendre les mécanismes d'exploitation des ressources naturelles par les différentes parties prenantes primaires afin d'orienter efficacement les interventions de conservation. Ce pré-requis pour améliorer l'efficacité de conservation des parcs nationaux justifie l'emploi du mode de gestion participative.

Les parties prenantes peuvent être définies comme « toute personne ou groupes de personnes qui ont soit un intérêt dans, un niveau d'influence sur, ou qui sont affecté par, un projet, une situation ou un programme » (Hobley, 1996). Dans le contexte d'une aire protégée, les parties prenantes sont des individus, des communautés, des groupes sociaux ou des institutions de n'importe quelle dimension et de n'importe quel niveau dans la société qui ont un enjeu face à l'aire protégée (Borrini-Feyerabend, 1996; Grimble et Wellard, 1997). Ils incluent les preneurs de décisions, les planificateurs et les administrateurs des institutions gouvernementales, non gouvernementales et sociétales, ainsi que les exploitants commerciaux et les groupes d'exploitation de subsistance. Les parties prenantes d'un parc national peuvent être regroupées en trois catégories (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Catégories de parties prenantes lors de la gestion des parcs nationaux.

Catégories	Description	Exemple
Primaire (a)	Parties prenantes dont on a besoin pour des autorisations, des approbations et un soutien financier.	Ministère de l'environnement. Banque Mondiale. World Wildlife Fund.
Primaire (b)	Parties prenantes directement affectées par les activités du projet	Communauté locales. Compagnies forestières. Agence de tourisme local.
Secondaire	Parties prenantes indirectement affectées par les activités du projet	Communautés des régions voisines. Ministère des pays voisins. Agence de tourisme national.
Tertiaire	Parties prenantes qui ne sont ni affectées, ni impliquées par le projet, mais qui peuvent influencer les opinions de façon positive ou négative	ONG national ou international de conservation. Experts externes.

Inspiré de : Borrini-Feyerabend, G. *et al.* (2004)

Ce chapitre traite des parties prenantes primaires typiques qui sont directement impliquées dans l'exploitation des ressources du territoire couvert par les parcs nationaux et leurs zones tampons dans les pays sous-développés, soit les communautés autochtones, les communautés immigrantes, les compagnies privées et les autorités gouvernementales (Terborgh et Peres, 2002; Alers *et al.*, 2007). Les écosystèmes riches en ressources naturelles sont très prisés par ces parties prenantes et, s'ils n'étaient pas conservés, ces milieux deviendraient rapidement transformés (Terborgh et Van Schaik, 2002). Les parties prenantes primaires s'établissent donc en périphérie des parcs nationaux afin de pouvoir bénéficier des services rendus par les écosystèmes. Chacune a des objectifs différents et essaye de tirer un maximum de profits à son avantage (Schaik et Rijksen, 2002). Les pressions anthropiques sur les parcs nationaux résultent principalement de deux facteurs soit la dégradation par extraction des ressources et l'empiètement humain sur la superficie protégée (Alers *et al.*, 2007).

Une étude réalisée auprès de 201 parcs nationaux de 16 pays tropicaux mentionne huit pressions majeures subies par ces parcs (figure 3.1). Les pressions identifiées par cette étude proviennent toutes des quatre parties prenantes ciblées par ce chapitre. Toutefois, la nature et

le niveau d'intensité des pressions anthropiques peuvent varier en fonction des parties prenantes et des locations (Terborgh et Peres, 2002; Alers *et al.*, 2007).

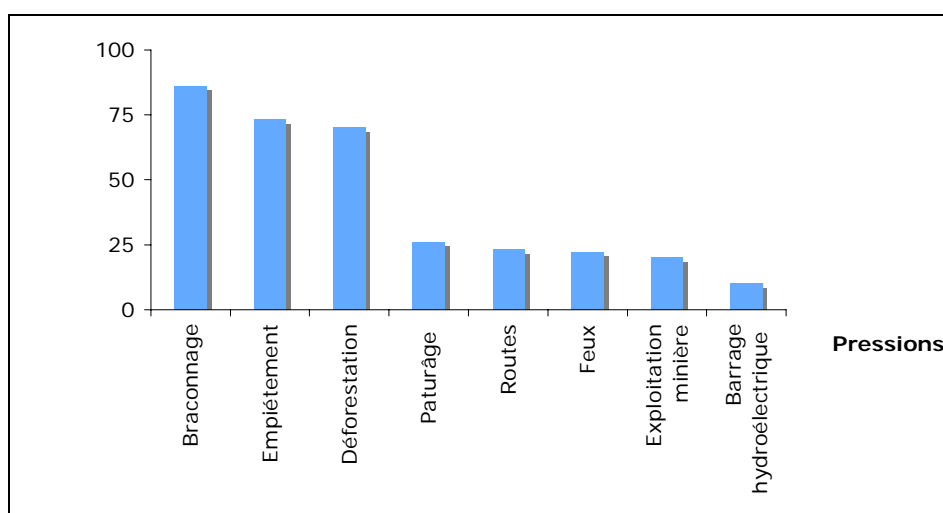


Figure 3.1 Pressions anthropiques sur 201 parcs nationaux tropicaux.

Inspiré de : Van Schaik, C. *et al.* (1997)

Ce chapitre vise donc à décrire chacune des quatre parties prenantes primaires typiques aux parcs nationaux des pays sous-développés. Il vise également à énumérer et analyser les pressions qu'elles exercent sur la biodiversité des parcs nationaux et de leurs zones tampons.

3.1 Les communautés autochtones

Bien qu'il soit important de dissocier les communautés autochtones des communautés immigrantes (ou non autochtones), les définitions sont floues (Terborgh et Peres, 2002). Ces deux types de communauté sont souvent regroupés dans la littérature sous le terme communautés locales. Généralement, les communautés autochtones sont natives d'un habitat naturel donné et vivent essentiellement des ressources présentes sur leur territoire en plus d'y être reliées culturellement depuis plusieurs générations (Usongo et Nkanje, 2004). Selon Terborgh et Peres (2002), il y a une vague distinction entre les communautés natives et

immigrantes. Ils soutiennent que celles qui sont les moins intégrées à l'économie nationale sont considérées autochtones, tandis que les communautés plus agricoles possédant une structure sociale formalisée et hiérarchique ne le sont pas. Une autre distinction réside dans le fait que les peuples autochtones accordent une grande valeur spirituelle, religieuse et culturelle à leurs écosystèmes, contrairement aux communautés immigrantes (Dudley *et al.*, 2005).

Cette identité culturelle leur confère certains intérêts pour la conservation et la protection des ressources naturelles contre les pressions externes dont les projets de développement économique. Toutefois, les objectifs de protection des communautés autochtones peuvent diverger de ceux des experts en conservation alors que l'un le fait pour sa survie et l'autre pour préserver la biodiversité nationale et mondiale (Chapin, 2004). Plusieurs études ont révélées que les réserves autochtones peuvent être efficace à protéger la biodiversité présente sur leurs territoires (Duran *et al.*, 2005; Nespada *et al.*, 2006; Hayes, 2006; Ellis et Porter-Bolland, 2008). L'exemple des réserves autochtones du Brésil est frappant. Malgré des territoires couvrant près d'un cinquième de la forêt amazonienne brésilienne, la plupart des réserves sont parvenues à limiter ou totalement prohiber la déforestation à l'intérieur des limites (Nespada *et al.*, 2006). Les autochtones de la réserve Kayapó sont parvenus à freiner drastiquement, aux frontières de la réserve, la déforestation qui s'est étendue autour de la réserve, préservant ainsi 100 000 km² de forêt tropicale primaire (Terborgh et Peres, 2002).

Les communautés autochtones possèdent également un fort savoir écologique traditionnel (SÉT) de leurs milieux qui est maintenant accepté et reconnu par la communauté scientifique (Huntington, 2000). Le savoir écologique traditionnel s'accumule, évolue, puis est transmis de génération en génération (Ellen, 2000). Il renferme de l'information sur l'écologie des ressources fauniques et floristiques, la disponibilité des ressources et les techniques d'extraction ancestrales (Ampornpan *et al.*, 2003). Néanmoins, il n'est pas assuré que le savoir écologique traditionnel des communautés autochtones conduit à une utilisation durable des ressources (Hunn *et al.*, 2003; Delisle, 2008).

La présence permanente d'une communauté extractive de ressources, autochtones ou non, est antithétique aux objectifs à long terme de conservation d'un parc national et dans certains pays, elle est en contradiction avec la définition légale de parc national. Toutefois, les droits ancestraux des communautés autochtones de résider légalement sur leurs terres natales sont de plus en plus reconnus dans les pays sous-développés (Terborgh et Peres, 2002). De plus, les communautés autochtones prennent désormais place aux discussions internationales où elles font reconnaître leurs droits et expriment leurs requêtes (Brosius, 2004). Ceci ajoute à la complexité de la gestion des parcs nationaux à l'échelle planétaire (Terborgh et Peres, 2002).

Le mode de vie de ces communautés dépend totalement des services écosystémiques (nourriture, eau, habitation, vêtement, source d'énergie, spiritualité et loisir). Les sources de revenus sont faibles et se résument à la vente d'artisanat, de produits forestiers ligneux et non-ligneux dans les commerces locaux et le service de guide et de porteur pour le tourisme et la chasse sportive (Usongo et Nkanje, 2004 ; Dudley *et al.*, 2008). Souvent expropriées des parcs nationaux et exclues des activités économiques dans le passé, les communautés autochtones ne reçoivent pas suffisamment de mesure de compensation et peuvent être tentées par des activités illégales comme le braconnage. Les pressions exercées par les communautés autochtones sur la biodiversité des parcs nationaux sont (Terborgh et Peres, 2002) :

- La chasse et pêche de subsistance.
- La récolte de produits forestiers ligneux et non-ligneux.
- Le risque de braconnage.
- Le risque d'empiètement par agriculture et aquaculture de subsistance.

Outre le braconnage, l'ensemble de ces pressions sont légalement admises à l'intérieur des parcs nationaux. Il est donc important de pouvoir déterminer l'intensité de l'impact de ces communautés sur la biodiversité. La communauté autochtone « pure » n'aura pas de contact avec le monde extérieur, ni d'accès aux technologies pour extraire les ressources et aura donc un mode de vie traditionnel avec peu d'impact sur l'écosystème. L'intensité de l'impact des

communautés autochtones ou immigrantes sur la biodiversité d'un parc national est représentée par une simple formule (Ehrlich et Holdren, 1971) :

Impact = (nombre d'humains) x (consommation *per-capita* de ressource) x (un facteur technologique)

Il apparaît peu éthique de questionner la réduction du paramètre de consommation *per capita* compte tenu que les communautés locales vivent normalement sous le seuil de pauvreté de 2 \$ U.S. par jour. Or, l'intensité de l'extraction des ressources naturelles et de l'empiètement sur le territoire protégé dépend du nombre d'habitant par kilomètre carré et des technologies utilisées (Terborgh et Peres, 2002). L'intensité des pressions d'extraction peut dépendre du facteur de consommation *per capita* dans la mesure où les communautés autochtones ont accès aux marchés locaux pour vendre les surplus de ressources récoltées. Les pygmées Baka vivant à l'intérieur du parc national de Lobéké sont un bon exemple de communauté autochtone à faible impact sur la biodiversité. Leur mode de vie est basé sur la récolte de subsistance de produits forestiers ligneux et non-ligneux et des espèces fauniques avec des techniques ancestrales. De plus, leur densité de population est très faible soit de 0,4 habitant par km². Il a été jugé que ces impacts sont trop faibles pour entraver la conservation de la biodiversité du parc national de Lobéké (Usongo et Nkanje, 2004).

Toutefois, avec les récentes poussés démographiques et les récents progrès de développement des pays sous-développés, la situation des communautés autochtones sera appelée à être modifiée. Effectivement, le potentiel démographique de ces communautés demeure élevé, si bien que certains parcs nationaux ont pris des mesures de contrôle des populations natives. Par exemple, le gouvernement péruvien a implanté un programme de contraception auprès des communautés autochtones résidant légalement dans le parc national de Manu afin de contrôler la densité de population. De plus, sans être complètement assimilées, les communautés autochtones seront davantage en contact avec le monde extérieur et auront accès aux nouvelles technologies et aux marchés externes. Ceci entraînera inévitablement une augmentation de l'intensité des pressions sur la biodiversité des parcs nationaux. Par exemple, l'accès aux

marchés alimentaires nationaux et aux armes de pointes pourrait entraîner le déclin des populations des gibiers chassés (Terborgh et Peres, 2002).

De plus, la gestion exclusive longtemps abordée dans les parcs nationaux des pays sous-développés a créé un manque de confiance des communautés autochtones envers les gestionnaires et les experts en conservation. Cette hausse de tension entre les parties pourrait contribuer au non-respect des règlements, des conventions et des ententes et ainsi à l'augmentation des pressions sur la biodiversité (Terborgh *et al.*, 2002). Également, les gouvernements ont une tendance généralisée à l'inaction vis-à-vis la situation des communautés autochtones résidant à l'intérieur des parcs nationaux en raison des complexités éthiques. Ce laisser-aller risque fort bien d'accentuer les pressions internes sur la biodiversité (Terborgh et Peres, 2002).

3.2 Les communautés immigrantes

Contrairement aux communautés autochtones, les communautés immigrantes n'ont pas nécessairement d'attachement culturel et spirituel envers leurs milieux d'accueil, ni de techniques ancestrales d'exploitation des ressources (Usongo et Nkanje, 2004). Elles sont plutôt guidées par la satisfaction de leurs besoins vitaux et par les sources potentielles de revenus. Bien que les communautés immigrantes ne soient pas admises à l'intérieur des limites des parcs nationaux, elles peuvent tout de même bénéficier des services des écosystèmes présents en zones tampons des parcs nationaux où elles s'établissent (Alers *et al.*, 2007).

Tout comme les communautés autochtones, les communautés immigrantes ont besoin des services écosystémiques pour se nourrir, se vêtir, se loger et créer des revenus (FAO, 2008; Dudley *et al.*, 2008). Toutefois, les zones tampons des parcs nationaux des pays sous-développés servent souvent de tremplin pour sortir les ruraux de la pauvreté comme le démontrent les nombreux PDCI (Van Schaik et Rijksen, 2002). Ces zones sont beaucoup moins restrictives sur l'exploitation des ressources qu'à l'intérieur des parcs et soutiennent

l'ensemble des activités de développement socio-économiques liées ou non aux objectifs de conservation des parcs nationaux. Les communautés immigrantes peuvent donc bénéficier plus facilement des technologies disponibles pour extraire les ressources forestières (ex. les scies à chaîne) et pour accentuer les rendements agricoles (ex. machinerie agricole). Leur mode de vie repose essentiellement sur l'agriculture et l'élevage de subsistance ou à des fins commerciales (Alers *et al.*, 2007). De plus, elles représentent la principale main-d'œuvre des compagnies privées forestières, minières, pétrolières et de plantations agricoles (WWF, 2006). Les principales menaces exercées par les communautés immigrantes sur la biodiversité des parcs nationaux et de leurs zones tampons sont (Terborgh et Peres, 2002; Alers *et al.*, 2007) :

- La chasse et pêche de subsistance, commerciale et sportive.
- Le braconnage.
- La récolte de produit forestier ligneux et non-ligneux.
- L'empiètement par agriculture et aquaculture de subsistance et commerciale.
- Le pâturage.

Généralement, plus le niveau de pauvreté autour du parc national est élevé, plus les besoins socio-économiques sont grands et plus les pressions sont intenses. L'intensité des impacts des communautés immigrantes sur la biodiversité se calcule par les mêmes trois paramètres, soit la densité de population, la consommation *per capita* et les technologies employées. Généralement, l'intensité des pressions induites par les communautés immigrantes sur les écosystèmes des zones tampons est supérieure à celles des communautés autochtones sur les écosystèmes des parcs nationaux. Ceci s'explique par de faibles et vagues réglementations, un meilleur accès aux technologies, une densité de population plus élevée et un accès plus direct aux commerces illégaux dans les zones tampons qu'à l'intérieur des limites des parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007).

Les communautés immigrantes des zones tampons ont généralement de faibles opportunités de revenus causées par le manque d'emplois, la faiblesse des marchés locaux et l'inaccessibilité

des marchés nationaux. Ce facteur combiné avec la population élevée accentue l'intensité des pressions d'extraction des ressources naturelles (Alers *et al.*, 2007). Ces pressions exercées à l'intérieur et autour des parcs nationaux peuvent être légales ou non. Par exemple, la surexploitation des espèces fauniques disponibles dans les zones tampons ou encore dans les zones de chasse identifiées par les gestionnaires peut forcer le braconnage à l'intérieur des parcs nationaux. L'incitatif économique est également à considérer alors que le braconnage est significativement plus rentable que la chasse de subsistance (Dobson et Lynes, 2008). L'intensité du braconnage par les communautés immigrantes varie de prélèvement de subsistance à la participation aux groupes hautement organisés qui œuvrent dans le commerce illégal mondial (Dudley *et al.*, 2004). Le braconnage affecte près de 40 % des parcs étudiés mondialement (Bennett *et al.*, 2002). Avec le prélèvement légal, il contribue directement à une diminution intensive et rapide des populations fauniques à l'intérieur des parcs nationaux et de leurs zones tampons (Dudley *et al.*, 2008).

Il en est de même pour l'extraction illégale de produits forestiers ligneux et non-ligneux à l'intérieur des limites des parcs nationaux. En effet, les faibles opportunités de revenus, le manque d'accès aux ressources et l'exclusion incitent les communautés immigrantes à se tourner vers le commerce illégal de ces produits (Yonariza et Webb, 2007). Par exemple, une chute drastique des revenus provenant de l'agriculture de subsistance en Indonésie a conduit à une augmentation directe de la déforestation illégale dans le parc national de Kutai ainsi qu'à une surexploitation des produits forestiers non-ligneux dans le parc national de Lore Lindu (Angelsen et Resosudarmo 1999). Dans les parcs nationaux forestiers, le commerce illégal du bois est très actif et peut représenter la principale source de revenu pour les communautés immigrantes. Ces dernières y travaillent comme bûcherons et s'occupent du transport de la marchandise vers les marchés extérieurs. Ces communautés installées directement en périphérie des parcs nationaux représentent le maillon clé dans la chaîne du commerce illégal des produits forestiers ligneux provenant des parcs nationaux (Yonariza et Webb, 2007). Cette déforestation non contrôlée a des effets néfastes sévères et directs sur la biodiversité et sur

plusieurs services écosystémiques (Putz *et al.* 2001; Seneca Creek Associates et Wood Resources International, 2004).

Outre les pressions d'extraction des ressources, l'empiètement anthropique sur les territoires protégés représente l'une des principales menaces aux parcs nationaux des pays sous-développés. Une fois de plus, les pressions démographiques des régions rurales, le manque d'alternative à l'agriculture et l'élevage comme moyen de subsistance intensifient la demande pour les terres arables et les terres de pâturage. De plus, le système foncier ou de droit d'usage du territoire qui définit la propriété et l'accès aux ressources est vague et faiblement réglementé dans les pays sous-développés. Ceci laisse place à la surexploitation agricole des terres périphériques et à l'empiètement incontrôlé sur les limites des parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007). L'empiètement à l'intérieur d'un parc national peut se faire radicalement par agriculture sur brûlis ou par déforestation (Ohl *et al.*, 2007), ou encore par l'infiltration du bétail dans certaines parcelles de forêts pour le pâturage (Alers *et al.*, 2007).

Dans la majorité des cas, les responsables du développement des zones tampons offrent très peu d'incitatifs aux communautés immigrantes pour modifier leurs activités économiques. De plus, le budget accordé aux parcs nationaux est souvent trop faible pour permettre le support financier et technique pour agencer les activités économiques des zones tampons aux objectifs de conservation ou encore pour permettre une surveillance adéquate (Spergel, 2002). Également, le manque d'institution des parcs nationaux pour une gestion efficace du développement dans les zones tampons rend l'empiètement agricole et la dégradation des ressources difficilement contrôlables. Ces facteurs contribuent à l'intensification des pressions sur les parcs nationaux et mettent leur survie en péril (Terborgh *et al.*, 2002; Alers *et al.*, 2007).

Dans les cas où le développement des zones tampons est contrôlé par l'implantation de PDCI ou de programmes de microcrédits, il y peut y avoir une augmentation du rendement agricole. À première vue, cette augmentation représente une situation de gagnant-gagnant pour les

communautés et pour les tenants de la conservation, c'est-à-dire que les revenus agricoles sont augmentés et que les pressions d'extraction et de demande de terres arables sont limitées par des activités agricoles plus efficaces. Toutefois, une fois le mandat des PDCI terminé, cette hausse des revenus peut entraîner des achats de nouvelles technologies comme des fusils pour la chasse et des scies à chaîne pour l'extension des terres arables menant à l'empiètement sur les parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007). De plus, l'augmentation de la qualité de vie en bordure des parcs nationaux attire une immigration des autres communautés de la région (Holerm *et al.*, 2007). Ceci résulte éventuellement en une augmentation de la densité démographique ainsi qu'à l'intensification des pressions sur les parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007).

3.3 Les compagnies privées

Les compagnies privées d'exploitation des ressources naturelles sont actuellement en plein essor dans les pays en voie de développement (WWF, 2006a). Effectivement, même si la globalisation et le néolibéralisme ont facilité l'apport de l'aide financière internationale pour la création et le maintien des parcs nationaux, ils ont aussi facilité l'accès aux terres non protégées pour l'exploitation forestière, minière et pétrolière (Bowles *et al.*, 1998). Le fonctionnement de l'établissement des compagnies privées à proximité des parcs nationaux est fort simple. Les gouvernements louent des terres aux compagnies (concessions) qui varient en termes de coût et de superficie. Les compagnies exploitent les ressources présentes sur ce territoire pour un certain nombre d'années selon les contrats. Elles s'installent généralement à proximité des ressources naturelles, souvent en périphérie des parcs nationaux, afin de diminuer les frais de transport (WWF, 2006a). L'exemple du bassin du Congo est frappant alors que les compagnies privées dominent les territoires forestiers. Les compagnies forestières occupent à elles seules près de 80 % des territoires forestiers du Cameroun (Byers *et al.*, 2001). Les revenus générés aux gouvernements par les concessions occupent une grosse partie de certain PIB des pays sous-développés riches en ressources naturelles (WWF, 2006a).

La faiblesse des systèmes fonciers et de la réglementation sur l'exploitation des ressources naturelles facilitent l'établissement des compagnies privées (WWF, 2006a). Or, les compagnies forestières, minières, pétrolières ou de plantation commerciale venues souvent des pays occidentaux adoptent généralement des pratiques qui maximisent les profits à court terme sans se soucier de la durabilité de l'exploitation des ressources, ni des impacts environnementaux et socio-économiques de leurs activités corporatives (Byers *et al.*, 2001). Les mesures à adopter pour internaliser² ces impacts engendreraient des coûts supplémentaires aux compagnies (Field et Olewiler, 2005). Les principales menaces des compagnies privées sur la biodiversité des zones tampons et des parcs nationaux sont :

- La déforestation et fragmentation.
- La récolte de produits forestiers ligneux et non-ligneux.
- Le braconnage.
- L'empiètement.
- Le détournement et contamination des cours d'eau.

Les pressions énumérées ci haut se font principalement dans les zones tampons des parcs nationaux. Toutefois, il arrive que les compagnies privées exercent leurs activités d'extraction à l'intérieur même des limites des parcs nationaux, ce qui entraîne des impacts encore plus intenses sur la biodiversité et sur les peuples autochtones (WWF, 2006a). Par exemple, les parcs nationaux Loango et Mouakalaba-Doudou du complexe d'aires protégées de Gamba au Gabon sont aux prises avec des compagnies pétrolières qui y opèrent leurs activités depuis des décennies (WWF, 2006b). Plus récemment, le lobbying des compagnies minières multinationales ont forcé le gouvernement indonésien à ouvrir les aires protégées à l'exploitation minière (Mining Watch Canada, 2005). Les impacts des compagnies privées sur la biodiversité des parcs nationaux peuvent être directs et indirects.

² L'internalisation est la prise en compte des impacts environnementaux et sociaux dans l'économie de l'entreprise par atténuation ou compensation (Field et Olewiler, 2005).

Les impacts directs des compagnies privées sur les terres forestières non protégées sont bien connus. En effet, l'implantation des compagnies privées à proximité des parcs nationaux cause une déforestation massive sur des superficies importantes afin de permettre l'extraction des ressources naturelles (bois, métaux, minerais, pétrole) ou la plantation de monocultures à grande échelle (Annexe 1, figure A1) (WWF, 2006a). De plus, la fragmentation des écosystèmes forestiers par la construction des routes forestières a des impacts très marqués sur la biodiversité (Byers *et al.*, 2001; WWF, 2006a). Que les activités des compagnies privées soient légales ou non, l'intensité des impacts directs sur la biodiversité des parcs nationaux et de leurs zones tampons est très élevée. En fait, cette perte massive d'habitat naturel à grande échelle est la première cause de la chute de la diversité biologique terrestre.

Toutefois, ce sont les impacts indirects qui causent le plus de dommage à long terme sur les parcs nationaux et leurs environs. En effet, les compagnies privées ouvrent des territoires de forêts vierges auparavant inaccessibles (Byers *et al.*, 2001). Les employés des compagnies privées peuvent donc chasser illégalement aux cœurs des massifs forestiers tout en ayant accès aux moyens de transport des compagnies et aux routes forestières pour acheminer la marchandise vers les marchés illégaux urbains (Bowen-Jones et Pendry, 1999; WWF, 2006a). De plus, les routes construites durant la période d'exploitation sont rarement fermées à la fin des contrats d'exploitation, ce qui facilite l'accès aux communautés immigrantes tout en désenclavant les communautés autochtones. Ces dernières s'installent de façon permanente en bordure des routes et y exercent les pressions de dégradation et d'empiètement identifiées à la section 3.1.2. Ces impacts indirects cumulatifs, causés initialement par une seule route, peuvent entraîner beaucoup de dommages aux écosystèmes forestiers des zones tampons (Annexe 1, figure A2) (Byers *et al.*, 2001; WWF, 2006a). Également, l'explosion des emplois que génèrent les compagnies privées attire davantage de familles dans les régions rurales. Il y a donc une augmentation des superficies agricoles et une intensification des pressions de chasse et de braconnage sur la faune. Rapidement, il y a des dangers supplémentaires d'empiètement sur les parcs nationaux (Byers *et al.*, 2001).

Les impacts indirects sont d'autant plus intenses qu'ils se poursuivent après le retrait des compagnies privées à l'échéance de leurs contrats d'extraction (WWF, 2006a). La cascade d'impacts anthropiques engendrés par l'établissement des compagnies privées en zones tampons menace sévèrement la survie des parcs nationaux. Dans le bassin du Congo, deuxième plus grand massif forestier du monde, les compagnies privées forestières, minières et pétrolières représentent la principale menace sur les parcs nationaux (Byers *et al.*, 2001). Bien que certains organismes internationaux de surveillance tels que Global Forest Watch arrivent à cibler les zones d'exploitation illégales, il demeure néanmoins difficile de s'immiscer dans la gouvernance parfois corrompue des pays sous-développés.

3.4 Les gouvernements

La faiblesse de la gouvernance des pays sous-développés et le manque d'institution favorisent une structure économique qui laisse place aux investissements étrangers et à l'établissement des compagnies privées (Byers *et al.*, 2001). Effectivement, les gouvernements des pays riches en ressources naturelles seront plus enclins à louer leurs terres aux compagnies privées afin de générer des revenus à l'état et de répondre aux besoins locaux et nationaux. Une partie des impacts directs à large échelle identifiés à la section 3.1.3 est donc endossée ouvertement par les gouvernements (Alers *et al.*, 2007). De plus, le haut niveau de corruption gouvernementale de certains pays accentue les pressions sur les zones tampons et sur les parcs nationaux. Au Cameroun, encore 50 % du volume de bois récolté au pays est illégal (WWF, 2006a).

Afin de se sortir de la pauvreté et d'entrer dans les marchés internationaux, ces gouvernements doivent adopter des agendas chargés de projets de développement socio-économiques et de mises en place de politiques (Alers *et al.*, 2007). De par leurs engagements internationaux, ils doivent également mettre en place un système d'aires protégées. Ces deux agendas peuvent interférer entre eux, d'où le grand dilemme de combiner le développement humain et la conservation des habitats naturels (Terborgh *et al.*, 2002). Il n'est donc pas rare que les projets de développement des zones rurales entrent en confrontation avec les parcs nationaux. Par

exemple, le gouvernement malaisien est sur le point d'adopter un vaste projet d'autosuffisance énergétique incluant la construction de plusieurs barrages hydroélectrique qui pourrait menacer l'une des plus vieilles forêts du monde et inonder une partie du parc national de Gunung Mulu (Earth Island Institute, 2009).

Les projets de barrage hydroélectrique affectent plusieurs parcs nationaux et ont des impacts important sur la biodiversité (Van Schaik *et al.*, 1997). Effectivement, la transformation des milieux lotiques en milieux lenthiques peut engendrer une succession différente des espèces aquatiques ainsi qu'une perte de biodiversité terrestre et aquatique. De plus, les projets de développement des régions rurales nécessitent la construction de routes. Le tracé des routes peut parfois empiéter sur les limites des parcs nationaux. Par exemple, la route qui scinde en deux le parc national d'Iguaçu au Brésil est très controversée et les ONG internationaux réclament sa fermeture en raison des risques qu'elle engendre sur l'intégrité biologique du parc national (Echeverria, 2003).

Les pressions exercées par les gouvernements sur les zones tampons ainsi que sur les parcs nationaux sont donc induites par l'endossement des compagnies privées et par les projets de développement économique rural. Les pressions identifiées sont :

- La fragmentation et déforestation.
- L'empiètement.

L'intensité de ces pressions dépend de la réglementation environnementale et de la transparence des gouvernements et des compagnies privées sous contrat. Effectivement, si les gouvernements ont un processus d'évaluation environnementale qui tient compte des communautés autochtones et immigrantes dans la prise de décision, alors les impacts des projets de développement seront atténués ou évités. Sans réglementation ferme et sans suivis des opérations, les impacts peuvent s'avérer destructeurs pour les parcs nationaux.

L'ensemble des impacts causés par ces quatre parties prenantes primaires a comme résultat d'isoler les parcs nationaux par l'exploitation des ressources naturelles et l'utilisation du territoire en zones tampons. Les parcs nationaux sont souvent représentés par des îlots de couvert forestier dans une mosaïque de terres agricoles et urbaines (Alers *et al.*, 2007). L'absence de couloirs forestiers durables entre les aires protégées empêche la migration faunique et floristique et contribue à l'isolement génétique de la biodiversité terrestre, transformant ainsi les parcs nationaux en musées naturels. De plus, en l'absence d'une gestion et d'une surveillance adéquate, l'empiètement anthropique grugera la superficie des parcs nationaux et affectera davantage la biodiversité ainsi que les services écosystémiques qui ne pourront plus être maintenus naturellement.

CHAPITRE 4

GESTION PARTICIPATIVE DANS LES PARCS NATIONAUX

Les chapitres précédents illustrent bien la complexité de gérer efficacement les parcs nationaux des pays en voie de développement. L'effet cumulatif des activités des parties prenantes primaires engendre des pressions intenses sur la biodiversité. Dans ce contexte, le mode de gestion exclusif utilisé semble inefficace pour atteindre les objectifs de conservation. Les parcs nationaux implantés des pays en voie de développement représentent donc de véritables casse-têtes pour les gestionnaires : comment préserver leur biodiversité tout en permettant aux parties prenantes de se développer économiquement ? Pour plusieurs auteurs, la solution réside dans la gestion participative. Cette approche a été employée abondamment dans la gestion des parcs nationaux afin de contrôler les activités des parties prenantes et ainsi atténuer les pressions d'extraction et d'empiètement.

Ce chapitre comprend une revue de littérature sur la gestion participative dans les parcs nationaux des pays sous-développés. D'abord, il décrit brièvement les différents modèles théoriques de gouvernance afin d'offrir une base comparative et de comprendre l'émergence du modèle de gouvernance participative. Ensuite, il traite des récentes catégories de gouvernance des aires protégées identifiées par l'UICN, incluant la gouvernance partagée. Ce dernier concept sera par la suite défini dans le contexte de la conservation *in situ* de la biodiversité dans les pays sous-développés. Finalement, le chapitre décrit les principales phases d'implantation de la gestion participative dans un parc national.

4.1 Modèles théoriques de gouvernance

La gestion participative a connu une forte poussée lors des dix dernières années. Cependant, que ce soit en conservation ou dans tout type de projet de développement, différents modèles

théoriques de gestion ou de gouvernance ont toujours été utilisés. La gouvernance hiérarchique est certainement l'un des plus anciens et répandus. Elle représente une gestion centralisée dont quelques représentants autonomes et autoritaires sont en position de prendre les décisions pour le bien-être de la collectivité impliquée dans le projet. Toutefois, ce modèle va à l'encontre de la démocratie participative à long terme (Lequin, 2001). La gestion exclusive des parcs nationaux relève de ce type de gouvernance où une petite équipe est entièrement responsable de la gestion et des prises de décision (Van Schaik et Rijkssen, 2002).

Le concept de gouvernance hiérarchique a donc évolué vers un modèle théorique nommé « modèle consultatif » qui est basé sur l'échange d'information entre les différents acteurs, et ensuite, avec les dirigeants (Simeon, 1994). Les acteurs sociaux, économiques et autres groupes d'intérêts, dont les citoyens, représentent les parties prenantes du projet. Elles peuvent désormais participer à la prise de décision en transmettant de l'information aux gestionnaires responsables du projet. Ces derniers bénéficient d'une source directe d'information ce qui leur permet de mieux comprendre les différents conflits locaux afin de trouver des solutions efficaces. De plus, selon la théorie de « capital social » de Putnam (1993), lorsque l'engagement civil est élevé et que les associations entre les acteurs sociaux sont fortes, les institutions politiques et économiques fonctionnent mieux. Ce modèle a fait preuve d'adaptation et œuvre beaucoup plus vers la démocratie participative (Lequin, 2001). La gestion participative relève du modèle consultatif de gouvernance.

Toutefois, la tendance du modèle consultatif vers l'intégration complète des parties prenantes dans la prise de décision peut présenter quelques faiblesses. Effectivement, cela peut amoindrir le rôle de « leader » de l'autorité dirigeante dans l'encadrement d'un projet. Si la prise de décision ne fait pas l'unanimité, ce qui est souvent le cas, l'autorité dirigeante aura de la difficulté à mener le projet à terme. De plus, l'emphasis sur les interventions de petite échelle exigées par les parties prenantes peut masquer des injustices et des iniquités de grande échelle (Cooke et Kothari, 2001). L'obtention d'un consensus peut s'avérer long et complexe surtout si les acteurs sont déjà aux prises avec des conflits (Norgrove et Hulme, 2006).

4.2 Catégories de gouvernance de L'UICN

Dans la gestion des aires protégées, l'UICN s'est inspirée des modèles théoriques mentionnés ci-haut pour dresser une liste de quatre types de gouvernance d'aires protégées. Cette liste sert de renfort aux sept catégories d'aires protégées (Ia, Ib, II, III, IV, V et VI), car ces dernières sont indépendantes de qui possède, contrôle ou gère les ressources. Effectivement, dans n'importe quel type de gouvernance, la terre, l'eau et les ressources naturelles d'une aire protégée peuvent désormais appartenir ou être directement gérées seule ou en combinaison par des agences gouvernementales, des ONG, des communautés locales, des peuples autochtones et des groupes privés. À titre indicatif, 77 % des forêts mondiales appartiennent et sont gérées par les gouvernements, 11 % par des communautés et 12 % par des individus (Anderson *et al.*, 2006). L'UICN et le Secrétariat de la Convention sur la Biodiversité reconnaissent l'importance d'avoir plusieurs types de gouvernances (Dudley, 2008).

Type A : Gouvernance par le gouvernement

L'agence gouvernementale (fédérale, nationale, sous-nationale ou municipale) détient l'autorité et la responsabilité pour gérer l'aire protégée, établir les objectifs de conservation (i.e. déterminer la catégorie) ainsi que pour développer et implanter les plans de gestion. Souvent, le gouvernement est propriétaire des terres, de l'eau et des ressources de l'aire protégée. Le gouvernement peut déléguer des tâches de planification ou de gestion journalière à un organisme non-gouvernemental, un opérateur privé ou encore à des parties prenantes locales, tout en conservant le contrôle décisionnel sur l'aire protégée. Dépendamment de la législation en vigueur, il peut ou ne peut pas y avoir d'obligation de consulter ou d'informer les parties prenantes dans la prise de décision, bien que l'approche participative soit de plus en plus employée par les gouvernements (Dudley, 2008). Un exemple du type A est le parc national de Yellowstone aux États-Unis.

Types B : Gouvernance partagée

La gouvernance partagée est employée lorsque plusieurs parties prenantes ont un intérêt marqué pour l'aire protégée. Elle requiert des processus et des institutions complexes pour parvenir à partager la responsabilité et l'autorité de gestion entre les acteurs gouvernementaux et non-gouvernementaux. L'UICN perçoit deux nuances à la gouvernance partagée : la gestion « collaborative » et la gestion « conjointe ». La différence réside dans le niveau d'autorité de responsabilité décisionnel transféré aux parties prenantes. Dans la gestion « collaborative », le pouvoir décisionnel ainsi que les responsabilités de gestion appartiennent à un seul organe. Cet organe doit, par la législation en vigueur, informer ou consulter les autres parties prenantes impliquées dans l'aire protégée avant de prendre les décisions. Dans un niveau supérieur de gestion collaborative, les parties prenantes peuvent être regroupées en organes possédant la responsabilité d'établir, par consensus, des plans techniques pour la réglementation et la gestion de l'aire protégée. Ces plans doivent toutefois être approuvés par l'organe décisionnel. Dans la gestion « conjointe », le pouvoir décisionnel et les responsabilités de gestion appartiennent à un même organe formé par les représentants des parties prenantes primaires, incluant le gouvernement. Or, le consensus n'est pas obligatoire et les décisions sont prises par vote. La mise en œuvre des décisions doit être déléguée à des organismes agréés. La gouvernance partagée inclut également les cas où l'aire protégée est répartie sur plusieurs pays (Dudley, 2008). Un exemple du type B est le Parc National de Snowdonia au Royaume-Uni.

Type C : Gouvernance privée

La gouvernance privée est propice lorsqu'une aire protégée appartient à un propriétaire non gouvernemental (un particulier, une coopérative, une ONG ou une société). Elle peut être gérée avec buts lucratifs ou sans but lucratif. Les incitatifs économiques tels que les revenus de l'écotourisme, la chasse sportive ou encore l'exemption de taxe favorise ce type de gouvernance. L'ensemble des responsabilités de gestion (i.e. déterminer les objectifs, développer et mettre en œuvre les plans de gestion et prise de décisions) appartient au propriétaire. Ce dernier doit respecter la législation en vigueur en matière de gestion et de retour envers la société. Or, en dépit d'une législation adéquate, l'aire protégée peut n'avoir

aucun compte à rendre aux communautés locales (Dudley, 2008). Un exemple du Type C est le Monitoring Wildlife Sanctuary en Australie.

Type D : Gouvernance par les communautés autochtones et locales

L'UICN définit ce type de gouvernance comme :

« Des aires protégées où l'autorité et la responsabilité de la gestion sont confiées aux peuples autochtones et aux communautés locales sous formes d'institutions ou de réglementations coutumières ou juridiques, formelles ou informelles. » (Dudley, 2008, p. 32)

Ce type de gouvernance inclut deux sous-ensembles : les territoires établis et gérés par des populations autochtones et les zones de conservation communautaire, créées et gérées par les communautés immigrantes. Ces deux sous-ensembles sont souvent entremêlés temporellement ou géographiquement. C'est-à-dire que différentes communautés peuvent être responsables des mêmes ressources sur des périodes différentes ou encore responsables de ressources différentes en même temps. Les droits ancestraux, les valeurs culturelles et spirituelles sont souvent brouillés avec la réglementation de l'état. Or, il n'est pas rare que le statut légal des aires protégées gérées par ces communautés ne soit pas reconnu par le gouvernement. Dans le cas contraire, les accords de gouvernance exigent que l'aire protégée possède des institutions et des règlements qui permettent l'atteinte des objectifs de conservation (Dudley, 2008). Un exemple du type D est l'aire protégée du Coron Island aux Philippines.

Il est important de noter que les types B et D ne font pas allusion à la propriété de l'aire protégée. Or, dans la majorité des cas de gouvernance partagée et de gouvernance par les communautés, les terres protégées appartiennent au gouvernement (où il y a une délégation du pouvoir décisionnel et des responsabilités de gestion), ou aux communautés autochtones dans les cas où les droits ancestraux sont reconnus légalement. Le choix du type de gestion est aussi important que le choix de catégorie d'aires protégées. Effectivement, l'échec des aires protégées réside souvent dans la confusion ou dans l'absence d'une méthode de gestion

efficace et appropriée, comme le démontrent les nombreux « parcs papiers » implantés, c'est-à-dire les parcs ayant un statut officiel, mais sans réel système de gestion (Terborgh et Van Schaik, 2002). Ces quatre récentes catégories ont donc pour but de mettre un terme à la confusion qui règne sur les différents types de gestion employés dans les aires protégées en plus de renforcer la Base de données mondiale sur les aires protégées (Dudley, 2008).

4.3 Définition de la gestion participative

De façon générale, la gouvernance relève de qui détient l'autorité décisionnelle et la responsabilité de gestion pour mettre à terme un projet (Borrini-Feyerabend, 2004). Or, cette définition assume implicitement que l'autorité en place devrait détenir les informations nécessaires pour atteindre les objectifs du projet. Toutefois, dans la réalité, l'information n'est pas toujours transmise également entre les niveaux gouvernementaux (Schneider, 1999). Effectivement, le manque d'information provenant du terrain nécessaire pour gérer les conflits entre les parties prenantes et atténuer les pressions anthropiques peut mener à l'échec d'un parc national (Wells and McShane, 2004). C'est là que la gestion participative entre en jeu. Par exemple, une étude a révélé que la survie du parc national de Korup, au Cameroun, dépend de l'inclusion des parties prenantes dans les processus de gestion (Mbile *et al.*, 2005).

La gestion participative a été très largement utilisée, ce qui complexifie sa définition. Effectivement, plusieurs termes sont employés dans la littérature : cogestion, gestion collaborative, gestion commune, gestion mixte, gestion multipartite, gestion multipartenaire et gestion conjointe (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2000). Théoriquement, la gestion participative consiste à intégrer les différents groupes d'intérêts (secteur privé, secteur public, citoyens, communautés, organisations et organismes) comme des parties prenantes dans la prise de décision et la gestion d'un projet, d'un plan, d'un programme ou d'une politique. Cette gestion nécessite la mise en place d'infrastructures et d'institutions, dont l'envergure laisse place à la participation des groupes d'intérêt (Lequin, 2001). Dans le cadre de la gestion d'une aire protégée, Borrini-Feyerabend *et al.* (2000) définissent la gestion participative comme étant :

« une situation dans laquelle au moins deux acteurs sociaux négocient, définissent et garantissent entre eux un partage équitable des fonctions, droits et responsabilités de gestion d'un territoire, d'une zone ou d'un ensemble donné de ressources naturelles. » (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2000, p. 46)

La gestion participative est donc applicable à tout type de gouvernance d'aire protégée (ex. A, B, C et D de l'UICN). Normalement, c'est le propriétaire de l'aire protégée (ou un responsable délégué) qui partage le pouvoir décisionnel et les responsabilités de gestion avec les autres parties prenantes. Dans la majorité des aires protégées, ce partage se fait entre le gouvernement qui est propriétaire des ressources naturelles et une ou des parties prenantes qui sont prétendantes à ces ressources (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004).

Toutefois, dans la réalité, la gouvernance des aires protégées est beaucoup plus complexe et ne cadre pas toujours bien dans un modèle précis de gestion exclusive ou participative (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Il y a donc plusieurs niveaux de gestion participative. Le niveau de participation des parties prenantes dans la gestion d'un parc national est reflété par le niveau de pouvoir qui leur est transféré. La gouvernance de la majorité des aires protégées se trouve donc quelque part dans un continuum allant d'aucune interaction entre l'autorité de l'aire protégée et les parties prenantes vers un transfert complet des responsabilités (figure 4.1).

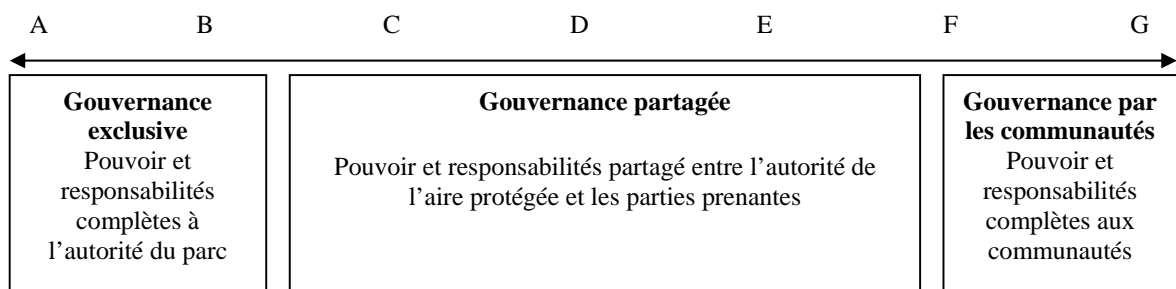


Figure 4.1 Continuum de la gestion participative dans les aires protégées. Les sept niveaux (A à G) représentent les différentes options de gouvernance employées dans la gestion des aires protégées :

Niveau A : Minimale, où il n'y a quasi aucune interaction entre l'autorité du parc et les parties prenantes. Ceci représente la gestion exclusive.

Niveau B : Informelle, où l'autorité du parc informe unilatéralement les parties prenantes des décisions prises et des enjeux importants.

Niveau C : Consultative, où l'autorité du parc consulte les parties prenantes afin d'échanger de l'information.

Niveau D : Recherche de consensus, où des échanges actifs de points de vue et d'opinions surviennent entre l'autorité du parc et les parties prenantes. La prise de décision appartient uniquement à l'autorité. Il peut y avoir un partage des bénéfices de la conservation avec les parties prenantes.

Niveau E : Négociation, où l'autorité du parc négocie ouvertement avec les parties prenantes (participation à la prise de décision) et développe des accords spécifiques de cogestion.

Niveau F : Partage d'autorité, où le pouvoir et les responsabilités de gestion sont partagées officiellement avec les parties prenantes par des structures formelles (ex. directoire, conseils, etc.). Ceci représente une gouvernance partagée de l'aire protégée.

Niveau G : Transfert complet d'autorité, où l'autorité transfère légalement et complètement les responsabilités de gestion aux parties prenantes.

Adapté de : Borrini-Feyerabend, G. *et al.* (2004) et de Mannigel, E. (2008)

La gestion participative peut être perçue comme un « moyen » d'augmenter l'efficacité de la gouvernance pour atteindre plus facilement les objectifs de gestion tout en minimisant les coûts (Diamond, 2002). Or dans ce cas, l'autorité de l'aire protégée aura une bonne idée du niveau requis de participation des parties prenantes et elle évitera les niveaux E, F et G, qui sont plus coûteux. Lorsque la gestion participative est perçue comme un « résultat » d'équité sociale, les niveaux E, F et G seront alors priorités (Diamond, 2002; Manningel, 2008). La gestion participative telle que définie ci-haut exclut donc les niveaux A, B et G, car dans ces derniers, l'autorité du parc national et les parties prenantes sont très distantes l'une de l'autre. Toutefois, il est très fréquent que des activités comprises dans ces niveaux de gouvernance soient catégorisées, à tort, comme étant de la « gestion participative ». Par exemple, la participation des parties prenantes à une séance d'information offerte par l'autorité du parc national de Camparaó, au Brésil (Manningel, 2008).

4.4 Le fonctionnement de la gestion participative dans les parcs nationaux

Le fonctionnement de la gestion participative dans les parcs nationaux varie en fonction du type de gouvernance employé, de la législation et du contexte socio-économique des pays. Le propriétaire de la terre et des ressources délimite l'aire qui sera protégée et le gouvernement déclare officiellement le statut de parc national en fonction de la législation en vigueur. Ce parc national est géré initialement par un organe de prise de décision. Cet organe représente l'autorité du parc national et peut-être composé d'une agence nationale des aires protégées, d'un département ministériel, de comité *ad hoc*, d'une institution parastatale, d'une agence gouvernementale nationale, provinciale ou municipale. Il est responsable d'organiser et d'implanter, avec du support externe dont les ONG, la gestion participative dans le parc national (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Cette section vise à décrire chronologiquement les quatre phases d'implantation de la gestion participative dans un parc national. Ces quatre phases sont : la phase de préparation du partenariat (I), la phase de consultation et renforcement des capacités (II), la phase de négociation du plan de gestion et des accords spécifiques (III) et finalement la phase de l'implantation et du suivi (IV).

4.4.1 Phase I : préparation du partenariat

La phase de préparation du partenariat, entièrement réalisée par l'autorité du parc national, débute avec le choix des parties prenantes qui devront être intégrées graduellement dans le processus de gestion du parc national. Mais qui sont les parties prenantes légitimes pour ce bénéfice ? La réponse à cette question dépend principalement du contexte local et peut être modifiée dans le temps (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). La définition des parties prenantes identifiée à la section 3.1 décrit bien les trois catégories de partie prenante soit les primaires (a) et (b), les secondaires et les tertiaires (CDB, 2008).

Les différentes parties prenantes peuvent avoir une variété d'intérêts et de requêtes vis-à-vis la terre et les ressources du parc national et des zones tampons. Les décisions qui permettent d'atteindre les objectifs de conservation peuvent bénéficier à un acteur, mais nuire à un autre. Par exemple, l'autorité du parc national et l'industrie du tourisme peuvent être en faveur de l'arrêt de la chasse en zones tampons alors que les communautés locales et les groupes de chasseurs désapprouvent totalement cette idée. Toutefois, les différentes parties prenantes possèdent souvent des capacités complémentaires et des avantages comparatifs pour optimiser la gestion des ressources naturelles (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Par exemple, la législation et la coordination des activités du parc national sont la force de l'autorité gouvernementale, alors que le savoir écologique traditionnel et la surveillance quotidienne du territoire appartiennent souvent aux communautés locales (Kothari, 1995). Le processus de gestion participative ne devrait donc pas donner le même poids aux différentes parties prenantes dans la consultation et la prise de décision. Borrini-Feyerabend (1996) a dressé une liste de critères permettant de distinguer les parties prenantes primaires des autres niveaux :

- Existence de droits légaux sur la terre ou les ressources incluent dans l'aire protégée;
- La continuité des relations avec la terre et les ressources (résident versus visiteurs);
- La dépendance directe sur les ressources naturelles pour la survie et la subsistance;
- La relation culturelle et historique avec la terre et les ressources;

- Les aptitudes, les connaissances et le niveau institutionnel pour gérer les ressources;
- Le degré de dépendance économique et social avec les ressources naturelles;
- Les dommages et les pertes induites par l'implantation du parc national;
- Le degré d'effort et d'intérêt démontré dans la gestion du parc national;
- La compatibilité des intérêts et des activités de la partie prenante avec les accords et politiques national et international de conservation.

Une fois les parties prenantes primaires (a) et (b) identifiées, l'autorité du parc national doit déterminer si la gestion participative est nécessaire et déterminer jusqu'à quel niveau le partage du pouvoir décisionnel et des responsabilités de gestion doit se faire (ex. niveau C, D, E ou F). Ceci est déterminé par une étude de faisabilité. Une « équipe de départ » est alors créée par l'autorité du parc national afin de recueillir et d'organiser le financement requis pour la gestion participative. Cette équipe a le lourd mandat de mettre sur pied le processus de gestion participative dans le parc national. Elle doit être diversifié, crédible auprès des acteurs locaux et posséder de fortes aptitudes en communication afin de lancer une vaste campagne d'information et de consultation (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). La phase I est essentielle pour tous les niveaux de gestion participative désirés dans le parc national.

4.4.2 Phase II : Consultation et renforcement des capacités

L'intégration des parties prenantes primaires dans la gouvernance de l'aire protégée doit commencer le plus tôt possible. Effectivement, lorsque le moyen de subsistance et les intérêts des communautés locales sont affectés par l'implantation d'un parc national, il est primordial d'obtenir leur support dès le début du processus si l'autorité du parc national veut atteindre les objectifs de conservation (Cernea et Schmidt-Soltau, 2003). Cette phase est entièrement menée par l'équipe de départ sous la direction de l'autorité du parc national. Le partage d'information et la consultation avec les différentes parties représentent la première étape réelle vers la gestion partagée. L'équipe de départ rassemble des outils (ex. carte du parc) des

informations sur l'écologie du parc national et sur les enjeux et les conflits liés à son contexte socio-économique. L'équipe lance alors la campagne d'information et de consultation avec les parties préalablement identifiées (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Les parties prenantes primaires sont obligatoirement consultées alors que les parties secondaires et tertiaires peuvent l'être tout dépendamment de la portée de la campagne.

La méthode de consultation doit être réalisée en fonction du contexte culturel, social et du niveau d'éducation. La consultation peut être accomplie par des audiences publiques, des groupes de discussion, des réunions *ad hoc* ou des distributions de questionnaires. Elle doit porter sur la justification de la gestion participative, les données écologiques, sociales et économiques du parc national, les priorités de gestion, et d'autres aspects et enjeux importants liés à la gestion. Cet échange d'information entre les parties prenantes et l'équipe de départ permet d'améliorer les documents de départ et d'instaurer un climat de confiance et d'équité avec les parties (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). La promotion d'un futur partage équitable des bénéfices engendrés par le parc national avec les parties prenantes primaires est un moyen efficace d'obtenir leur appui durant la phase de consultation (Harmon, 2003).

Évidemment, l'éventuel partage du pouvoir décisionnel avec les parties prenantes primaires nécessite un renforcement des capacités de gestion. Toute partie prenante primaire impliquée dans la gestion participative a besoin d'une structure organisationnelle interne. Les communautés locales sont certainement celle qui nécessite le plus de renforcement. Elles doivent acquérir des aptitudes spécifiques afin de savoir communiquer, négocier et faire le suivi de la biodiversité. Elles doivent également développer un accord interne sur leurs propres intérêts et craintes face à l'implantation du parc national. Finalement, elles doivent désigner un représentant qui défendra ces intérêts sur la plateforme de négociation. Cette organisation interne donne de la crédibilité et du pouvoir politique à la partie prenante. Par exemple, l'organisation du village Mendha, en Inde, a permis au village de se présenter officiellement contre des projets de barrage hydroélectrique, d'exploitation forestière et d'autres activités commerciales sur leurs terres forestières. Aujourd'hui, le comité du village est si fort,

qu'aucun projet ou programme sans l'appui du gouvernement ne peut être approuvé sans leur consentement (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004).

Une fois que les parties prenantes primaires sont bien structurées, l'équipe de départ doit préparer la plateforme de négociation en déterminant provisoirement les règlements et les procédures de la négociation. Elle doit déterminer l'horaire des réunions de négociation et trouver du support technique et financier pour engager des facilitateurs, traducteurs et médiateurs (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). À ce stade, l'autorité du parc national détient toujours le plein pouvoir décisionnel, mais bénéficie d'une consultation avec chacune des parties intéressées afin d'établir une fondation solide de gestion participative³.

4.4.3 Phase III : Négociation du plan de gestion et des accords spécifiques

La négociation entre les parties prenantes représente le cœur de la gestion participative. Cette étape signifie le début du passage du pouvoir décisionnel de l'autorité du parc national vers les parties prenantes primaires (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Il est donc essentiel d'investir un maximum d'énergie afin de former des accords de gestion et une institution solide. La phase de négociation nécessite la présence des représentants de toutes les parties prenantes primaires, une plateforme de négociation, c'est-à-dire un lieu et une heure approuvés par tous, des règlements et des procédures de négociation et du support technique pour faciliter la communication et la médiation des conflits potentiels. Le groupe formé des représentants des parties prenantes primaires forme un organe dans l'institution du parc national. La phase de négociation peut varier énormément en fonction des contextes sociaux et culturels des parcs nationaux. Toutefois, quelques étapes générales sont communes à l'ensemble des aires protégées qui sont en fait une série de réunions intensives des parties prenantes primaires.

³ Le niveau minimal (C) de gestion participative ne requiert que les phases I et II. Dans ce cas, l'échange d'information obtenue avec les parties prenantes primaires permettra à l'autorité du parc national d'assumer pleinement la gestion du parc national, c'est-à-dire de développer et d'approuver le plan de gestion et les accords spécifiques, de les implanter et de faire leur suivi (voir phases suivantes).

Tout d'abord, une première réunion officielle doit être tenue pour approuver les règlements et les procédures de négociation soumis par l'équipe de départ. Ils doivent être équitables pour tous et flexibles dans le temps. Un accord est obtenu par consensus à l'aide des médiateurs et des facilitateurs. Lors de réunions subséquentes, les parties prenantes primaires doivent s'entendre sur une vision écologique et socio-économique commune à long terme du parc national et des zones tampons. La vision est accompagnée d'une stratégie de gestion qui illustre comment surmonter les obstacles qui bloquent l'atteinte de la vision. La stratégie identifie les grands secteurs à problèmes, les objectifs relatifs au secteur et les moyens d'y parvenir. Ensuite, un plan de gestion est établi afin d'éclaircir quelles actions doivent être implantées, par qui, où, comment, avec quelles ressources financières et avec quels indicateurs de suivi, et ce pour chaque objectif de la stratégie. Des accords spécifiques qui réglementent l'utilisation des ressources entre les parties prenantes servent de renfort au plan de gestion le rendant acceptable pour tous. Durant cette étape, plusieurs points de vue sont entendus et les conflits entre les parties prenantes refont surface avec encore plus d'intensité et de complexité. Le soutien de l'équipe de départ, des facilitateurs et des médiateurs est plus que jamais requis.

Tous les documents doivent être établis par consensus à l'intérieur du groupe des parties prenantes primaires. Le consensus est le moyen le plus efficace et le plus employé en gestion participative (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Autrement, la méthode par vote comporte des faiblesses dont un risque que le nombre de votes accordés aux parties prenantes soit inéquitable et un risque de création d'alliance entre les parties. Plusieurs outils flexibles sont disponibles pour faciliter la délibération par consensus. Le zonage du parc national est certainement le plus employé. Il consiste premièrement à diviser le parc et ses environs en zone centrale, zone tampon et zone de transition. Cette méthode sert ensuite à délimiter des zones spécifiques pour différents objectifs (conservation intégrale, zones d'extraction contrôlée, zones de chasse, zones d'agriculture). Le zonage réglemente l'extraction des ressources en spécifiant des quotas, l'accès à certaines parties prenantes, des périodes, des technologies d'extraction, et ce, en fonction de l'écologie du parc national et des besoins des parties prenantes (Terborgh et Peres, 2002 ; Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004).

La phase de négociation du plan de gestion et des accords spécifiques peut s'avérer intensive et s'étaler sur plus d'un an (Heylings et Bravo, 2001). Une fois les documents approuvés par consensus, ils doivent être accessibles à tous et publiés dans les langues locales.

4.4.4 Phase IV : Implantation et suivi

La fin de la phase de négociation signifie que la mise en place de la gestion participative dans le parc national est terminée et que le plan de gestion et les accords spécifiques d'utilisation des ressources sont prêts à être implantés. Contrairement à la phase III, la phase de l'implantation et du suivi est de très longue durée et les réunions prévues sont stables et étalées sur une base régulière. L'institution du parc national doit permettre d'assurer l'implantation des plans et accords, de faire leur suivi et de revoir et d'adapter certains accords et aspects du plan de gestion dans le temps (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004).

Il n'y a pas de modèle fixe d'organisation institutionnelle pour la gestion participative d'un parc national. Elle varie principalement en fonction du niveau de responsabilité de gestion et du pouvoir décisionnel qui est conféré aux parties prenantes primaires. De façon générale, l'organisation d'un parc national est composée de deux organes ou plus en fonction du niveau de gestion participative (C, D, E ou F). L'institution comprend un organe de prise de décision qui est entièrement responsable de la gestion du parc national. De plus, elle comprend généralement un organe consultatif, qui est responsable d'aviser et de conseiller l'organe de prise de décision. Il lui soumet des documents techniques comme des nouveaux accords, des accords révisés ou des amendements obtenus par consensus pour approbation. Finalement, l'institution d'un parc national peut comprendre un ou des organes d'exécution responsable de l'interprétation et de l'application des décisions prises.

Dans la gestion partagée, chacun des organes de l'institution du parc national doit être reconnu légalement. Dans une gestion partagée non conjointe, les parties prenantes primaires peuvent représenter l'organe consultatif et soumettre des documents techniques préalablement établis

par consensus à un organe supérieur de prise de décision pour l'approbation par vote. Les documents obtenus par consensus possèdent une valeur élevée lorsqu'ils sont soumis à l'organe de prise de décision, et dans la presque totalité des cas, ils obtiennent l'approbation. Sinon, chaque partie prenante propose leur point de vue et l'organe de prise de décision tranche le débat par vote (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Heylings et Bravo, 2001).

Dans une gestion partagée conjointe, l'organe des parties prenantes primaires siège sur le même conseil que l'autorité du parc national. Ce conseil assume la pleine responsabilité de gestion et de prise de décision. Dans ce cas, le partage des responsabilités de gestion et du pouvoir décisionnel avec les parties prenantes est complet. La Réserve Marine Galápagos représente un exemple particulier de gestion partagée conjointe. Les parties prenantes primaires (b) siège à la fois sur l'organe consultatif et sur l'organe décisionnel qui est formé des parties prenantes (a) et (b) (Figure 4.2).

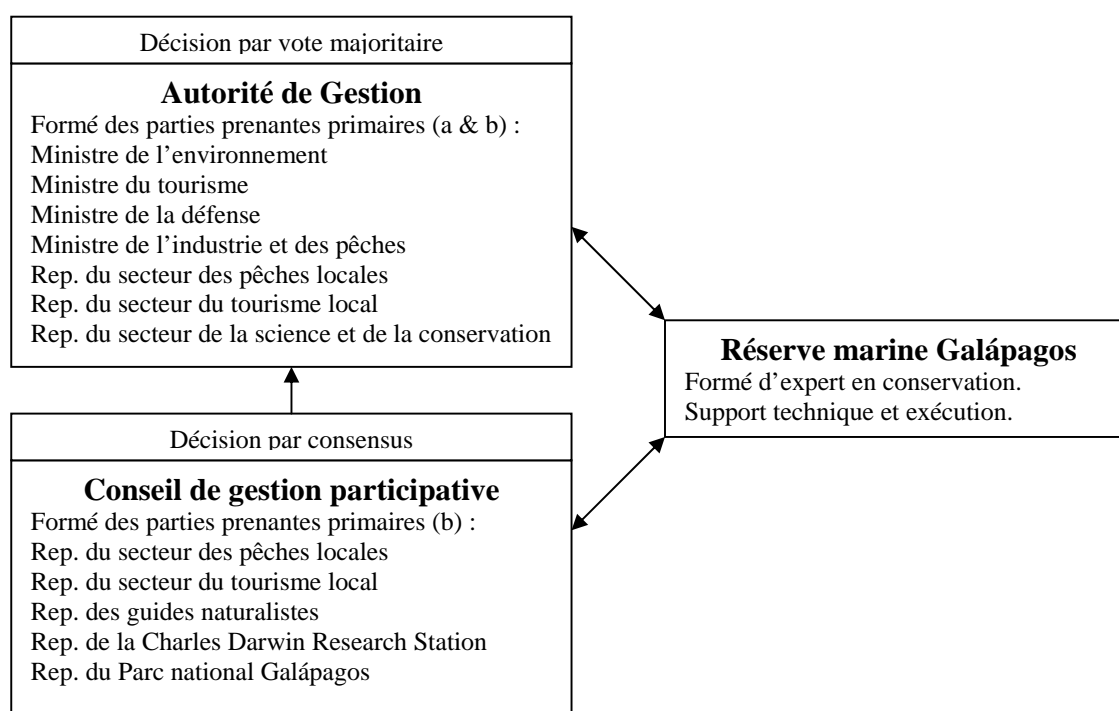


Figure 4.2 Organes de la gestion partagée dans la Réserve marine Galápagos.

Source : Heylings, P., et M. Bravo (2001), p. 12

CHAPITRE 5

MÉTHODOLOGIE

Les raisons justifiant la popularité du mode de gestion participative dans les parcs nationaux des pays sous-développés sont nombreuses et diversifiées. Celles liées à la conservation de la biodiversité semblent plus controversées et moins documentées. Effectivement, l'efficacité de la gestion de ces parcs nationaux est constamment remise en question (Bruner *et al.*, 2001; Dudley, *et al.*, 2008; Coad *et al.*, 2008; Clark *et al.*, 2008). Les auteurs prônant le mode de gestion participative dans les parcs nationaux y voient une opportunité de réduire les pressions sur la biodiversité exercées par les acteurs locaux en les incluant dans le processus de prise de décision et en harmonisant leurs activités à celles du parc (Hockings, 2003; Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Dudley, *et al.*, 2008). D'autres auteurs, au contraire, croient que l'importance accordée aux besoins des populations locales constitue un obstacle à la conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux (Terborgh *et al.*, 2002; Sanderson and Redford, 2003; Terborgh, 2004 ; Hoffman, 2009).

De façon générale, l'efficacité de gestion d'un parc national peut se mesurer par le niveau d'atteinte de ses objectifs principaux (Dudley, 2008). Si les objectifs principaux sont uniquement axés sur la conservation de la biodiversité, alors l'efficacité de gestion est équivalente à l'efficacité de conservation. Dans le cas où il y a différents objectifs principaux, l'efficacité de gestion représente l'efficacité d'atteinte de chaque objectif principal, incluant l'efficacité de conservation. Cet essai se concentre uniquement sur l'efficacité de conservation de la biodiversité des parcs nationaux. Le lien entre le mode de gestion participative et l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés demeure très peu documenté, et ce, même si le nombre de parcs nationaux adoptant ce mode de gestion est en hausse (WDPA, 2009). De plus, les études traitant de l'efficacité de gestion des parcs

nationaux tiennent rarement compte du niveau d'implication des parties prenantes (Timko, 2008). Or, cet essai vise justement à déterminer et analyser l'impact du mode de gestion participative sur l'efficacité de conservation de la biodiversité des parcs nationaux des pays sous-développés.

5.1 Sélection des critères d'analyse

Pour atteindre cet objectif, le mode de gestion participative a été analysé en fonction de son niveau d'impact sur différents critères affectant l'efficacité de conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux des pays sous-développés. La sélection des critères a été basée sur une revue de littérature exhaustive portant sur l'efficacité des parcs nationaux mondiaux (Bruner *et al.*, 2001; Dudley, *et al.*, 2008; Coad *et al.*, 2008; Clark *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008; Camargo *et al.*, 2008). Par exemple, le rapport de Leverington *et al.* (2008) porte sur la plus grande étude jamais réalisée sur l'évaluation de l'efficacité de gestion des parcs nationaux mondiaux. Elle a été réalisée en collaboration par WWF International, The Nature Conservancy et l'Université de Queensland en partenariat avec l'UICN, la Commission mondiale des aires protégées, le Centre de surveillance de la conservation mondiale du Programme des Nations Unie pour l'Environnement et la Banque Mondiale. Cette étude a compilé des données sur plus de 6 300 évaluations d'efficacité d'aires protégées dans 100 pays et a analysé plus de 40 différentes méthodologies d'évaluation d'efficacité de gestion. Le rapport dresse une liste d'indicateurs significativement corrélés avec l'efficacité de gestion des aires protégées (Leverington *et al.*, 2008).

La revue de littérature a permis d'obtenir une première liste d'indicateurs d'efficacité des parcs nationaux des pays sous-développés. De cette première liste, seuls les indicateurs directement liés à la conservation de la biodiversité ont été retenus. Ensuite, compte tenu que la portée de l'impact d'un mode de gestion sur l'efficacité de conservation d'un parc national relève de l'échelle locale, seuls les indicateurs d'efficacité de conservation à l'échelle du parc national ont été retenus (Terborgh *et al.*, 2002). Or, les indicateurs d'échelle nationale et

internationale comme la présence de législation, la volonté politique, le budget par hectare ont été exclus (Terborgh *et al.*, 2002; Leverington *et al.*, 2008).

Selon Hocking *et al.* (2006), ce type d'indicateurs fournit de l'information importante qui permet de les regrouper en critères généraux d'efficacité de gestion des parcs nationaux. Par exemple, les indicateurs tels que la densité de gardes-parc par km² et l'efficacité de patrouille des gardes-parc peuvent être regroupés pour former le critère de renforcement de la protection. Or, cette méthode a été employée avec les indicateurs restant ce qui a permis d'établir quatre critères principaux affectant l'efficacité de la conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux terrestres des pays sous-développés (tableau 5.1).

Tableau 5.1 Critères retenus affectant l'efficacité de la conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux des pays sous-développés.

Critères	Indicateurs retenus
Support local	Niveau de sensibilisation et d'éducation
	Niveau de partage des revenus
Renforcement de la protection	Densité de gardes-parc
	Efficacité des gardes-parc
Niveau d'information	Niveau d'information socio-économique
	Niveau d'information sur l'état de la biodiversité
Efficacité de gestion	Niveau de participation des parties prenantes
	Qualité des programmes, plans et politiques
	Qualité de la prise de décision

5.2 Méthodologie d'analyse

L'analyse vise à évaluer qualitativement le niveau d'impact du mode de gestion participative sur chacun des quatre critères affectant l'efficacité de conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux des pays sous-développés. Pour ce faire, chaque critère est analysé en fonction de ses indicateurs retenus (Tableau 5.1). Pour chaque indicateur, l'analyse est fondée sur deux

revues de littérature. Premièrement, l'analyse se base sur une revue de littérature de la théorie de la gestion participative. Cette théorie permet de déterminer comment et à quel niveau le mode de gestion participative peut influencer l'indicateur en question. Certes, cette analyse des indicateurs demeure théorique et nécessite un point de vue pratique.

La deuxième revue de littérature porte donc sur des cas pratiques de parcs nationaux dans les pays sous-développés. Ces cas pratiques permettent de voir les résultats réels et l'évolution des différents indicateurs dans les parcs nationaux gérés par le mode participatif. Tous les cas pratiques proviennent sensiblement du contexte socio-économique décrit au chapitre deux. Ils traitent soit de l'efficacité générale de la gestion participative en décrivant certains indicateurs, soit du rendement d'un indicateur précis dans les parcs nationaux gérés par le mode participatif ou exclusif.

Ces revues de littérature permettent de déterminer la nature (positive ou négative) et l'importance (faible, intermédiaire et forte) de l'impact du mode de gestion participative sur l'indicateur. L'importance de l'impact est évaluée qualitativement sur une échelle de faible, intermédiaire ou forte et sert uniquement à titre de comparaison avec les autres indicateurs d'un même critère. Elle est obtenue à la suite de la comparaison des résultats des cas pratiques traitants du mode de gestion participative, exclusive ou encore du *statu quo*. Plus le nombre d'études consultées pour un même indicateur est élevé, plus la certitude de l'importance de l'impact sera élevée. L'analyse globale de l'impact du mode de gestion participative sur la conservation est traitée au chapitre sept.

CHAPITRE 6

ANALYSE DE L'IMPACT DE LA GESTION PARTICIPATIVE SUR LES CRITÈRES D'EFFICACITÉ

Bien que la couverture des aires protégées soit inégale sur la planète, l'objectif de la convention sur la diversité biologique de protéger 10 % des écosystèmes terrestres d'ici 2010 semble sur la bonne voie. Effectivement, de l'ensemble des indicateurs de la diversité biologique mondiale, seul l'indicateur de couverture des aires protégées a une tendance positive (SCDB, 2006). La situation de la biodiversité planétaire est donc critique et l'efficacité de conservation des parcs nationaux demeure sévèrement controversée, particulièrement dans les pays sous-développés (Terborgh et Van Schaik, 2002; Leverington *et al.*, 2008). Il est donc primordial d'analyser les modes de gestion en place afin d'améliorer l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux.

Ce chapitre vise à déterminer l'impact du mode de gestion participative sur quatre critères affectant l'efficacité de conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux des pays sous-développés. Les quatre critères d'échelle locale retenus sont le support local, le renforcement de la protection, le niveau d'information et l'efficacité de gestion.

6.1 Support local

Le critère du support local est défini dans cet essai comme étant le niveau d'appui et de soutien accordé par les parties prenantes primaires à l'implantation d'un parc national sur leur territoire. Ce critère comprend d'une part, la compréhension de l'importance de la conservation et l'acceptation des restrictions imposées, et d'autre part, le soutien actif et durable à cette conservation sur le terrain. Évidemment, pour les gestionnaires des parcs nationaux, l'obtention du support local nécessite la mise en place d'incitatifs puissants pour

convaincre les communautés locales d'adhérer aux restrictions d'accès aux ressources imposées par les parcs nationaux (Brockelman *et al.*, 2002; Alers *et al.*, 2007). Ceci est d'autant plus vrai pour les régions rurales des pays sous-développés où le mode de subsistance des communautés locales dépend essentiellement des ressources présentes sur le territoire.

L'efficacité de conservation de la biodiversité des parcs nationaux des pays en voie de développement est fortement corrélée au niveau de support local (Usongo et Nkanje, 2004; Kideghesho *et al.*, 2007; Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Sans ce support, il est prévu que les parcs nationaux subiront davantage de pressions illégales dans les années à venir (West *et al.*, 2006; Alers *et al.*, 2007). Toutefois, le niveau de support local repose fortement sur l'historique qui existe entre le parc national et les communautés locales (Kideghesho *et al.*, 2007). Pour les gestionnaires de ces parcs nationaux, l'obtention du support local représente une tâche extrêmement complexe. Effectivement, le climat d'hostilité et de méfiance qui règne entre les parties inhibe la communication et empêche l'obtention du support local (Norgrove et Hulme, 2006). Or, le changement de mode de gestion pour un mode participatif dans ces parcs nationaux peut permettre de rétablir la communication entre les parties prenantes et l'autorité du parc national (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). L'impact de la gestion participative sur ce critère a été évalué en fonction de deux indicateurs du support local, soit le niveau de sensibilisation et d'éducation et l'efficacité du partage des bénéfices des parcs nationaux.

6.1.1 Le niveau de sensibilisation et d'éducation

Le niveau de sensibilisation et d'éducation des parties prenantes est l'un des indicateurs les plus fortement corrélés avec l'obtention du support local, mais également l'un de ceux qui possèdent les plus faibles résultats selon les études d'efficacité de gestion (Kideghesho *et al.*, 2007; Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Les programmes de sensibilisation et d'éducation sont cruciaux dans l'obtention du support local à long terme et doivent être mis en place le plus tôt possible (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Ils doivent être axés sur l'importance de la conservation et sur le rôle des parcs nationaux dans le maintien des services

écosystémiques. Ils doivent également faire mention des objectifs et des activités du parc national ainsi que des contraintes et des bénéfices qu'il engendra (Alers *et al.*, 2007).

Compte tenu de l'historique conflictuel qui existe entre les communautés locales et les gestionnaires de certains parcs nationaux, l'implantation d'un programme de sensibilisation et d'éducation auprès des communautés locales peut s'avérer très ardue (Linda et Hulme, 2006). Un nouveau départ est requis pour établir une bonne communication entre les parties prenantes primaires et l'autorité du parc national. Un changement de gestion vers un mode participatif peut servir de nouveau départ (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Contrairement au mode de gestion exclusive, ce mode de gestion vise l'inclusion des parties prenantes dans les activités de gestion du parc national. Il est donc nécessaire que l'ensemble des acteurs impliqués possède les capacités et les connaissances requises pour participer. L'implantation d'un programme de sensibilisation et d'éducation figure parmi les étapes obligatoires de la gestion participative, soit dans la phase de consultation et de renforcement des capacités des parties prenantes (Phase II, voir section 4.4.2) (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004).

Le mode de gestion participative peut améliorer le contenu et la portée du programme ainsi que la transmission de l'information. Effectivement, le contenu peut être élaboré avec l'aide des dirigeants de chaque partie prenante lors de la phase II. Ces derniers peuvent donc apporter les ajustements nécessaires afin de rendre le programme le plus efficace possible. La portée du programme est maximisée, car la totalité des parties prenantes primaires doit être impliquée lors des réunions (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Finalement, la transmission de l'information peut être favorisée par des groupes communautaires sélectionnés. Ceci améliore grandement la réception du message par les communautés locales dans les parcs nationaux aux prises avec des conflits (Usongo et Nkanje, 2004). L'augmentation du niveau d'éducation et de sensibilisation accroît les qualifications des villageois pour la gestion des ressources ainsi que leur possibilité d'emploi. Cet indicateur, favorisé par la gestion participative, entraîne à long terme une diminution de la dépendance des communautés locales envers les ressources naturelles (Kideghesho *et al.*, 2007).

Par exemple, le parc national de Lobéké, jouit d'une gestion participative depuis près de 10 ans. Ce mode de gestion a permis de mettre en place un programme de sensibilisation au braconnage ciblé directement aux villageois qui habitent le parc national et ses zones tampons (Usongo et Nkanje, 2004). La sensibilisation est effectuée par des gardes-parc communautaires issus des mêmes villages. Selon Usongo et Nkanje (2004), le programme a été très bien perçu par les habitants du parc national et seulement deux ans après l'implantation du programme, le braconnage avait diminué drastiquement à l'intérieur et à l'extérieur du parc national.

Certains cas pratiques de gestion participative ont démontré que l'efficacité du programme d'éducation et de sensibilisation pour l'obtention du support local dépend de plusieurs facteurs. Par exemple, suite à l'implantation d'un programme de sensibilisation et d'éducation dans le parc national du Serengeti, le village de Robanda a montré un niveau de sensibilisation et de connaissance sur les enjeux de conservation de loin supérieur aux autres villages. Ceci serait dû à sa proximité de la maison mère du parc national, du centre de recherche, des investisseurs et des organismes de conservation qui a permis au village de Robanda d'être impliqué dans plusieurs activités de conservation. Cette proximité a permis aux villageois d'avoir un niveau élevé d'interaction avec les différentes parties prenantes primaires dont les chercheurs scientifiques, les touristes et les conservationnistes (Kideghesho et Mtoni, 2008).

Toutefois, dans certains parcs nationaux aux prises avec des confrontations entre les gestionnaires et les parties prenantes, le changement de mode de gestion se doit d'être soigneusement planifié sans quoi le programme de sensibilisation et d'éducation risque d'être inefficace dans l'obtention du support local. Dans le parc national du Mount Elgon, en Ouganda, l'arrivée de la gestion participative en 1995 a été suivie d'un vaste programme de sensibilisation et d'éducation. Cependant, le manque de pouvoir attribué aux communautés locales dans le processus de négociation a conduit à une résistance de leur part en poursuivant leurs activités d'exploitation illégales malgré les accords signés (Norgrove et Hulme, 2006).

Bref, le mode de gestion participative peut engendrer un impact positif fort sur le niveau d'éducation et de sensibilisation des parties prenantes (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Usongo et Nkanje, 2004; Kideghesho *et al.*, 2007). L'importance de l'impact dépend toutefois de la qualité de la gestion participative permettant de persuader les parties prenantes de supporter les activités de conservation du parc national en question.

6.1.2 L'efficacité du partage des bénéfices

L'implantation d'un programme de partage des bénéfices aux parties prenantes est certainement l'un des incitatifs les plus puissants pour obtenir le support local (Archabald et Naughton-Treves, 2001; Holmes, 2003; Gadd, 2005 ; Kideghesho *et al.*, 2007). L'efficacité du programme est un indicateur fréquemment employé pour analyser l'efficacité de conservation des parcs nationaux et y est positivement corrélé (Bruner *et al.*, 2001; Leverington *et al.*, 2008). Ce programme vise à compenser les parties prenantes pour les nombreux coûts induits par la mise en place d'un parc national.

Effectivement, pour les communautés locales, les parcs nationaux peuvent contribuer à une perte d'accès aux ressources naturelles limitant la récolte de nourriture, d'eau potable, de matériaux de construction, de source d'énergie, de plantes médicinales et de produits commerciaux (Ferraro, 2002; Coad *et al.*, 2008). De plus, les communautés peuvent subir une privation de leur droit de propriété, une perte d'emploi, une diminution des terres arables ainsi qu'un démantèlement des institutions sociales par un déplacement forcé (Coad *et al.*, 2008). Finalement, les parcs nationaux peuvent engendrer des conflits sévères entre la faune et les habitants dont la menace à la survie des habitants et la perte de revenus agricoles par les herbivores et la perte de bétail par les carnivores des parcs nationaux (Metcalf, 2003; Baral et Heinen, 2007). Bref, les coûts de la conservation affectent significativement l'obtention du support local pour les parcs nationaux (Bajracharya *et al.*, 2006; Coad *et al.*, 2008).

Le programme de partages des bénéfices comprend d'une part la création de revenus produits par les activités du parc national (ex. les frais d'entrée, les activités touristiques connexes, le paiement pour les services écosystémiques, les fonds nationaux et internationaux pour la conservation) et d'autre part, le système de distribution de ces revenus (Coad *et al.*, 2008). Les revenus générés peuvent être distribués directement sous forme de dividendes aux membres des parties prenantes ou indirectement sous forme de bénéfices par l'implantation de projets de développement communautaire, la mise en place d'alternatives au mode de subsistance, l'embauche locale, l'attribution de nouvelles terres, etc. (Bajracharya *et al.*, 2006; Coad *et al.*, 2008). Ce programme doit être transparent et équitable pour l'ensemble des communautés, car il serait illogique de vouloir obtenir le support d'une fraction des communautés locales (Kideghesho *et al.*, 2007). Le ratio coûts-bénéfices doit ultimement être en faveur des parties prenantes pour maintenir l'efficacité de conservation des parcs nationaux à long terme (McNeely, 1995; Napier *et al.*, 2005). Certes, le partage de bénéfices doit contribuer significativement à maintenir un niveau de vie acceptable sans quoi il n'aura pas d'impact sur la diminution des activités illégales (Kideghesho *et al.*, 2007).

Bien qu'il soit un outil important dans l'obtention du support local, le programme de partage des bénéfices s'avère souvent inefficace. Plusieurs facteurs cause cette inefficacité dont le manque de revenus générés, la mauvaise évaluation des dommages, la distribution inéquitable, des attentes non réalisées, le manque de données socio-économiques adéquates pour la planification et le design du programme, le manque de participation des parties prenantes, le manque de cohérence entre le développement des communautés et la conservation, les délais prolongés et la corruption (Wells et Brandon, 1992; Songorwa, 1999; Songorwa *et al.*, 2000; Gadd, 2005; Ogra et Badola, 2008). Le mode de gestion participative peut influencer positivement plusieurs de ces facteurs. Effectivement, il est suggéré que l'implantation du mode de gestion participative améliore la participation des parties prenantes dans la prise de décision (Dougill *et al.*, 2006; Reed *et al.*, 2008) et la qualité des données socio-économiques (Granek et Brown, 2005; Crona et Bodin, 2006). De plus, la plateforme de discussion devrait contribuer à la mise en place d'un partage équitable des revenus entre les parties prenantes

primaires obligatoirement présentes. Groom et Harris (2008) ont démontré que le soutien local dépend essentiellement de la présence ou de l'absence d'un programme de partage des revenus et non de la quantité de revenus distribués aux communautés. Ceci ajoute à l'importance d'avoir un partage équitable pour toutes les communautés.

L'aire de conservation Annapurna, au Népal, est extrêmement peuplée et les pressions d'extraction des ressources sont énormes et menacent la survie de la riche biodiversité du site. Toutefois, ce parc bénéficie d'un mode de gestion participative efficace et d'un programme de compensation qui a permis d'obtenir un support local favorable. Effectivement, le transfert des responsabilités de gestion au niveau local a permis de rejoindre plus facilement les populations et de mieux comprendre leurs besoins. Le partage des revenus provenant majoritairement des entrées du parc a permis d'implanter des projets de développement communautaires dont l'attribution de soins de santé, l'amélioration des équipements agricoles ainsi que la construction d'écoles, de routes, de ponts et de latrines. De plus, ce mode de gestion a favorisé l'embauche de la main-d'œuvre locale où près de la moitié des employés proviennent des communautés (Bajracharya *et al.*, 2005). Ce résultat est fortement supérieur aux autres aires protégées de l'Asie (Ghimire 1997). Bien qu'aucun montant n'ait directement été attribué, un sondage affirme que les villageois appuient fortement le parc d'Annapurna et que malgré les coûts associés à la conservation, leur qualité de vie a augmenté (Bajracharya *et al.*, 2005).

Le parc national de Lobéké illustre également l'impact de la gestion participative sur l'efficacité du programme de partage des bénéfices. Depuis le début des années 2000, l'implantation de la gestion participative a permis de créer des conventions transparentes permettant un partage équitable des bénéfices et conséquemment l'obtention du support local. Par exemple, une convention signée par les communautés locales et les compagnies de chasse sportive stipule que 60 % du gibier tué par la chasse sportive et 10 % des revenus des taxes payées par les clients doivent être retournés aux communautés locales. De plus, les compagnies de chasse sportive s'engagent à employer plus de villageois. En retour, les communautés locales supportent ces compagnies en participant aux programmes d'anti-braconnage. En plus

de subvenir aux besoins en protéines, les compagnies de chasses sportives ont attribué près de 30 000 \$ U.S. aux communautés locales (Usongo et Nkanje, 2004).

Toutefois, les parcs d'Annaprana et de Lobéké ne sont que de rares cas de succès où la gestion participative a permis d'établir un programme efficace de partage des bénéfices. Effectivement, plusieurs parcs nationaux des pays sous-développés bénéficiant d'une gestion participative ne parviennent pas à implanter un programme qui permet l'obtention du support local. Outre les contraintes générales budgétaires, les principales raisons sont un ratio coûts-bénéfices défavorable, un manque de connaissance des besoins locaux, la faible représentation des parties prenantes dans la prise de décision et la corruption menant au partage inéquitable (Emerton et Mfunda, 1999; Gillingham et Lee, 1999; Norgrove et Hulme, 2006; Kideghesho et Mtoni, 2008).

Par exemple, le ratio coûts-bénéfices de la conservation pour les communautés locales du parc national du Serengeti a été évalué à 250 : 1 (Emerton et Mfunda, 1999). Malgré les efforts d'éducation et de sensibilisation du comité de gestion du parc, les bénéfices obtenus ne permettent pas de surpasser les coûts de la conservation. De plus, dans la majorité des villages en périphérie du parc national, les rares bénéfices obtenus ne correspondaient pas aux besoins des communautés (Kideghesho et Mtoni, 2008). Les lacunes du mode de gestion participative peuvent permettre à l'élite décisionnelle de conserver la majorité des bénéfices obtenus ou encore de les attribuer inéquitablement. Cette monopolisation des bénéfices par l'élite décisionnelle d'un mode de gestion participative n'est pas rare alors que des cas au Brésil, en Bolivie, au Cameroun, en Inde, en Indonésie, au Mali, au Nicaragua, au Mexique, au Sénégal, en Ouganda et au Zimbabwe ont été répertoriés (Ribbott, 2002). Ces faiblesses dans le programme de partage des bénéfices du parc national du Serengeti n'ont pas permis de subvenir aux besoins locaux et ainsi de réduire les activités illégales (Holerm *et al.*, 2007).

Malgré tout, le mode de gestion participative engendre un impact positif faible sur l'efficacité du partage des bénéfices dans les parcs nationaux des pays sous-développés. L'impact est

positif car le mode de gestion participative demeure la seule approche qui permette d'implanter un programme efficace de partage des revenus. Toutefois, cet impact est faible en raison des nombreux insuccès en pratique. Néanmoins, les parcs nationaux avec plus d'expérience en gestion participative ont montré un plus haut taux de succès de leur programme de sensibilisation et d'éducation (Kideghesho et Mtoni, 2008).

6.2 Renforcement de la protection

Le critère de renforcement de la protection est défini comme étant le niveau d'applicabilité du système législatif ou réglementaire en vigueur ainsi que toute action visant la protection du parc national (Brockelman *et al.*, 2002). Il comprend d'une part l'existence d'un système de lois et de règlements contrôlant et restreignant l'utilisation des ressources naturelles et d'autre part, un mécanisme d'application de ce système par des agents de protection. Les deux composantes sont nécessaires pour rendre le renforcement de la protection efficace (Rowcliffe *et al.*, 2004). Toutefois, compte tenu que l'existence d'un système de lois et de règlements relève de l'échelle nationale, le critère de renforcement de la protection est analysé en fonction de sa deuxième composante.

Ce critère figure parmi ceux les plus fortement corrélés avec l'efficacité de conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux selon les études de Bruner *et al.* (2001), Dudley *et al.* (2008) et Leverington *et al.* (2008). Effectivement, la majorité des menaces à la conservation dans les parcs nationaux terrestres des pays sous-développés découlent des activités illégales dont le braconnage, l'extraction de produits forestiers ligneux et l'empiètement à l'intérieur des limites du parc (Alers *et al.*, 2007). Or, l'implantation par des agents qualifiés d'un système de lois et de règlements sur l'extraction des ressources représente un moyen efficace de contrer les activités illégales (Pelkey *et al.*, 2000; Brockelman *et al.*, 2002; Holmern *et al.*, 2007; Dobson et Lynes, 2008; Leverington *et al.*, 2008).

Pour un braconnier, plus la probabilité de se faire prendre est élevée, moins il aura d'incitatif à enfreindre le système de lois et de règlements (Dobson et Lynes, 2008). Ceci est d'autant plus vrai si le système législatif est consolidé par des sanctions sévères servant d'élément dissuasif (Bruner *et al.*, 2001; Brockelman *et al.*, 2002). Beddington et Kirkwood (2007) estiment que la superficie réellement protégée d'un parc national est égale à l'aire totale du parc multiplié par la probabilité de capturer un violateur. Par exemple, avec un taux de capture probable de 10 %, la superficie réellement protégée du parc national du Serengeti serait de 2 500 km², ce qui laisserait les autres 22 500 km² libres d'accès pour l'exploitation des ressources (Dobson et Lynes, 2008). Bien que simpliste et exagérée, cette théorie procure une approximation du niveau de protection offert par le mécanisme de renforcement de la protection jusqu'à un certain seuil de probabilité de capture.

Le renforcement de la protection dans les parcs nationaux est issu du mode de gestion exclusive et y est encore fortement associé. C'est le moyen de conservation le plus ancien et le plus employé dans les parcs nationaux mondiaux (Terborgh *et al.*, 2002; Norgrove et Hulme, 2006; Holmern *et al.*, 2007). Pour ceux des pays sous-développés, l'application des lois et règlements représente souvent le principal moyen d'assurer la conservation de la biodiversité. Cependant, le renforcement de la protection est très impopulaire auprès des communautés locales pour lesquelles la restriction de l'accès aux ressources est inconcevable. Effectivement, le concept de conservation est souvent récent pour les communautés rurales et l'extraction des ressources est rarement considérée comme un geste illégal (Brockelman *et al.*, 2002). La mise en application d'un système de lois dans les parcs nationaux des pays sous-développés a mené à de nombreuses confrontations entre les communautés et les gardes-parc (Brockelman *et al.*, 2002; Terborgh *et al.*, 2002; Norgrove et Hulme, 2006; Holmern *et al.*, 2007).

Bien qu'impopulaire, le mécanisme de renforcement de la protection demeure nécessaire pour atteindre l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés (Pelkey *et al.*, 2000; Bruner *et al.*, 2001; Brockelman *et al.*, 2002; Holmern *et al.*, 2007). Toutefois, afin d'être efficace, il doit être socialement acceptable et donc dissocié du mode de

gestion exclusive et de son sens coercitif et oppressant. Conséquemment, le mécanisme de renforcement de la protection ne doit pas être le seul moyen employé pour atteindre l'efficacité de conservation, mais bien un des outils disponibles pour y parvenir (Lewis *et al.*, 1990; Brockelman *et al.*, 2002; Holmern *et al.*, 2007). Le mode de gestion participative vise à renforcer le mécanisme de protection à l'aide d'approches alternatives le rendant plus socialement acceptable. Pour évaluer l'impact du mode de gestion participative sur ce critère, deux indicateurs ont été retenus soit la densité des gardes-parc et leur niveau d'efficacité (Bruner *et al.*, 2001; Brockelman *et al.*, 2002; Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008).

6.2.1 Densité de garde-parc

Le nombre de gardes-parc par km² est un indicateur clé pour déterminer le niveau de renforcement de la protection des parcs nationaux (Bruner *et al.*, 2001; Brockelman *et al.*, 2002; Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Il existe une corrélation positive significative entre le nombre de gardes-parc par km² et l'efficacité de conservation de la biodiversité (Bruner *et al.*, 2001; Alers *et al.*, 2007; Leverington *et al.*, 2008). La densité requise pour assurer efficacement le renforcement de la protection est d'environ un garde par 25 km² ou 0,04 garde par km² de territoire protégé (Jachmann et Billiouw, 1997; Bruner *et al.*, 2001). Cependant, la densité de gardes-parc dépend essentiellement du budget dont dispose l'autorité du parc national (Hilborn *et al.*, 2006). Le manque de budget explique pourquoi la majorité des parcs nationaux des pays sous-développés ont une trop faible densité de gardes et conséquemment, un mécanisme de renforcement de la protection inefficace (Brockelman *et al.*, 2002; Hilborn *et al.*, 2006; Holmern *et al.*, 2007; Dobson et Lynes, 2008).

Bien que le budget soit le principal facteur influençant la densité de gardes-parc, le mode de gestion participative peut contribuer à augmenter l'effectif de la brigade défensive d'un parc national (Craigner, 2003; Granek et Brown, 2005; Holmern *et al.*, 2007). Effectivement, ce mode de gestion offre une structure qui favorise l'intégration de la main-d'œuvre locale dans les activités de renforcement de la protection des parcs nationaux. La possibilité que les

membres des communautés locales puissent participer aux activités comme gardes-parc ou surveillants communautaires peut être discutée entre les parties prenantes primaires lors des réunions de la phase de négociation ou de la phase de suivi. Les représentants présents sur la plateforme de discussion peuvent ensuite transmettre l'information sur les postes disponibles aux communautés. La réussite de l'intégration de la main-d'œuvre locale dépend fortement du support offert par les communautés locales envers la conservation et la mise en place d'un mécanisme de renforcement de la protection (Brockelman *et al.*, 2002).

La garde communautaire est un complément efficace et peu coûteux aux groupes de gardes-parc conventionnels, c'est-à-dire ceux rémunérés par l'autorité du parc national et équipés en fonction des dispositions légales (Crainger, 2003; Holmern *et al.*, 2007). Bien que dans certains pays, les groupes de gardes communautaires ne bénéficient pas des mêmes équipements que les gardes-parc conventionnels, l'augmentation seule de la présence humaine est suffisante pour éloigner les braconniers et autres violateurs (Holmern *et al.*, 2007). Il existe plusieurs exemples de parcs nationaux où la gestion participative a contribué à augmenter la densité de garde (Grainger, 2003; Usongo et Nkanje, 2004; Holerm *et al.*, 2007).

Dans certaines zones tampons du parc national du Serengeti, l'implantation de récentes initiatives communautaires de conservation vise à renforcer le système de protection et de surveillance du parc. Ces zones sont aux prises avec des problèmes intenses de braconnage qui menace la survie de plusieurs espèces à l'intérieur du parc national. Ces initiatives comprennent un vaste programme de sensibilisation aux enjeux de la conservation et visent à impliquer les communautés locales dans le renforcement de la protection en zones tampons. Des groupes de 12 scouts communautaires ont été créés et entraînés dans chacun des 14 villages impliqués (Holerm *et al.*, 2002). Une étude a démontré que la densité de scout variant de un scout par 6,7 à 25,8 km² a permis d'augmenter le nombre de patrouille et d'arrêter un nombre significatif de braconniers soit 96 arrestations en 201 patrouilles (Holerm *et al.*, 2007).

Le parc Saint Katherine Protectorate, en Égypte, est une pierre angulaire de la conservation de la biodiversité du Moyen-Orient. La récente explosion du tourisme a engendré des perturbations sévères dans les zones tampons ainsi que des pressions d’empiètement urbain et d’extraction de produit forestier ligneux et non-ligneux qui menacent la biodiversité du parc. Le parc bénéficie d’une gestion participative avancée et conséquemment d’un support local de la part des communautés de bédouins. Lors de la phase III de l’implantation de la gestion participative, une réunion regroupant 125 chefs bédouins de toutes les tribus a permis de dresser le plan d’action du parc. Ce plan liste plusieurs activités de conservation de la biodiversité dont un programme de garde communautaire. Un groupe de 30 gardes a été créé par nomination des membres de leur communauté. Les résultats préliminaires sont encourageants alors qu’il y a une augmentation des observations des espèces menacées, une hausse des arrestations, et une diminution du nombre de sites perturbés (Grainger, 2003).

La gestion participative semble donc avoir un impact positif intermédiaire sur la densité de garde des parcs nationaux des pays sous-développés. Effectivement, une gestion participative efficace sera propice à l’implication des membres des communautés locales dans la brigade de gardes des parcs nationaux. Vis-à-vis le mode de gestion exclusif ou encore le *statu quo*, cet impact est positif. Certes, l’importance de l’impact serait plus grande avec des niveaux plus élevés de support local et de gestion participative soit les niveaux D, E ou F (voir section 4.3).

6.2.2 Efficacité des gardes-parc

Bien qu’il soit moins utilisé que l’indicateur de densité de gardes-parc, l’indicateur d’efficacité des gardes-parc est tout aussi important, sinon plus (Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Une fois de plus, cet indicateur dépend fortement des ressources financières et techniques mises à la disposition des gardes-parc et de l’autorité en place (Granek et Brown, 2005; Hilborn *et al.*, 2006; Holerm *et al.*, 2007). Ceci explique la différence de l’efficacité des mécanismes de renforcement de la protection entre les parcs nationaux des pays développés et ceux des pays sous-développés. Effectivement, dans ces derniers, l’insuffisance du soutien

technique et financier conduit au manque d'équipement requis (véhicules tout terrain, radios, armes, lunette infrarouge, avion de brousse, GPS), à de faible salaire ainsi qu'à une formation inadéquate ce qui limite grandement l'efficacité des gardes-parc (Brockelman *et al.*, 2002; Holerm *et al.*, 2007).

Contrainte d'opérer avec un budget limité, la brigade de gardes-parc se doit d'être le plus efficace possible en fonction de l'effectif en place et des ressources techniques et financières disponibles. Selon Arcese *et al.* (1995), plusieurs facteurs influencent significativement l'efficacité des patrouilles soit la fréquence, le circuit, l'heure des départs et le nombre de gardes. L'implantation d'un mode de gestion participative efficace peut avoir un impact positif sur l'efficacité des gardes-parc sur plusieurs aspects. D'abord, la présence de gardes communautaires dans la brigade permet d'obtenir de l'information précise améliorant grandement l'efficacité des patrouilles. Effectivement, les gardes communautaires possèdent des connaissances supérieures sur les activités de chasses des villages, sur le territoire à couvrir et sur les périodes propices pour réaliser des arrestations (Holerm *et al.*, 2007). Ces connaissances ne pourraient pas être exploitées par les gardes-parc traditionnels ou encore divulguées à l'autorité du parc national sous un mode de gestion exclusive.

De plus, avec l'appui des communautés locales dans le mécanisme de renforcement de la protection, les gardes-parc peuvent bénéficier de l'information interne circulant dans les villages (Hilborn *et al.*, 2006). Ces derniers servent souvent de point d'accès aux parcs nationaux pour les braconniers et autres violateurs. Les informations exclusives obtenues des délateurs permettent de réorienter les patrouilles aux bons endroits augmentant ainsi leur efficacité (Holerm *et al.*, 2007).

Cependant, il est suggéré que le manque d'équipement nuit à l'efficacité des gardes-parc (Caro *et al.*, 2000; Brockelman *et al.*, 2002; Holerm *et al.*, 2007). La plupart des gardes communautaires n'ont pas les droits légaux ou le budget nécessaire pour avoir l'équipement requis. Toutefois, cette lacune peut être compensée par une bonne communication entre les

communautés locales, les gardes communautaires et la brigade de gardes-parc traditionnels. Effectivement, les gardes communautaires peuvent demander de l'aide auprès de gardes-parc équipés pour effectuer certaines opérations ou encore pour du renfort immédiat (Holerm *et al.*, 2007). Cette communication, sollicitée par le mode de gestion participative, est rendu possible grâce à la plate-forme de discussion qui regroupe les représentants de chaque groupe impliqué dans le renforcement de la protection et par des équipements de communication sur le terrain.

Le parc national de Lobéké bénéficie d'une gestion participative avancée. Un groupe de 26 gardes-parc issus des villages de la région, incluant deux pygmées Baka, ont été recrutés par le comité décisionnel en fonction de leur intérêt marqué pour la conservation et de leurs talents en communication. L'efficacité de ce groupe de garde réside dans son alliance et sa bonne communication avec les villages voisins. Chaque village possède une unité désignée pour patrouiller son territoire. Selon les observations locales par les villageois, seulement deux ans après le recrutement des gardes-parc, le braconnage avait pratiquement cessé dans le parc national de Lobéké et ses zones tampons (Usongo et Nkanje, 2004).

Une étude a démontré que l'efficacité de la brigade de gardes du parc national du Serengeti, formée des TANAPA Rangers, des gardes de district et des gardes communautaires a été améliorée par la mise en place d'une gestion participative en zone tampon. Les connaissances locales des gardes communautaires ainsi que leur bonne collaboration avec les communautés ont permis de repérer plus rapidement les braconniers et de maximiser l'efficacité des patrouilles. Cette étude suggère qu'avec une collaboration renforcée entre les trois groupes de gardes et l'autorité du parc national, les taux de détection et d'arrestation seraient grandement améliorés (Holerm *et al.*, 2007).

Cependant, si la gestion participative ne permet pas un réel support local envers la conservation, l'efficacité de la brigade de gardes-parc n'est pas assurée. Dans le parc national du Mont Elgon, des lacunes dans l'implantation de la gestion participative dont l'imposition forcée des accords et le manque de pouvoir décisionnel attribué aux communautés n'ont pas

permis d'obtenir le support local. Au contraire, les communautés locales offrent une forte résistance envers le mécanisme de renforcement de la protection, et ce malgré l'implantation de la gestion participative. Effectivement, les communautés utilisent une panoplie de moyens afin de conserver un accès illégal aux ressources naturelles tout en conservant une image positive au sein du parc national. Par exemple, elles signent des accords de gestion sans les respecter, ce qui sous-estime le nombre d'activités illégales, laissent les sentiers et les routes en mauvais état, ce qui nuit aux patrouilles, soudoient certains gardes-parc afin de continuer à exercer leurs activités illégales et confrontent physiquement les gardes-parcs non corrompus créant des zones inaccessibles aux patrouilleurs (Norgrove et Hulme, 2006).

Somme toute, le mode de gestion participative engendre un impact positif intermédiaire sur l'efficacité des gardes-parc grâce aux connaissances des gardes communautaires et au réseau de surveillance créé avec les communautés locales. L'importance de cet impact dépend une fois de plus du niveau de support local et des ressources financières disponibles. Néanmoins, le mode de gestion participative offre une alternative peu coûteuse et durable au mécanisme de protection conventionnel. Effectivement, l'augmentation de l'efficacité des gardes-parc limite les coûts d'opération du renforcement de la protection dans les parcs nationaux. De plus, le mode de gestion participative favorise une approche socialement sensible ce qui rend le mécanisme de protection moins controversé et plus acceptable.

6.3 Niveau d'information

Le niveau d'information détenu par l'autorité décisionnelle des parcs nationaux figure parmi les indicateurs les plus fortement liés à l'efficacité de conservation des parcs nationaux (Dudley, *et al.*, 2008; Camargo *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Ce critère comprend la quantité d'information disponible sur les différents enjeux de gestion du parc national ainsi que la qualité des données (Leverington *et al.*, 2008). Plus le niveau global d'information est élevé, plus la prise de décision par l'autorité du parc national sera éclairée et efficace pour conserver la biodiversité (Reed, 2008). Contrairement au mode de gestion exclusive

hiérarchique où l'information circule unilatéralement du haut (i.e. gouvernement) vers le bas (i.e. communautés locales), le mode de gestion participative favorise un échange d'information entre les différents niveaux de gouvernance. De plus, la plateforme de discussion du mode de gestion participative favorise la quantité et la qualité de l'information échangée entre les parties primaires. Les différents indicateurs employés pour déterminer le niveau global d'information sont le niveau d'information socio-économique et le niveau d'information sur l'état de la biodiversité.

6.3.1 Niveau d'information socio-économique

L'information socio-économique sur les parties prenantes des parcs nationaux est très importante dans la prise de décision relative à la conservation de la biodiversité (Granek et Brown, 2005; Crona et Bodin, 2006). Pour les parcs nationaux des pays sous-développés, ce type d'information est tout aussi important que l'information sur l'état de la biodiversité (Fauzi et Buchary, 2002 ; Granek et Brown, 2005). Effectivement, les causes du déclin de la biodiversité dans ces parcs nationaux sont intimement liées aux pressions anthropiques induites par un contexte socio-économique de pauvreté (Alers *et al.*, 2007). Si les besoins sociaux des parties prenantes ne sont pas pris en compte dans la prise de décision, le succès de la conservation devient gravement menacé (Marie *et al.*, 2009). Or, l'information sur la densité de population à l'intérieur du parc et en zone tampon, les structures organisationnelles communautaires, le revenu moyen par foyer, les modes de subsistances des communautés, le niveau de scolarité et les quantités de ressources prélevées peuvent améliorer grandement l'efficacité de la prise de décision relative aux mesures employées pour réduire les pressions anthropiques (Granek et Brown, 2005; Marie *et al.*, 2009; Prell *et al.*, 2009).

Toutefois, l'information socio-économique est rarement prise en compte dans les prises de décision sur les interventions de conservation en raison du manque de quantité ou de qualité des données, ce qui contribue à l'inefficacité de conservation des parcs nationaux (Alers *et al.*, 2007; Marie *et al.*, 2009). Dans une gestion exclusive, l'information socio-économique est

difficile à obtenir en raison du lien brisé entre les parties prenantes et les gestionnaires. De plus, les efforts des gestionnaires pour obtenir cette information peuvent être anéantis par le manque de support et de collaboration entre les parties. Le mode de gestion participative peut donc influencer positivement le niveau d'information socio-économique détenu par l'autorité des parcs nationaux des pays sous-développés (Granek et Brown, 2005; Prell *et al.*, 2009).

Une gestion participative de niveau avancé requiert une analyse approfondie des différentes parties prenantes impliquées lors de la phase de préparation du partenariat (Reed, 2008; Prell *et al.*, 2009). L'information sur les données socio-économiques est ensuite validée par les parties prenantes lors de la phase de consultation et renforcement des capacités. La phase de négociation permet d'intégrer les composantes socio-économiques dans les accords spécifiques et les plans de gestion. La plateforme de discussion de la phase de suivi rassemblant les représentants des acteurs sociaux favorise la mise à jour de l'information socio-économique (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Reed, 2008).

Une analyse de 18 parties prenantes primaires réalisée par l'autorité du parc national de Rajaji, en Inde, a permis d'obtenir de l'information socio-économique précise sur l'intérêt et les craintes de chacune des parties prenantes envers les ressources naturelles du parc. Ces informations se sont traduites par un plan de gestion ainsi que des accords d'accès aux ressources en zones tampons qui tiennent compte des besoins socio-économiques des populations (Rathore, 1997). Dans le parc national de Bale Mountain en Éthiopie, un sondage socio-économique a permis de cibler quels villages exploitent quelles ressources. Cette information a ensuite été intégrée dans le plan de zonage du parc national délimitant entre autres des zones d'utilisation contrôlée des ressources (Alers *et al.*, 2007). Selon Alers *et al.* (2007), ce plan de zonage devrait parvenir à réduire les pressions d'extraction des ressources causées par le pastoralisme et la récolte illégale.

Bref, le mode de gestion participatif engendre un impact positif fort sur le niveau d'information socio-économique. Effectivement, le processus participatif permet d'obtenir de

l'information précise et actuelle sur les conditions socio-économiques qui affectent l'exploitation des ressources des parcs nationaux (Granek et Brown, 2005; Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Cette information augmente la qualité de la prise de décision et conséquemment, l'efficacité des interventions de conservation qui en découle.

6.3.2 Niveau d'information sur l'état de la biodiversité

Le niveau d'information sur l'état de la biodiversité est d'une importance critique pour soutenir et orienter la prise de décision relative à la gestion du parc national (Danielsen *et al.*, 2005b; Danielsen *et al.*, 2008). Elle porte sur l'écologie des espèces fauniques et floristiques, le fonctionnement des processus écosystémiques et des réseaux trophiques, l'effectif des populations animales et les tendances des menaces respectives aux espèces (Brashares et Sam, 2005; Danielsen *et al.*, 2008). Cette information peut être basée sur des données scientifiques empiriques ou encore sur le savoir écologique traditionnel. Elle peut être obtenue par des études scientifiques, des sondages auprès des parties prenantes et principalement par les programmes de suivi de la biodiversité (Dudley, 2008, Danielsen *et al.*, 2008) .

Le programme de suivi est un outil essentiel pour assurer la gestion et le maintien de la diversité biologique des parcs nationaux (Danielsen *et al.*, 2008). Il peut également déterminer les priorités de conservation et orienter les études scientifiques (Brashares et Sam, 2005). Il comprend la démarche méthodologique, la prise de données temporelles et spatiales, l'analyse des données et la prise de décision relatives aux mesures à adopter (Danielsen *et al.*, 2005a). Toutefois, il est reconnu que l'implantation d'un programme de suivi de la biodiversité requiert des ressources humaines et financières importantes (Danielsen *et al.*, 2005b). Dans les pays développés, les programmes de suivi sont réalisés à grande échelle par des experts ou encore des volontaires qualifiés (Danielsen *et al.*, 2008). Les conditions des parcs nationaux des pays sous-développés sont bien différentes et les manques de ressources et d'expertise locale nuisent considérablement à l'efficacité des programmes de suivi. L'aide financière et l'expertise extérieure sont souvent de court terme et les programmes mis en place sont

généralement trop complexes pour les compétences locales (Poulsen et Luanglath, 2005). Il en découle des résultats peu fiables qui n'aident guère la prise de décision. Il est donc crucial pour les gestionnaires de ces parcs nationaux d'innover en implantant des programmes moins dispendieux, simple et efficace (Danielsen *et al.*, 2005b).

Le mode de gestion participative peut influencer positivement l'efficacité des programmes de suivi des parcs nationaux dans les pays sous-développés et conséquemment, le niveau d'information sur l'état de la biodiversité (Danielsen *et al.*, 2005a). Danielsen *et al.* (2008) soutiennent que l'intégration des communautés locales dans le programme de suivi peut se faire à plusieurs niveaux allant de la simple récolte de données jusqu'à l'entière responsabilité de gestion du programme. De plus, Schmeller *et al.* (2008) ont démontré que l'efficacité d'un programme de suivi est fortement corrélée avec le nombre de participants impliqués. Or, avec un support local favorable pour la conservation, l'intégration de la main-d'œuvre locale dans la collecte de données peut s'avérer une solution efficace et peu coûteuse. Dans une gestion participative plus avancée, c'est-à-dire de niveau E ou F (voir section 4.3) où les capacités sont renforcées, les parties prenantes peuvent également participer au design du programme, à l'analyse des données et à la prise de décision (Danielsen *et al.*, 2008).

En 1992, le gouvernement Philippin a adopté une loi sur l'implantation du mode de gestion participative dans les aires protégées. En 1996, avec l'aide internationale, il a travaillé sur l'application de cette loi en développant un modèle de programme de suivi visant l'intégration des communautés locales pour l'ensemble des aires protégées. Pour chaque parc national, entre 10 et 15 taxons prioritaires et 5 à 10 signes d'extraction des ressources ont été sélectionnés par un comité formé des représentants des communautés et de l'autorité du parc. Les données ont été récoltées à chaque trois mois par les rangers et les membres des communautés locales sur une base volontaire. Les données ont ensuite été analysées par le comité et un rapport a été rédigé sur les changements notés et sur les interventions à implanter. Au total, entre 1998 et 2001, 97 rangers et près de 350 volontaires communautaires ont travaillé au sein des programmes de suivi et plus de 156 interventions ont pris place dans les

aires protégées des Philippines (Danielsen *et al.*, 2005b). Ces interventions ont mené à la révision de plusieurs accords d'utilisation des ressources par les comités nouvellement formés. De plus, le niveau d'information obtenue sur l'état de la biodiversité a significativement amélioré les prises de décisions relatives au suivi de la biodiversité menant à des réponses rapides, précises et efficaces (Danielsen *et al.*, 2008).

L'utilisation du savoir écologique traditionnel peut également améliorer le niveau d'information sur l'état de la biodiversité (Hunn *et al.*, 2003; Granek et Bown, 2005; Mbile *et al.*, 2005; Reed, 2008). Plusieurs études suggèrent que les décisions qui reposent à la fois sur le savoir écologique traditionnel et sur l'information scientifique seront plus robustes en plus de renforcer les capacités décisionnelles des communautés locales (Stringer et Reed, 2007; Thomas et Twyman, 2004). De plus, le savoir écologique traditionnel peut compenser pour le manque de données scientifiques empiriques (Granek et Brown, 2005). Cependant, il arrive parfois que la validité des connaissances locales est remise en question (Reed, 2008). Il faut toutefois tenir compte que ces connaissances sont fondées sur plusieurs générations liant les communautés locales aux ressources d'un même territoire. Ces données peuvent être validées en identifiant des sources fiables et vérifiables (Delisle, 2008; Reed, 2008). Elles représentent occasionnellement une alternative plus rapide et moins coûteuse que l'obtention de données scientifiques, sans toutefois pouvoir les remplacer à long terme.

Par exemple, les experts des parcs nationaux du Madagascar ont pris, sans réelle étude scientifique, une décision de bannir toutes les cultures de riz et systèmes d'agroforesterie sur les sites habités par le baobab (*Adansonia grandidieri*), une espèce endémique menacée. Cette décision est basée sur le fait que le baobab se reproduit peu en milieu humide bien que les communautés locales croient fortement le contraire. Ce débat a permis d'orienter une étude scientifique sur le sujet. Bien que les résultats ne soient pas encore publiés, cette étude semble indiquer une dépendance des baobabs envers les milieux humides ce qui donne raison au savoir écologique traditionnel (Marie *et al.*, 2009).

L'intégration du SÉT dans les programmes de suivi ou encore dans les différentes prises de décision relatives aux interventions de conservation sera favorisée par le mode de gestion participative (Granek et Brown, 2005; Mbile *et al.*, 2005). Par exemple, Mbile *et al.* (2005), soutiennent que, sans le mode de gestion participative implanté dans le parc national de Korup, au Cameroun, le savoir écologique traditionnel des communautés locales ne serait pas mis en valeur dans la prise de décision.

Bref, dans la plupart des parcs nationaux des pays sous-développés, le manque d'information et d'expertise scientifique sur l'état de la biodiversité réduit la qualité de la prise de décision relative aux interventions de conservation. L'intégration des parties prenantes dans la gestion offre donc une alternative efficace permettant de compenser pour les manques de ressources financière et humaine. Certes, la qualité et la fiabilité des données peuvent parfois être inférieures aux données scientifiques, mais elles demeurent tout de même supérieures au *statu quo*. Le mode de gestion participative a donc un impact positif intermédiaire sur le niveau d'information sur l'état de la biodiversité grâce entre autres à la main-d'œuvre volontaire, l'intégration du savoir écologique traditionnel et la rapidité et la précision de la prise de décision.

6.4 Efficacité de gestion

L'efficacité de gestion d'un parc national est certainement le critère le plus difficile à mesurer, mais également le plus significatif pour déterminer l'efficacité de conservation des parcs nationaux (Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Ce critère est défini ici comme étant le niveau de compétence et d'influence de l'organe décisionnel dans l'atteinte des objectifs de gestion, principalement ceux de conservation. Les indicateurs retenus pour évaluer l'efficacité de gestion des parcs nationaux des pays sous-développés sont le niveau de participation des parties prenantes dans la prise de décision, la capacité institutionnelle et la qualité de la prise de décision (Bruner *et al.*, 2001; Dudley, *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2004).

6.4.1 Niveau de participation des parties prenantes

Le niveau de participation des parties prenantes est un indicateur couramment employé pour déterminer l'efficacité de gestion des parcs nationaux et il est positivement corrélé à l'efficacité de conservation de la biodiversité (Sultana et Abeyasekera, 2007; Dudley, *et al.*, 2008; Reed, 2008; Leverington *et al.*, 2008). Effectivement, l'intégration des différentes parties prenantes permet d'améliorer le processus de prise de décision en le rendant plus flexible, plus transparent et mieux adapté aux réalités locales en plus d'apporter de l'information extérieure (Richards *et al.*, 2004; Dougill *et al.*, 2006; Reed *et al.*, 2008). Certes, la corrélation entre le niveau de participation des parties prenantes et l'efficacité de gestion et de conservation dépend fortement de la capacité institutionnelle et du niveau de compétences des parties prenantes (Norgrove et Hulme, 2006; Reed, 2008).

L'intégration des différentes parties prenantes dans le processus de prise de décision d'un parc national représente le fondement même du mode de gestion participative (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Les quatre étapes clés dans l'implantation de la gestion participative soutiennent et renforcent l'intégration des parties prenantes dans la gestion des parcs nationaux (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Reed, 2008). Plusieurs exemples de parcs nationaux implantés en pays en voie de développement ont démontré que l'implantation du mode de gestion participative conduit indubitablement à l'augmentation du niveau de participation des parties prenantes dans la gestion (Usongo et Nkanje, 2004; Mbile *et al.*, 2005; Maningel, 2008).

Cependant, la gestion participative n'assure pas forcément une participation active des parties prenantes. Effectivement, lorsque les étapes de préparation du partenariat (phase I) et de consultation et renforcement des capacités (phase II) sont négligées, que l'autorité du parc national est corrompue ou encore que le partage du pouvoir de décision auprès des parties prenantes n'est pas équitable ou transparent, la participation des parties prenantes sera inefficace. C'est le cas du parc national du Mont Elgon où la participation des communautés locales est présente, mais n'améliore aucunement l'efficacité de conservation du parc national

(Norgrove et Hulme, 2006). Malgré les rares cas d'échec d'implantation de la gestion participative, ce mode de gestion engendre un impact positif fort sur le niveau de participation des parties prenantes. Plus le partage du pouvoir décisionnel est structuré et avancé, plus le niveau de participation des parties prenantes sera élevé.

6.4.2 Capacité institutionnelle

La capacité institutionnelle des parcs nationaux est définie dans cet essai comme étant le niveau de structure organisationnelle qui permet la continuité entre la prise de décision et l'implantation des interventions sur le terrain. Elle représente un indicateur important dans l'efficacité de gestion des parcs nationaux (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Dudley, *et al.*, 2008; Reed, 2008). En effet, une forte capacité institutionnelle favorisera le succès à long terme de la gestion parcs nationaux. Toutefois, dans les pays sous-développés, le manque d'appui politique et de soutien technique dans la gouvernance des parcs nationaux conduit souvent à des lacunes institutionnelles (Reed, 2008).

Le mode de gestion participative peut améliorer la capacité institutionnelle des parcs nationaux (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004, Reed, 2008). Ce mode de gestion offre une structure organisationnelle plus transparente, plus flexible et plus durable à l'institution des parcs nationaux (Reed, 2008). L'intégration des parties prenantes dans la structure décisionnelle permet d'établir le lien entre la réalité des besoins locaux et les actions de conservation à entreprendre. Ce lien a souvent représenté le chaînon manquant dans l'institution des parcs nationaux gérés sous le mode de gestion exclusive.

De plus, un mode avancé de gestion participative visera à intégrer les structures organisationnelles des parties prenantes dans l'institution du parc national (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Mbile *et al.*, 2005). Cet ajout permettra d'implanter plus rapidement et plus efficacement les actions et les interventions des plans de gestion et des accords spécifiques sur le terrain (Reed, 2008). Par exemple, dans le parc national de Lobéké, le

comité décisionnel a décidé d'établir cinq zones de chasse en zone tampon couvrant plus de 500 000 hectares de forêt. Ces zones sont gérées entièrement par les communautés locales du territoire couvert. L'implantation de cette initiative a été grandement facilitée par la structure organisationnelle interne des communautés qui a permis d'établir trois comités spéciaux assurant la gestion des zones de chasse (Usongo et Nkanje, 2004).

La phase II de l'implantation du mode de gestion participative permet de renforcer la capacité des structures organisationnelles des parties prenantes. Certes, cette phase nécessite un soutien technique et financier permettant aux parties prenantes d'établir une structure interne qui cadre dans l'institution du parc national. La phase II peut être facilitée lorsque les communautés locales possèdent déjà une structure bien établie et propice à l'éventuel mode de gestion participative du parc national (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). Par exemple, dans le cadre du projet d'implantation du mode de gestion participative du parc national de Lobéké, la WWF a contribué au développement de la structure organisationnelle de chaque partie prenante primaire dont la communauté pygmée Baka. Ces nouvelles structures ont permis aux communautés d'être reconnues légalement par le gouvernement et de participer à la création des plans de zonages du parc national et de leur mise en application (Usongo et Nkanje, 2004).

Cependant, il n'est pas garanti que les structures organisationnelles locales puissent supporter les responsabilités de la gestion participative. Dans le parc national de Xcalak Reefs, au Mexique, l'institution locale présente dans la région du parc national a été prise pour acquis lors des phases de préparation du partenariat et de consultation et renforcement des capacités. Ces phases ont donc été faites trop rapidement ce qui a entraîné un manque d'études sur l'institution locale et ses besoins de renforcement pour remplir les fonctions de la gestion participative. Le manque de soutien technique et l'incompatibilité de la structure organisationnelle locale avec l'institution du parc ont contribué à l'échec du mode de gestion participative du parc national de Xcalak Reefs (Hoffman, 2009).

Somme toute, le mode de gestion participative a un impact positif intermédiaire sur le niveau de capacité institutionnelle des parcs nationaux. En théorie, il vise à mettre en place une structure décisionnelle équitable, transparente et durable en plus de promouvoir l'intégration des structures communautaires dans l'institution des parcs nationaux et conséquemment, d'établir le lien entre les prises de décision et les interventions quotidiennes requises sur le terrain. Ces structures organisationnelles sont importantes dans un éventuel transfert de responsabilité aux parties prenantes. Néanmoins, l'intensité de cet impact dépend du soutien technique et de la capacité des parties prenantes à s'organiser entre elles et à s'intégrer dans l'institution du parc national, ce qui explique l'importance intermédiaire de l'impact.

6.4.3 Qualité de la prise de décision

La qualité de la prise de décision est un indicateur qui reflète significativement l'efficacité de gestion et de conservation du parc national (Reed, 2008). Pour être de bonne qualité, la prise de décision doit être équitable, transparente et doit refléter les besoins locaux (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). La qualité de la prise de décision dépend de la structure de l'organe décisionnel et évidemment du niveau d'information qu'il détient.

La section 6.3 démontre l'impact positif du mode de gestion participative sur les niveaux d'information socio-économique et d'information sur l'état de la biodiversité. Ces niveaux d'information permettent à la prise de décision de refléter les enjeux locaux et de déterminer des actions concrètes, réalistes et facilement réalisable sur le terrain (Reed, 2008). La section 6.4 a démontré jusqu'à maintenant que l'intégration des parties prenantes et de leurs structures organisationnelle dans l'institution du parc national renforce considérablement la qualité du processus de prise de décision et par le fait même l'efficacité des interventions visant la conservation de la biodiversité (Richards *et al.*, 2004; Reed, 2008). Donc, le mode de gestion participative aura un impact positif fort sur la qualité de la prise de décision.

Cependant, du point de vue des conservationnistes, la qualité de la prise de décision relative à la conservation intrinsèque de la biodiversité peut s'avérer diluée par l'intégration des besoins locaux. Effectivement, sous la gestion exclusive, la prise de décision peut être axée entièrement sur la conservation de la biodiversité, alors que sous le mode de gestion participative, elle requiert des compromis. Dans certains cas de gestion participative, la prise de décision peut jouer contre la conservation de la biodiversité. Par exemple, dans le parc national de Langtang, au Népal, la gestion du parc national a été axée principalement sur le maintien des activités de subsistance des communautés locales dont le pastoralisme. Ces activités ont été réalisées au détriment de l'habitat du petit panda (*Ailurus fulgens*) dont 60 % a subi des pressions intensives dû au pastoralisme. Le manque de voix pour le petit panda au sein de l'organe de prise de décision est la cause de l'inefficacité du parc national à protéger cette espèce. Suite à ces résultats, il a été suggéré d'implanter un mode de gestion participative afin que chaque partie prenante dont les organismes voués à la conservation du petit panda puissent avoir une voix équitable dans la gestion du parc national (Fox *et al.*, 1996).

CHAPITRE 7

DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

L'analyse des critères a été fondée sur la théorie appuyant le mode de gestion participative ainsi que sur des cas pratiques de parcs nationaux pratiquant ce mode de gestion. Elle repose également sur le fait que l'efficacité de conservation des parcs nationaux des pays sous-développés est directement menacée par les pressions d'extraction et d'empiètement induites par le contexte socio-économique présenté au chapitre deux. L'analyse indique que le mode de gestion participative engendre un impact global positif sur l'efficacité de conservation des parcs nationaux dans les pays sous-développés. L'importance moyenne de cet impact positif se situe entre les niveaux intermédiaire et fort. Les résultats de l'analyse du chapitre précédent indiquent que le mode de gestion participative influence positivement chacun des neuf indicateurs retenus conduisant à un meilleur support local, un renforcement de la protection plus efficace, un niveau d'information plus élevé et une plus grande efficacité de gestion. Les résultats de l'analyse sont présentés au tableau 7.1.

Tableau 7.1 Impact de la gestion participative sur les critères affectant l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés.

Critères	Indicateurs retenus	Nature	Importance		
			Faible	Int.	Forte
Support local	Niveau de sensibilisation et d'éducation	Positif			
	Niveau de partage des revenus	Positif			
Renforcement de la protection	Densité de gardes-parc	Positif			
	Efficacité des gardes-parc	Positif			
Information	Niveau d'information socio-économique	Positif			
	Niveau d'information sur l'état de la biodiversité	Positif			
Efficacité de gestion	Niveau de participation des parties prenantes	Positif			
	Capacité institutionnelle	Positif			
	Qualité de la prise de décision	Positif			

L'analyse laisse entendre que si le mode de gestion participative est implanté sans faille et que les quatre étapes sont respectées à la lettre, il devrait avoir un impact positif maximal sur la totalité des indicateurs d'efficacité de conservation. Ceci n'est pas surprenant compte tenu que, pour certains auteurs, le mode de gestion participative a été conçu théoriquement afin de solutionner les nombreux cas d'échecs de conservation par la gestion exclusive prônée dans les parcs nationaux des pays sous-développés (Lane, 2001; Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Kideghesho *et al.*, 2007). La comparaison entre les deux modes de gestion met en évidence les avantages de la gestion participative pour la conservation de la biodiversité (Tableau 7.2).

Tableau 7.2 Comparaison des théories des modes de gestion exclusive et participative en fonction des critères d'efficacité de conservation.

Critères	Mode de gestion exclusive	Mode de gestion participative
Support local	Aucun ou faible. Les communautés locales sont perçues comme des « ennemies » de la conservation et elles doivent être repoussées.	L'implantation de programmes de sensibilisation, d'éducation et de partages des bénéfices permet de convertir les communautés locales en « alliés » de conservation et elles doivent être incluses.
Renforcement de la protection	Seul moyen de conservation utilisé. Il est coûteux, peu efficace à contrer les activités illégales et socialement questionnable.	Un des moyens de conservation utilisé. Opte pour l'intégration de la main-d'œuvre et des connaissances locales pour rendre le mécanisme moins, coûteux, plus efficace et plus socialement acceptable.
Niveau d'information	Circule de façon hiérarchique du haut vers le bas dans l'institution. Pas de communication avec les parties prenantes locales. Manque d'information socio-économique liée à l'exploitation des ressources dans la prise de décision.	La communication avec les parties prenantes locales permet d'augmenter le niveau d'information socio-économique liée à l'exploitation des ressources et d'intégrer le savoir écologique traditionnel dans la prise de décision.
Efficacité de gestion	Pas de participation des parties prenantes. Institution petite et fermée. Prise de décision fermée qui ne tient pas compte des besoins sociaux.	Participation des parties prenantes dans le processus de prise de décision. Institution ramifiée incluant les structures organisationnelles des parties prenantes. Prise de décision ouverte et transparente qui tient compte des besoins sociaux.

Les bénéfices théoriques de la gestion participative devraient permettre d'augmenter la conservation de la biodiversité dans les parcs nationaux des pays sous-développés. Effectivement, ce mode de gestion permet aux communautés locales d'adhérer au concept de conservation et de réduire leur dépendance envers les ressources naturelles par l'entremise de sources de revenus alternatives et par une augmentation des rendements agricoles (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Alers *et al.*, 2007). Les pressions par les parties prenantes sur la faune et leur habitat devraient conséquemment diminuées permettant de maintenir la biodiversité dans les parcs nationaux et leurs zones tampons. De plus, les pressions externes devraient être limitées par un mécanisme de renforcement de la protection plus efficace.

Toutefois, cette rhétorique positive a été utilisée outre mesure dans la littérature menant à un optimisme écrasant sur les bienfaits de la gestion participative. Certes, il existe plusieurs exemples où la gestion participative a permis d'augmenter l'efficacité de conservation des parcs nationaux des pays sous-développés, ce qui confirme jusqu'à un certain point les bienfaits de la gestion participative pour la conservation (Grainger, 2003 ; Usongo et Nkanje, 2004; Granek et Brown, 2005; Lepp et Holland, 2006; Holerm *et al.*, 2007; Danielsen *et al.*, 2008). Néanmoins, les résultats de l'analyse (tableau 7.1) montrent que l'impact positif de la gestion participative sur les neuf indicateurs est loin d'être maximal et semble être affaibli par l'implantation pratique sur le terrain. Effectivement, l'analyse met en évidence certains cas pratiques où la gestion participative n'a pas permis d'augmenter l'efficacité de conservation. Dans la totalité de ces cas, l'échec repose essentiellement sur le manque de préparation et de soutien dans les phases d'implantation de la gestion participative ou la résistance de l'autorité du parc national à déléguer du pouvoir décisionnel aux parties prenantes.

Lorsque les phases de préparation du partenariat (phase I) et de consultation et renforcement des capacités (phase II) sont réalisées trop rapidement et sans aide externe, la gestion participative risque fortement d'échouer. Effectivement, ces étapes sont cruciales dans l'établissement du lien de confiance entre les parties. Sans cette confiance, l'autorité d'un parc national aux prises avec un historique de conflits entre les parties ne parviendra pas à mettre

en oeuvre une gestion participative efficace pour la conservation. De plus, le manque d'emphase et d'encadrement lors des phases initiales limite la capacité des parties prenantes à pouvoir intégrer convenablement l'institution et la gestion du parc national. Ceci contribue davantage à la résistance de l'autorité du parc national à vouloir déléguer des responsabilités de gestion aux parties prenantes. Ceci conduit à un manque de transparence lors des phases de négociation (phase III) et de suivi (phase IV) ainsi qu'à la perte de confiance entre les parties. Ce cercle vicieux augmente rapidement le risque d'échec de la gestion participative. Par exemple, malgré un bon départ dû à la bonne volonté de part et d'autre, la gestion participative du parc national de Xcalak Reefs a croulé sous ce cercle vicieux. Rapidement, tous les efforts entrepris ont vogué vers un échec de la gestion participative (Hoffman, 2009).

Ces résultats sur l'implantation pratique de la gestion participative soulèvent quelques questionnements :

- Est-ce que le mode de gestion participative est propice à l'ensemble des parcs nationaux des pays sous-développés ?
- Est-ce que les phases d'implantation du mode de gestion participative pré-requises sont trop longues et complexes pour les capacités locales ?
- Est-ce que les ressources financières, humaines, et techniques nécessaires sont justifiées en raison du risque d'échec ?
- Est-ce que les coûts d'opportunité à l'implantation de la gestion participative surpassent les bienfaits pour la conservation ?

Il semble être trop tôt pour pouvoir répondre aux questions relatives à la faisabilité et à la rentabilité de l'implantation pratique du mode de gestion participative. Certes, l'atteinte des bénéfices théoriques de la gestion participative pour la conservation dépend essentiellement de la façon dont elle est implantée. Il faut considérer que le mode de gestion participative demeure relativement jeune et est en constante évolution. Sa forte popularité lors des 10 dernières années a contribué à plusieurs essais d'implantation dans une variété de contextes

différents. Les leçons apprises de ces parcs nationaux devraient permettre de peaufiner l'implantation de la gestion participative en fonction des différents contextes socio-économiques et politiques.

La popularité mondiale de la gestion participative dans les aires protégées ne fait aucun doute. Effectivement, ce mode de gestion s'insère parfaitement dans la tendance mondiale vouée à la décentralisation des gouvernements. De plus, comparativement au mode de gestion exclusive, il est également beaucoup plus compatible avec les objectifs du millénaire liés à la pauvreté rurale et à l'environnement (Nations Unies, 2009). Il permet de renforcer les capacités des communautés rurales, ce qui est un premier pas vers la réduction de la pauvreté (Dudley *et al.*, 2008). Également, le mode de gestion participative opte pour une approche de conservation qui est socialement acceptable. L'ensemble de ces facteurs stimule le financement international pour les parcs nationaux gérés par le mode participatif (Kideghesho et Mtoni, 2008). Effectivement, les organismes donateurs ont toujours été récalcitrants à l'idée de fournir du financement aux parcs nationaux gérés par le mode exclusif alors que la majorité de l'argent allait directement au mécanisme de renforcement de la protection qui visait à repousser avec force les parties prenantes des ressources naturelles.

Or, malgré les difficultés liées à l'implantation de la gestion participative, ce mode de gestion demeure l'option la mieux adaptée pour atteindre l'efficacité de conservation à long terme dans les parcs nationaux implantés dans le contexte socio-économique des régions rurales des pays sous-développés. Cependant, afin de combler certaines lacunes et de diminuer le risque d'échec de ce mode de gestion, quelques recommandations sont à prendre en compte. De façon générale, il est crucial de mettre l'emphase sur les étapes d'implantation de la gestion participative. En effet, la dépréciation des phases d'implantation est la première cause d'échec de ce mode de gestion. Il est recommandé de consulter les aires protégées locales, nationales et internationales gérées par le mode participatif afin de saisir les leçons apprises lors des phases d'implantation. De plus, il est préférable de se bâtir une équipe d'experts expérimentés en gestion participative dans les aires protégées. Plusieurs ouvrages peuvent être consultés sur

les étapes d'implantation de la gestion participative dont ceux de Borrini-Feyerabend *et al.* (2004), de Dudley (2008) et de Coad *et al.* (2008). Cette recommandation générale regroupe les quatre recommandations suivantes qui sont spécifiques aux lacunes des phases d'implantation.

1. Faire une étude de faisabilité

La première chose à faire est de réaliser une étude de faisabilité lors de la phase initiale de préparation du partenariat. Dans la majorité des cas d'échec de la gestion participative, cette étape a été négligé (Hoffman, 2009). Cette étude doit permettre de déterminer si la gestion participative est favorable ou non et cela en fonction :

- de l'historique des conflits entre les parties prenantes et l'autorité du parc national;
- du contexte actuel socio-économique et politique de la région;
- des ressources financières et techniques disponibles; et
- de la capacité potentielle (*i.e.* post-renforcement) des parties prenantes primaires et de l'autorité locale à œuvrer dans une gestion participative.

Plus l'historique des conflits est complexe, plus les étapes d'implantation nécessiteront des ressources financières et techniques. Ce n'est pas tous les parcs nationaux qui ont les ressources ou les capacités nécessaires pour instaurer une gestion participative de niveau supérieur (E ou F) efficace comme le démontre l'insuccès du parc national du Mount Elgon en Ouganda. Dans le cas où la gestion participative est favorable, l'étude devrait permettre de connaître approximativement la quantité de ressources nécessaires pour la phase de renforcement des capacités.

2. Bâtir un échéancier réaliste

La durée des phases d'implantation de la gestion participative n'est pas fixe et varie en fonction des contextes. L'étude de faisabilité devrait permettre de saisir la durée de chaque phase. Le respect de l'échéancier est crucial, car dans la majorité des cas d'échec, les délais

d'implantation ont provoqué une perte de confiance des parties prenantes et les phases exécutées trop rapidement ont provoqué des failles irréversibles dans le mode de gestion. Avec un échéancier approuvé par la totalité des parties prenantes primaires en début de processus d'implantation, les délais, s'il y en a, pourront être plus facilement justifiés.

3. Renforcer les capacités institutionnelles des parties prenantes faibles

Si l'étude de faisabilité a jugé que les parties prenantes faibles ont les capacités potentielles pour oeuvrer au sein d'une gestion participative, ces dernières doivent être renforcées. L'élection du représentant de la partie prenante doit se faire parmi l'élite locale. Ce n'est pas toutes les élites locales qui ont les capacités politiques pour oeuvrer au sein de la gestion participative. Il est donc suggéré que l'équipe de départ établisse une liste de critères d'aptitude pour améliorer l'élection du représentant. Bien que supervisé par des experts indépendants, l'élection doit se faire à l'interne par les membres de la partie prenante. Ensuite, le parc national doit fournir une expertise technique aux parties prenantes afin d'établir une structure organisationnelle qui cadre dans l'institution du parc national. Si les communautés possèdent déjà une structure bien établie et fonctionnelle, il est préférable d'oeuvrer avec cette structure au risque de modifier sa connexion avec l'organe décisionnel plutôt que de vouloir la modifier.

4. Deux programmes clés pour obtenir un support local durable

L'obtention du support local est la clé en gestion participative. Les deux outils les plus performants pour obtenir le support local sont le programme d'éducation et de sensibilisation et le programme de partages des bénéfices. Selon l'étude de Dudley *et al.* (2008), le programme d'éducation et de sensibilisation est très faiblement implanté dans les parcs nationaux des pays sous-développés. Il est donc recommandé que les enjeux, les coûts et les bénéfices de la conservation fassent partie intégrante du système d'éducation local. Il est recommandé de prendre une élite locale respectée ainsi que des médias adaptés au contexte local pour divulguer l'information à la totalité des parties prenantes.

Le programme d'éducation et de sensibilisation permet de changer la mentalité des parties prenantes à long terme. Or, il doit absolument être complété par un programme de partage des bénéfices équitables qui permet l'obtention du support local à court et moyen terme. Ce programme est le maillon faible de la gestion participative en raison du faible ratio coûts-bénéfices et de la production de bénéfices non-adaptés aux besoins locaux. Il est recommandé de trouver des ressources financières supplémentaires afin d'obtenir un ratio coût-bénéfice respectable. Cette aide financière doit être une priorité. Il est également recommandé de fournir des ressources techniques supplémentaires pour conduire un sondage auprès des parties prenantes primaires afin de connaître le type de bénéfice désiré.

5. Renforcer le rôle décisionnel des parties prenantes

L'une des premières critiques de la gestion participative est que le rôle des parties prenantes dans la prise de décision est vague et confus. Ceci se règle par une structure et une procédure décisionnelle claire et précise. Chaque représentant des parties prenantes primaires doit siéger sur le même organe décisionnel que l'autorité du parc national. La décision doit être prise par vote ou consensus. Si elle est prise par vote, il est suggéré de réglementer la procédure afin d'avoir un vote équitable et d'éviter les alliances. Des experts indépendants expérimentés en gestion participative (chef de réunion, médiateur, traducteur) doivent être présent lors de la phase de négociation. Il est conseillé de ne pas imposer les règles de la procédure de décision mais bien de les négocier avec les parties prenantes lors du début de la phase de négociation.

6. Implanter un programme de suivi axé sur les résultats

Les efforts requis et l'importance élevée accordée aux phases d'implantation de la gestion participative peuvent avoir comme effet de négliger la phase de suivi du plan de gestion et des accords. Pourtant, selon le Programme des aires protégées de la Convention sur la diversité biologique, chaque pays doit évaluer l'efficacité de conservation dans au moins 30 % des aires protégées sur son territoire d'ici 2010 (CDB, 2009). Il est donc suggéré de mettre en place un programme de suivi axé sur les résultats. Chaque champ d'action du plan de gestion et chaque accord doivent être appuyés d'indicateurs chiffrés permettant de suivre leur évolution et

d'apporter des ajustements nécessaires. Compte tenu que le suivi se fait majoritairement par les parties prenantes, il est recommandé de fournir une aide soutenue afin que ces dernières comprennent le pourquoi et le comment du programme de suivi. La compilation et le traitement des données récoltées sur le terrain doivent permettre à l'organisme de prise de décision de prendre les mesures de conservation appropriées.

CONCLUSION

Le sort de la biodiversité mondiale repose essentiellement sur la capacité de gestion des aires protégées des pays sous-développés. Effectivement, ces derniers abritent le plus haut niveau de diversité biologique mondiale, mais également les régions les plus pauvres de la planète. Dans ces régions, les écosystèmes riches en ressources naturelles et en biodiversité sont très prisés par les communautés autochtones et immigrantes, les compagnies privées et les gouvernements. Ces parties prenantes exercent des pressions d'empiètement et d'extraction des ressources qui résultent en la destruction, la dégradation et la fragmentation des écosystèmes naturels. Cette situation risque fortement de s'aggraver au fil du 21^{ème} siècle avec l'augmentation démographique prévu dans les pays sous-développés.

Les limites des parcs nationaux des pays sous-développés représentent la ligne de front du combat mondial pour la conservation de la biodiversité. Il y a d'un côté, les parties prenantes qui désirent avoir accès aux ressources naturelles, et de l'autre, l'autorité du parc national qui désire protéger ces mêmes ressources contre l'exploitation illégale. Devant un tel contexte, il n'est pas étonnant que le mode de gestion exclusive ait tant de difficulté à atteindre l'efficacité de conservation. D'abord, les ressources financières et humaines nécessaires pour maintenir le mécanisme de renforcement de la protection sont trop élevées pour les capacités locales. Ensuite, ce mode de gestion ne traite aucunement des pressions anthropiques en zones tampons ce qui a comme résultat d'isoler génériquement la biodiversité des parcs nationaux. Finalement, l'iniquité sociale engendrée conduit au manque de soutien local pour la conservation et conséquemment à l'inefficacité des parcs nationaux à préserver la biodiversité.

Le mode de gestion participative semble donc plus adapté au contexte socio-économique actuel des parcs nationaux implantés dans les régions rurales des pays sous-développés. Plusieurs études ont démontré qu'il est beaucoup plus efficace que le mode exclusif pour obtenir l'équité sociale. La question est de savoir s'il peut parvenir à surmonter les obstacles à

l'atteinte de l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux et leurs zones tampons. Cet essai a tenté de répondre à cette question en déterminant l'impact du mode de gestion participative sur l'efficacité de conservation de la biodiversité des parcs nationaux des pays en voie de développement.

Les chapitres un à quatre ont permis de préciser la base théorique supportant l'analyse. L'historique des approches de gestion a permis de mettre en contexte les raisons justifiant l'émergence du mode de gestion participative. Ce chapitre évoque également les raisons justifiant le manque de support local pour la conservation dans les pays sous-développés. Les chapitres deux et trois ont permis d'établir le contexte socio-économique typique des parcs nationaux ciblés par cet essai ainsi que le lien étroit qui lie les parties prenantes aux ressources naturelles. Finalement, la théorie derrière la gestion participative définie au chapitre quatre a contribué à déterminer l'impact de ce mode de gestion sur l'efficacité de conservation. Une revue de littérature portant sur des études d'efficacité de gestion des parcs nationaux a permis de sélectionner quatre critères soit le support local, le renforcement de la protection, le niveau d'information et l'efficacité de gestion. Ces critères sont fortement corrélés à l'efficacité de conservation des parcs nationaux. L'analyse des critères s'est basée sur la théorie de la gestion participative et sur des cas pratique de parcs nationaux en pays sous-développés.

Les résultats suggèrent qu'en théorie, c'est-à-dire lorsqu'il est implanté dans un contexte approprié avec les ressources nécessaires, le mode de gestion participative influence positivement chacun des indicateurs retenus pour les quatre critères d'efficacité de conservation. Il devrait donc permettre d'obtenir un support local favorable en augmentant le contenu, la portée et la transmission des programmes d'éducation, de sensibilisation et de partages des bénéfices. Le mode de gestion participative devrait également permettre d'implanter un mécanisme de renforcement de la protection socialement acceptable et plus efficace grâce entre autres à l'intégration de gardes communautaires dans la brigade des parcs nationaux. Il peut également augmenter le niveau d'information socio-économique et celui sur l'état de la biodiversité ce qui favorise une prise de décision éclairée sur les interventions de

conservation. De plus, le mode de gestion participative devrait améliorer davantage l'efficacité de gestion en incluant les principaux acteurs sociaux et leur structure organisationnelle dans l'institution des parcs nationaux.

Ces impacts théoriques positifs sont toutefois nuancés par le côté pratique du mode de gestion participative. Effectivement, les manques d'expérience, de volonté politique et de ressources financières et techniques lors des phases d'implantation ont conduit à l'inefficacité de certains parcs nationaux. Ces phases représentent la fondation de la gestion participative et chacune doit être adéquatement implantée pour pouvoir bénéficier des potentiels de conservation. Par exemple, le manque de ressources techniques et financières lors de la phase de renforcement des capacités des communautés locales peut conduire au manque de volonté politique à vouloir partager les responsabilités de gestion et à une iniquité lors de la phase de négociation. Ceci conduit au manque de support local pour la conservation et conséquemment à l'échec de la gestion participative. Les recommandations émises au dernier chapitre permettent de prévenir les risques d'échec de la gestion participative et de renforcer les points faibles des phases d'implantation. De plus, il faut considérer que le mode de gestion participative est encore jeune et nécessite un apprentissage continu et un suivi serré.

Avec une attention particulière aux phases d'implantation, le mode de gestion participative engendre un impact positif sur l'efficacité de conservation dans les parcs nationaux des pays sous-développés. Dans un contexte où différentes parties prenantes exercent des pressions sur les ressources d'un parc national et de ses zones tampons, ce mode de gestion possède un potentiel d'efficacité de conservation supérieur. De plus, avec l'augmentation démographique prévue, il n'est plus envisageable d'exclure totalement l'humain des écosystèmes et l'approche exclusive ne cadre donc plus à la réalité du 21^{ème} siècle pour la majorité des parcs nationaux. Les gouvernements des pays sous-développés doivent donc rapidement emboîter le pas afin d'implanter le mode de gestion participative dans leur réseau d'aires protégées. Plus la gestion participative est implantée tôt, plus les bénéfiques potentiels sur la conservation de la biodiversité seront tangibles.

RÉFÉRENCES

- ADB. (2009). *The Economics of Climate Change in Southeast Asia : A Regional Review* (Manille : Asian Development Bank Press).
- Alers, M., Bovarnick, A., Boyle, T., Mackinnon, K., et Sobrevila, C. (2007). *Reducing Threats to Protected Areas Lessons from the Field* (Washington DC : World Bank Press).
- Ampornpan, L. A., et Dhillion, S. S. (2003). *The Environment of Na Haeo, Thailand : Biodiversity, Non-Timber Products, Land Use and Conservation* (Bangkok : Craftsman Press).
- Anderson, J., Benjamin, C., Campell, B., et Tiveau, D. (2006). *Forests, poverty and equity in Africa : new perspectives on policy and practice*. *International Forestry Review* 8, 44-53.
- Angelsen, A., et Resosudarmo, D. (1999). *Krismon, Farmers, and Forests : The Effects of the Economic Crisis on Farmers' Livelihoods and Forest Use in the Outer Islands of Indonesia* (Bogor : Center for International Forestry Research).
- Angelsen, A., et Wunder, S. (2003). *Exploring the Forest-Poverty Link : Key Concepts, Issues and Research Implications* (Bogor : Center for International Forestry Research).
- Arcese, P., Hando, J., et Campbell, K.L.I. (1995). *Historical and present - day anti-poaching efforts in Serengeti*. Dans *Serengeti II : Dynamics, Management and Conservation of an Ecosystem*, A.R.E. Sinclair, et P. Arcese, eds. (Chicago : University of Chicago Press), pp. 506-533.
- Archabald, K., et Naughton-Treves, L. (2001). *Tourism revenue-sharing around national parks in Western Uganda : early efforts to identify and reward local communities*. *Environ. Conserv.* 28, 135-149.
- Bajracharya, S.B., Furley, P.A., et Newton, A.C. (2006). *Impacts of community-based conservation on local communities in the Annapurna Conservation Area, Nepal*. *Biodivers. Conserv.* 15, 2765-2786.
- Baral, N., et Heinen, J.T. (2007). *Decentralization and people's participation in conservation : a comparative study from the Western Terai of Nepal*. *Int. J. Sustain. Dev. World. Ecol.* 14, 520-531.
- Beaudoin, S.M. (2007). *Poverty In World History* (New York : Routledge).

- Beddington, J.R., et Kirkwood, G.P. (2007). Fisheries. Dans *Theoretical Ecology : Principles and Applications*, R. May, et A. McLean, eds. (Oxford : Oxford University Press), pp. 148-157.
- Bennett, E. L., Milner-Gulland, E.J., Bakarr, M., Eves, H.E., Robinson, J.G., et Wilkie, D.S. (2002). Hunting the world's wildlife to extinction. *Oryx* 36, 328-329.
- Bodin, Ö., Crona, B., et Ernstson, H. (2006). Social networks in natural resource management : what is there to learn from a structural perspective ? *Ecology and Society* 11, 395-402.
- Borrini-Feyerabend, G. (1996). Collaborative Management of Protected Areas. Tailoring the Approach to the Context (Gland : UICN publications).
- Borrini-Feyerabend, G., Farvar, T.M., Nguingiri, J.C., et Ndangang, V.A. (2000). La gestion participative des ressources naturelles : organisation, négociation et apprentissage par l'action (Heidelberg : Kasperek Verlag).
- Borrini-Feyerabend, G., Pimbert, M., Farvar, M. T., Kothari. A., et Renard, Y. (2004). Sharing Power. Learning by Doing in Co-Management of Natural Resources Throughout the World (Tehran : IIED et IUCN/ CEESP/ CMWG).
- Bowen-Jones, E., et Pendry, S. (1999). The threats to primates and other mammals from the bushmeat trade in Africa, and how this could be diminish. *Oryx* 33, 233-246.
- Bowles, I., Rosefeld, A., Sugal, C., et Mittermeier, R. (1998). Natural Resource Extraction in the Latin American Tropics (Washington DC : Conservation International).
- Brashares, J.S., et Sam, M.K. (2005). How much is enough ? Estimating the minimum sampling required for effective monitoring of African reserves. *Biodivers. Conserv.* 14, 2709-2722
- Brockelman, Y.W., Griffiths, M., Rao, M., Ruf, R., et Salafsky, N. (2002). Enforcement mechanisms. Dans *Making Parks Work, Strategies for Preserving Tropical Nature*, J. Terborgh, C. Van Schaik, L. Davenport, et M. Rao, eds. (Washington DC : Island Press), pp. 265-278.
- Brosius, J. P. (2004). Indigenous peoples and protected areas at the World Parks Congress. *Conservation Biology* 18, 609-612.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., et Fonseca, G.A. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291, 125-128.

- Byers, B.A., Cunliffe, R.N., et Hudak, A.T. (2001). Linking the conservation of culture and nature : a case study of sacred forests in Zimbabwe. *Hum. Ecol.* 29, 187-218.
- Calder, I.R. (2000). Forests and floods : drowning in fiction or thriving on fact ? *World Development* 34,1808-1830.
- Camargo, C., Maldonado, J., Alvarado, E., Moreno-Sanchez, R., Mendoza, S., Manrique, N., Mogollon, A., Osorio, J., Grajales, A., et Sanchez, J. (2009). Community involvement in management for maintaining coral reef resilience and biodiversity in southern Caribbean marine protected areas. *Biodivers. Conserv.* 18, 935-956.
- Caro, T.M., Rejmanek, M., et Pelkey, N. (2000). Which mammals benefit from protection in east Africa. Dans *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity*, A. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge : Cambridge University Press), pp. 221-227.
- CDB. (2008). Toolkit Communication, Education and Public Awareness (CEPA). <http://www.cbd.int/cepa/toolkit/2008/cepa/index.htm>. 20 juillet 2009.
- CDB. (2009). Programme of work. <http://www.cbd.int/protected/pow.shtml?prog=p4>. 20 septembre 2009.
- Cernea, M., et Schmidt-Soltau, K. (2003). The end of forcible displacements ? Conservation must not impoverish people. *Policy Matters* 12, 42-51.
- Chapin, M. (2004). A challenge to conservationists. *World Watch Magazine* 17, 17-31.
- Clark, S., Bolt, K., et Campbell, A. (2008). Protected Areas : An Effective Tool to Reduce Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries ? (Cambridge : PNUE-WCMC).
- Coad, L., Corrigan, C., Campbell, A., Granziera, A., Burgess, N., Fish, L., Ravillious, C., Mills, C., Miles, L., Kershaw, F., *et al.* (2008). State of the World's Protected Areas : An Annual Review of Global Conservation Progress (Cambridge : PNUE-WCMC).
- Colfer, C.J., Shiel, D., et Kishi, M. (2006). Forests and Human Health : Assessing the Evidence (Bogor : Center for International Forestry Research).
- Conservation International. (2007). Biodiversity hotspot map. <http://www.biodiversityhotspots.org>. 5 septembre 2009.
- Cooke, B., et Kothari, U. (2001). Participation : The New Tyranny ? (Londre : Zed Books).

- Crainger, J. (2003). People are living in the park. Linking biodiversity conservation to community development in the Middle East region : a case study from the Saint Katherine Protectorate, Southern Sinai. *Journal of Arid Environments* 54, 29-38.
- Danielsen, F., Burgess, N.D., et Balmford, A. (2005a). Monitoring matters : examining the potential of locally-based approaches. *Biodivers. Conserv.* 14, 2507-2542.
- Danielsen, F., Burgess, N.D., Balmford, A., Donald, P.F., Funder, M., Jones, J.P., Alviola, P., Balete, D.S., Blomley, T., Brashares, J., *et al.* (2008). Local participation in natural resource monitoring : a characterization of approaches. *Conservation Biology* 23, 31-42.
- Danielsen, F., Jensen, A.E., Alviola, P.A., Balete, D.S., Mendoza, M., Tagtag, A., Custodio, C., et Enghoff, M. (2005b). Does monitoring matter ? A quantitative assessment of management decisions from locally-based monitoring of protected areas. *Biodivers. Conserv.* 14, 2633-2652.
- Delisle, C.E. (2008). Note sur le savoir écologique traditionnel (SÉT) versus le savoir écologique scientifique (SÉS) dans les évaluations des impacts sur l'environnement. *L'incontournable de l'Ameus* 6, 14-15.
- Diamond, N. (2002). *Participatory Conservation for Protected Areas. An Annotated Bibliography of Selected Sources (1996–2001)* (Washington DC : World Bank Press).
- Dobson, A., et Lynes, L. (2008). How does poaching affect the size of national parks ? *Trends Ecol. Evol.* 23, 177-180.
- Dougill, A.J., Fraser, E.D., Holden, J., Hubacek, K., Prell, C., Reed, M.S., Stagl, S.T., et Stringer, L.C. (2006). Learning from doing participatory rural research : lessons from the Peak District National Park. *J. Agr. Econ.* 57, 259-275.
- Dudley, N. (2008). *Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées* (Gland : UICN publications).
- Dudley, N., Higgins-Zogib, L., et Mansourian, S. (2005). *Beyond Belief - Linking Faiths and Protected Areas for Biodiversity Conservation* (Gland : WWF publications).
- Dudley, N., Belokurov, A., Borodin, O., Higgins-Zogib, L., Lacerda, L., Hockings, M., et Stolton, S. (2004). *Are Protected Areas Working ? An Analysis of Protected Areas* (Gland : WWF Publications).
- Dudley, N., Mansourian, S., Stolton, S., et Suksuwan, S. (2008). *Safety Net : Protected Areas and Poverty Reduction* (Gland : WWF publications).

- Duran, E.M., Mas, J.F., et Velasquez, A. (2005). Land use/cover change in community-based forest management regions and protected areas. Dans *The Community Forests of Mexico : Managing for Sustainable Landscapes*, D.B. Bray, L. Merino-Perez, et D. Barry, eds. (Austin : University of Texas Press), pp. 215-238.
- Earth Island Institute. (2008). No more « Bakuns », NGOs oppose hydroelectric dams on native lands and Mulu. <http://www.borneoproject.org/article.php?id=725>. 23 juillet, 2009.
- Echeverria, M. (2003). Iguacu National Park under threat again. <http://www.worldwildlife.org/who/media/press/2003/WWFPresitem654.html>. 23 juillet 2009.
- Ehrlich, P. R., et Holdren, J.P. (1971). Impact of population growth. *Science* 171, 1212-1217.
- Ellen, R. (2000). Local knowledge and sustainable development in developing countries. Dans *Global Sustainable Development in the 21st Century*, L. Keekok, A. Holland, et D. McNeil, eds. (Edinburgh : Edinburgh University Press), pp. 163–186.
- Ellis, E.A., et Porter-Bolland, L. (2008). Is community-based forest management more effective than protected areas ? A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology Management* 256, 1971-1983.
- Emerton, L., et Mfunda, I. (1999). *Making Wildlife Economically Viable for Communities Living around the Western Serengeti, Tanzania* (Londre : International Institute for Environment and Development).
- FAO. (2008). *The State of Food Insecurity in the World 2008. High Food Prices and Food Security – Threats and Opportunities* (Rome : FAO publications).
- Fauzi, A., et Buchary, E.A. (2002). A socioeconomic perspective of environmental degradation at Kepulauan Seribu Marine National Park, Indonesia. *Coastal Management*, 30, 167-181.
- Ferraro, P. J. (2002). The local costs of establishing protected areas in low-income nations : Ranomafana National Park, Madagascar. *Ecological Economics* 43, 261-275.
- FIDA. (2001). *Rural Poverty Report 2001, The Challenge of Ending Poverty* (New York : Oxford University Press).
- FIDA. (2008). *Climate Change : Building the Resilience of Poor Rural Communities* (Rome : IFAD publications).

- Field, B., et Olewiler, N. (2005). *Environmental Economics*. Updated 2nd Canadian Edition (Montréal : McGraw-Hill Ryerson).
- Fox, J., Yonzon, P., et Podger, N. (1996). Mapping conflicts between biodiversity and human needs in Langtang National Park, Nepal. *Conservation Biology* 10, 562-569.
- Gadd, M.E. (2005). Conservation outside of parks : attitudes of local people in Laikipia, Kenya. *Environ. Conserv.* 32, 50-63.
- Ghimire, K.B. (1997). Conservation and social development : an assessment of Wolong and other reserves in China. Dans *Social Change and Conservation*, K.B. Ghimire, et M.P. Pimbert, eds, (Londre : Earthscan Publications Limited), pp. 187-213.
- Gillingham, S., et Lee, P.C. (1999). The impact of wildlife-related benefits on the conservation attitudes of local people around the Selous Game Reserve, Tanzania. *Environ. Conserv.* 26, 218-228.
- Goodwin, H.J., Kent, I.J., Parker, K.T., et Walpole, M.J. (1997). *Tourism, Conservation and Sustainable Development*. Volume III - Komodo National Park, Indonesia (University of Kent, Canterbury, non publié).
- Granek, E.F., et Brown, M.A. (2005). Co-management approach to marine conservation in Mohéli, Comoros Islands. *Conservation Biology* 19, 1724-1732.
- Groom, R., et Harris, S. (2008). Conservation on community lands : the importance of equitable revenue sharing. *Environ. Conserv.* 35, 242-251.
- Handley, G., Higgins, K., Sharma, B., Bird, K., et Cammack, D. (2009). *Poverty and Poverty Reduction in Sub-Saharan Africa : An Overview of the Issues* (Londre : Overseas Development Institute).
- Harmon, D. (2003). Intangible values of protected areas. *Policy Matters* 12, 55-63.
- Hayes, T.M. (2006). Parks, people, and forest protection : an institutional assessment of the effectiveness of protected areas. *World Development* 34, 2064-2075.
- Heylings, P., et Bravo, M. (2001). Survival of the fittest ? Challenges facing the co-management model for the Galapagos Marine Reserve. *CM News* 5, 10-13.
- Hilborn, R., Arcese, R., Borner, M., Hando, J., Hopcraft, G., Loibooki, M., Mduma, S., et Sinclair, A.R.E. (2006). Effective enforcement in a conservation area. *Science* 314, 1266-1266.

- Hobley, M. (1996). *Participatory Forestry : The Process of Change in India and Nepal* (Londre : Overseas Development Institute).
- Hockings, M. (2003). Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience* 53, 823-832.
- Hockings, M., Stolton, S., et Dudley, N. (2006). *Evaluating Effectiveness : A Framework for Assessing the Management of Protected Areas* (Gland : UICN publications).
- Hoffman, D.M. (2009). Institutional legitimacy and co-management of a marine protected area : implementation lessons from the case of Xcalak Reefs National Park, Mexico. *Human Organization* 68, 39-54.
- Holmern, T., Muya, J., et Roskaft, E. (2007). Local law enforcement and illegal bushmeat hunting outside the Serengeti National Park, Tanzania. *Environ. Conserv.* 34, 55-63.
- Holmern, T., Roskaft, E., Mbaruka, J.Y., Mkama, S.Y., et Muya, J. (2002). Uneconomical game cropping in a community-based conservation project outside the Serengeti National Park, Tanzania. *Oryx* 36, 364-372.
- Holmes, C.M. (2003). The influence of protected area outreach on conservation attitudes and resource use patterns : a case study from western Tanzania. *Oryx* 37, 305-315.
- Hunn, E.S., Johnson, D.R., Russell, P.N., et Thornton, T.E. (2003). Huna Tlingit traditional environmental knowledge, conservation, and the management of a « wilderness park ». *Ethnology* 36, 295-307.
- Huntington, H. P. (2000). Using traditional ecological knowledge in science : methods and applications. *Ecological Applications* 10, 1270-1274.
- IEA. (2002). *World Energy Outlook 2002* (Paris : International Energy Agency Press).
- Jachmann, H., et Billiouw, M. (1997). Elephant poaching and law enforcement in the central Luangwa Valley, Zambia. *Journal of Applied Ecology* 34, 233-244.
- Kaimowitz, D. (2005). *Forests and Human Health : Some Vital Connections* (Bogor : Swedish CGIAR).
- Kideghesho, J.R, et Mtoni, P.E. (2008). The potentials for co-management approaches in western Serengeti, Tanzania. *Tropical Conservation Science* 1, 334-358.

- Kideghesho, J.R., Røskoft, A.E., et Kaltenborn, B.P. (2007). Factors influencing conservation attitudes of local people in Western Serengeti, Tanzania. *Biodivers. Conserv.* 16, 2213-2230.
- Kothari, A. (1995). *Protected Areas, People and Participatory Management : The Indian Experience* (Mbale : non publié).
- Lane, M. B. (2001). Affirming new directions in planning theory : co-management of protected areas. *Society and Natural Resources* 14, 657-671.
- Lepp, A., et Holland, S. (2006). A comparison of attitudes toward state-led conservation and community-based conservation in the village of Bigodi, Uganda. *Society and Natural Resources* 19, 609-623.
- Lequin, M. (2001). *Écotourisme et gouvernance participative* (Québec : Presse de l'Université du Québec).
- Leverington, F., Hockings, M., et Costa, K.L. (2008). *Management Effectiveness Evaluation in Protected Areas, a Global Study* (Gatton : University of Queensland Press).
- Lewington, A. (2003). *Plants for People* (Londre : Transworld).
- Lewis, D., Kaweche, G.B., et Mwenya, A. (1990). Wildlife conservation outside protected areas - lessons from an experiment in Zambia. *Conservation Biology* 4, 171-180.
- MacKinnon, K., et Wardojo, W. (2001). ICDPs : imperfect solutions for imperilled forests in Southeast Asia. *Parks* 11, 50-59.
- Malcom, J. R., Liu, C. , Miller, L.B., Allnutt, T., et Hansen, L. (2002). *Habitats at Risks. Global Warming and Species Loss in Globally Significant Terrestrial Ecosystems* (Gland : WWF Publications).
- Mandaung, M.E. (1997). *Improving the Efficiency of Water Supply Management. A Case Study of the Jakarta Public Water Supply Enterprise, Indonesia* (Canberra : University of Canberra Press).
- Mannigel, E. (2008). Integrating parks and people : how does participation work in protected area management. *Society and Natural Resources* 21, 498-511.
- Marie, C.N., Sibelet, N., Dulcire, M., Rafalimaro, M., Danthu, P., et Carrière, S.M. (2009). Taking into account local practices and indigenous knowledge in an emergency conservation context in Madagascar. *Biodivers. Conserv.* 18, 2759-2777.

- Mazoyer, M. (2001). *Protecting Small Farmers and the Rural Poor in the Context of Globalisation* (Rome : FAO, Publications).
- Mbile, P., Vabi, M., Meboka, M., Okon, D., Arrey-Mbo, J. Nkongho, F., et Ebong, E. (2005). Linking management and livelihood in environmental conservation : case of the Korup National Park Cameroon. *J. Environ. Manage.* 76, 1-13.
- McNeely, J.A. (1995). Partnerships for conservation : an introduction. In *Expanding Partnerships in Conservation*, J.A. McNeely, ed. (Washington DC : Island Press), pp. 1-10.
- Metcalf, S. (2003). *Impacts of Transboundary Protected Areas on Local Communities in Three Southern African Initiatives* (Durban : World Parks Congress Publications).
- Miller, K. (1984). The Bali action plan : a framework for the future of protected areas. In *National Parks Conservation and Development*, J.A. McNeely, K.R. Miller, eds. (Washington, DC : Smithsonian Inst. Press), pp. 756-64.
- Mining Watch Canada. (2005). Save Indonesia's protected forest areas from mining. <http://www.miningwatch.ca/en/save-indonesias-protected-forest-areas-mining>. 10 juin 2009.
- Mongabay. (2008). Photos of deforestation in the rainforest. <http://travel.mongabay.com/deforestation.html>. 2 juin 2009.
- Munro, D.A. (1991). *Caring for the Earth : A Strategy for Sustainable Living* (Gland : UICN publications).
- Napier, V.R., Branch, G.M., et Harris, J.M. (2005). Evaluating conditions for successful co-management of subsistence fisheries in KwaZulu-Natal, South Africa. *Environ. Conserv.* 32, 165-177.
- National Park Services. (2008). National Park Services. <http://www.nps.gov/>. 3 février, 2009.
- Nations Unies. (2000). World macro regions and components. <http://www.un.org/depts/dhl/maplib/worldregions.htm>. 15 juin 2009.
- Nations Unies. (2009). *Objectifs du millénaire pour le développement, rapport 2009* (New York : Presse des Nation Unies).
- Naughton-Treves, L., Holland, M.B., et Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Resour.* 30, 219-252.

- Ndiaye, D. (2001). *A Practitioner's View of Conservation and Development in Africa : Integrated Management and the Djoudj National Park in Senegal* (Chicago : Indiana University Press).
- Nepstad, D.C., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., *et al.* (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous reserves. *Conservation Biology* 20, 65-73.
- Newmark W. (1996). Insularization of Tanzanian Parks and the local extinction of large mammals. *Conservation Biology* 10, 1549-1556.
- Newmark, W.D., et Hough, J.L. (2000). Conserving wildlife in Africa : integrated conservation and development projects and beyond. *BioScience* 50, 585–592.
- Norgrove, L., et Hulme, D. (2006). Confronting conservation at Mount Elgon, Uganda. *Development and Change* 37, 1093-1116.
- Ntiamoa-Baidu, Y. (1997). *Wildlife and Food Security in Africa*. FAO Conservation Guide number 33 (Rome : FAO Publications).
- Ogra, M., et Badola, R. (2008). Compensating human-wildlife conflict in protected area communities : ground-level perspectives from Uttarakhand, India. *Hum. Ecol.* 36, 717-729.
- Ohl, J., Wezel, A., Shepard Jr, G.H., et Yu, D.W. (2008). Swidden agriculture in a protected area : The Matsigenka native communities of Manu National Park, Peru. *Environ. Dev. Sustain.* 10, 827-843.
- O’Riordan. T. (2002). Protecting beyond the protected. Dans *Biodiversity, Sustainability and Human Communities*, T. O’Riordan et S. Stoll-Kleemann, eds. (Cambridge : Cambridge University Press).
- Pelkey, N.W., Stoner, C.J., et Caro, T.M. (2000). Vegetation in Tanzania : assessing long term trends and effects of protection using satellite imagery. *Biological Conservation* 94, 297-309.
- PNUE. (2009). La crise économique autour du monde.
http://www.undp.org/french/economic_crisis/index.shtml. 14 juin 2009.
- Poulsen, M.K., et Luanglath, K. (2005). Projects come, projects go : lessons from participatory monitoring in southern Laos. *Biodivers. Conserv.* 14, 2591-2610.

- Prell, C., Hubacek, K., et Reed, M. (2009). Stakeholder analysis and social network analysis in natural resource management. *Society and Natural Resources* 22, 501-518.
- Putnam, R. D. (1993). *Making Democracy Work : Civic Traditions in Modern Italy* (Princeton : Princeton University Press).
- Putz, F.E., Blate, G.M., Redford, K.H., Fimbel, R., et Robinson, J. (2001). Tropical forest management and conservation of biodiversity : an overview. *Conservation Biology* 15, 7-20.
- Rathore, B.M.S. (1997). *New Partnerships for Conservation*. Paper Presented at the Regional Workshop on Community-Based Conservation (New Delhi : UNESCO/ MAB).
- Reed, S. (2008). Stakeholder participation for environmental management : a literature review. *Biological Conservation* 141, 2417-2431.
- Reed, M.S., Dougill, A.J., et Baker, T. (2008). Participatory indicator development : what can ecologists and local communities learn from each other ? *Ecological Applications* 18, 1253-1269.
- Ribbott, J. C. (2002). *African Decentralization : Local Actors, Powers and Accountability* (Genève : United Nations Research Institute on Social Development).
- Richards, C., Blackstock, K.L., et Carter, C.E. (2004). *Practical Approaches to Participation* (Aberdeen : Macauley Land Use Research Institute).
- Rowcliffe, J.M., De Merode, E., et Cowlshaw, G. (2004). Do wildlife laws work ? Species protection and the application of a prey choice model to poaching decisions. *Proceedings of the Royal Society London* 271, 2631-2636.
- Sanderson, S. E., et Redford, K.H. (2003). Contested relationships between biodiversity conservation and poverty alleviation. *Oryx* 37, 389-390.
- SCDB. (2006). *Perspectives mondiales de la diversité biologique, deuxième édition* (Montréal : SCDB publications).
- Schmeller, D.S., Henry, P-Y.H., Julliard, R., Gruber, B., Clobert, J., Dziock, F., Lengyel, S., Nowicki, P., Déri, E., Budrys, E., et *al.* (2008). Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation Biology* 23, 307-316.
- Schneider, H. (1999). *Participatory Governance : The Missing Link for Poverty Reduction* (Paris : OCDE developpement center).

- Seneca Creek Associates, et Wood Resources International. (2004). *Illegal Logging and Global Wood Markets : The Competitive Impacts on the US Wood Products Industry* (Pooleville : Seneca Creek Associates).
- Simeon, R. (1994). *In Search of a Social Contract : Can We Make Hard Decisions as if Democracy Matters ?* (Toronto : University of Toronto).
- Songorwa, A.N. (1999). Community-based wildlife management (CWM) in Tanzania : are the communities interested ? *World Development* 27, 2061-2079.
- Songorwa, A.N., Buhrs, T., et Hughey, K.F. (2000). Community-based wildlife management in Africa : a critical assessment of the literature. *Nat. Res. J.* 40, 603-643.
- Spergel, B. (2002). Financing protected areas. Dans *Making Parks Work, Strategies for Preserving Tropical Nature*, J. Terborgh, C. Van Schaik, L. Davenport, et M. Rao, eds. (Washington DC : Island Press), pp. 364-382.
- Steele, P., Oviedo, G., et McCauley, D. (2006). *Poverty, Health, Governance and Ecosystem : Experience from Asia* (Manille : Asian Development Bank Press).
- Stringer, L.C., et Reed, M.S. (2007). Land degradation assessment in southern Africa : integrating local and scientific knowledge bases. *Land Degradation and Development* 18, 99-116.
- Struhsaker, T.T., Struhsaker, P.J., et Siex, K.S. (2005). Conserving Africas rain forests : problems in protected areas and possible solutions. *Biological Conservation* 123, 45-54.
- Sultana, P., et Abeyasekera, S. (2007). Effectiveness of participatory planning for community management of fisheries in Bangladesh. *J. Environ. Manage.* 86, 201-213.
- Terborgh, J. (2004). Reflections of a scientist on the World Parks Congress. *Conservation Biology* 18, 619-620.
- Terborgh, J., et Peres, C.A. (2002). The problem of people in parks. Dans *Making Parks Work, Strategies for Preserving Tropical Nature*, J. Terborgh, C. Van Schaik, L. Davenport, et M. Rao, eds. (Washington D.C. : Island Press), pp. 307-319.
- Terborgh, J., et Van Schaik, C. (2002). Why the world needs parks. Dans *Making Parks Work, Strategies for Preserving Tropical Nature*, J. Terborgh, C. Van Schaik, L. Davenport, et M. Rao, eds. (Washington D.C. : Island Press), pp. 3-14.
- Terborgh, J., Van Schaik, C., Davenport, L., et Rao, M. (2002). *Making Parks Work, Strategies for Preserving Tropical Nature* (Washington DC : Island Press).

- Thomas, D.S., et Twyman, C. (2004). Good or bad rangeland ? Hybrid knowledge, science, and local understandings of vegetation dynamics in the Kalahari. *Land Degradation and Development* 15, 215-231.
- Timko, J.A. (2008). Evaluating Ecological Integrity and Social Equity in National Parks : Case Studies from Canada and South Africa. Ph.D. thesis, University of British Columbia, Vancouver.
- Transparency International. (2008). Global Corruption Report 2008, Corruption in the Water Sector (Cambridge : Cambridge University Press).
- UICN. (2009). Summary statistics. The IUCN red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>. 8 septembre 2009.
- Usongo, L., et Nkanje, B.T. (2004). Participatory approaches towards forest conservation : The case of Lobéké National Park, South east Cameroon. *Int. J. Sustain. Dev. World. Ecol.* 11, 119-127.
- Van Schaik, C., et Rijksen, H. (2002). Integrated conservation and development projects : problem and potential. Dans *Making Parks Work, Strategies for Preserving Tropical Nature*, J. Terborgh, C. Van Schaik, L. Davenport, et M. Rao, eds. (Washington DC : Island Press), pp. 15-29.
- Van Schaik, C., Terborgh, J., et Dugelby, B. (1997). The silent crisis : the state of rain forest nature preserves. Pages. Dans *The Last Stand : Protected Areas and the Defense of Tropical Biodiversity*, R. Kramer, C. Van Schaik, J. Johnson, eds. (New York : Oxford University Press), pp. 64-89.
- WDPA. (2009). World database on protected areas. <http://www.wdpa.org/>. 25 février 2009.
- Wells M., et Brandon, K. (1992). *People and Parks : Linking Protected Area Management with Local Communities* (Washington DC : World Bank Press).
- Wells, M. P., et McShane, T.O. (2004). Integrating protected area management with local needs and aspirations. *Ambio* 33, 513–519.
- West, P., Igoe, J., et Brockington, D. (2006). Parks and peoples : the social impact of protected areas. *Annual Review of Anthropology* 35, 251-277.
- WWF. (2006). Problems in the Congo River Basin forests. http://www.panda.org/what_we_do/where_we_work/congo_basin_forests/problems/. 5 juin 2009.

- Yonariza, et Webb, E.L. (2007). Rural household participation in illegal timber felling in a protected area of West Sumatra, Indonesia. *Environ. Conserv.* 34, 73-82.
- Zimmerer, K.S., Galt, R.E., et Buck, M.V. (2004). Globalization and multi-spatial trends in the coverage of protected-areas conservation (1980–2000). *Ambio* 33, 520-529.

ANNEXE 1

FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

Annexe 1 Figures supplémentaires



Figure A1 Exploitation de la mine d'or à ciel ouvert de Rio Huaypetue au sud-est du Pérou.

Source : Mongabay (2009)



**Figure A2
Développement agricole autour d'une route forestière au Brésil.**

Source : Mongabay (2009)