

Les grands mammifères menacés:
entités emblématiques pour la conservation de la biodiversité

par

Marie-Michèle Bourassa

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)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, avril 2008

Sommaire

Les conclusions tirées de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) présentent les tendances décroissantes de la biodiversité globale en raison des menaces anthropiques constantes causées par le développement démographique et économique. Pour stabiliser et restituer la biodiversité, les approches de conservation évoluent, certaines sont en plein essor, tandis que d'autres sont critiquées et oubliées. Une des stratégies vise à promouvoir le statut charismatique de la faune, en utilisant des animaux emblèmes comme ambassadeurs à la conservation. Cette stratégie est adoptée entre autres pour les grands mammifères en raison de l'intérêt du public, mais aussi de l'intérêt écologique associé à leur conservation.

Cet ouvrage explique dans un premier temps l'importance des grands mammifères, en particulier celle des espèces menacées. Ensuite, l'établissement de critères de sélection contribue à choisir un animal dont le statut emblématique est le plus pertinent et le plus avantageux. Le troisième chapitre examine les forces et les faiblesses de l'approche par animal emblème en fonction de ce qu'elle implique pour les communautés locale et internationale et de ce qu'elle rapporte à la conservation de la biodiversité en encourageant les méthodes de conservation *in situ* et *ex situ*. La dernière section se concentre sur le potentiel des animaux emblèmes selon une analyse générale de trois espèces d'Ursidés qui ont déjà acquis un statut emblématique et dont le respect des critères de sélection proposés est variable. La stratégie des animaux emblèmes demeure un pilier à la protection des espèces et s'inscrit à l'avenir comme une approche favorable à la conservation globale de la biodiversité. Cette approche, appliquée avec réserve et axée sur des objectifs généraux de conservation, engendre des retombées positives à l'intérieur d'une démarche collective du maintien de l'intégrité écologique en ralliant les connaissances scientifiques aux valeurs humaines.

Remerciements

Je voudrais remercier le directeur de cet essai, Marco Festa-Bianchet, pour ses précieux conseils, son efficacité dans l'aide apportée, ainsi que ses connaissances qui ont suscité mon intérêt dans le domaine de l'écologie animale. Je tiens également à remercier Caroline Cloutier pour son soutien, diverses questions survenant toujours au cours d'un projet, et Colette Anseau pour l'élaboration du programme de maîtrise en écologie internationale.

Merci à mes collègues et aux autres personnes avec qui les discussions et l'échange de connaissances ont permis d'alimenter ma réflexion sur la direction future de la conservation de la biodiversité. Je tiens aussi à mentionner l'appui de ma famille et leur intérêt dans la poursuite de mes études.

Cet essai est l'aboutissement d'années d'études à acquérir des connaissances, à développer ma personnalité et à me forger un caractère professionnel.

Prête à découvrir la suite, je pars à la quête d'un travail, d'une réalisation personnelle.

Le vent souffle en direction du large...

Liste des tableaux

4.1	Synthèse des critères pour la sélection de trois espèces emblématiques de la famille des Ursidés.....	50
-----	---	----

Table des matières

Sommaire.....	i
Remerciements	ii
Liste des tableaux	iii
Table des matières	iv
Introduction	1
Chapitre 1 – La conservation des grands mammifères.....	4
1.1 Les menaces anthropiques.....	6
1.2 La vulnérabilité des grands mammifères.....	10
1.3 Importance de la conservation des grands mammifères.....	13
1.4 Stratégie de conservation: les animaux emblématiques	16
Chapitre 2 – Critères de sélection des emblèmes	19
2.1 La répartition géographique de l'espèce.....	19
2.2 Le statut de l'espèce	20
2.3 L'importance de l'espèce au sein de l'écosystème.....	22
2.4 Le charisme et la reconnaissance de l'espèce.....	25
2.5 La relation entre l'humain et l'espèce	26

Chapitre 3 – Examen de la stratégie des espèces emblèmes	29
3.1 La conservation, un droit d'accès international.....	29
3.1.1 Mobilisation des acteurs locaux	30
3.1.2 Implication des pays du Nord.....	34
3.2 L'approche au cœur de la biodiversité	38
3.2.1 La protection <i>in situ</i> : conservation extensive	38
3.2.2 La recherche <i>ex situ</i> : conservation intensive	41
Chapitre 4 – Animal emblème: au service de la conservation	48
4.1 Les ours, ambassadeurs de la conservation de la biodiversité.....	49
4.1.1 Le cas de l'ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>).....	51
4.1.2 Le cas du panda (<i>Ailuropoda melanoleuca</i>).....	52
4.1.3 Le cas de l'ours européen (<i>Ursus arctos arctos</i>) – Population des Pyrénées....	55
4.2 Position contemporaine de la stratégie des animaux emblèmes.....	56
Conclusion.....	60
Liste des références	62

Introduction

Une gamme colorée de paysages illustre la biodiversité du Brésil et par-delà leurs différences, les écosystèmes, arides ou humides, austères ou florissants, dissimulent une identité propre définie par la distribution et la composition d'une flore et d'une faune singulières. Un de ces écosystèmes brésiliens est classifié comme l'un des 25 points chauds de la biodiversité mondiale (Myers *et al.*, 2000; Tabarelli *et al.*, 2005). Il s'agit de la forêt Atlantique ou *Mata Atlântica*, une forêt tropicale humide qui possède un taux élevé d'endémisme, représentant à elle seule 2,1 % de la diversité mondiale de vertébrés (Myers *et al.*, 2000). De par l'étendue des richesses naturelles, historiques et culturelles de la forêt Atlantique, la constitution fédérale brésilienne l'a désignée en 1988 comme patrimoine national (Costa-Lima, 2004). La *Mata Atlântica* se caractérise par sa fragilité et est menacée de disparition; plus de 95 % de son couvert original ayant été détruit depuis le 16^e siècle (Kunz et Racey, 1998; Scarambone Zaú, 1998). La perte de sa superficie forestière s'explique par les activités anthropiques, tels la surexploitation des ressources, la conversion des terres en pâturages et en cultures et l'empiètement anthropique industriel et urbain (CEPF, 2001; Estrada *et al.*, 1993; Kunz et Racey, 1998; Tabarelli *et al.*, 2005). Les conséquences globales engendrées par ces activités humaines sont la fragmentation des habitats et la perte de biodiversité avec une extinction locale de certaines espèces (Estrada *et al.*, 1993).

L'exploitation intensive de la forêt pour l'extraction des ressources ligneuses et pour l'agriculture engendre des modifications visibles de certaines composantes de l'écosystème. L'arrêt des activités humaines a permis la régénération de la forêt d'un fragment forestier étudié lors d'un stage réalisé au nord-est de la *Mata Atlântica*. Toutefois, l'absence des grands vertébrés, résultat d'une chasse excessive, persiste à l'intérieur du fragment, tandis que les plus petites espèces y prolifèrent. Cette situation reflète la plasticité de la diète et la tolérance environnementale importante pour coloniser les milieux dégradés de certaines espèces, alors

que pour d'autres, le potentiel de recolonisation est limité. La modification de la composition spécifique d'un habitat exerce une discontinuité dans les fonctions écosystémiques. Par exemple, les petites espèces, dont les chiroptères, assurent maintenant la dispersion des graines à l'intérieur du fragment et montrent une tendance à disperser notamment des graines de plantes pionnières. La structure et la dynamique de la forêt Atlantique sont bouleversées; des populations animales et végétales disparaissent et un nombre grandissant d'espèces est en danger. Actuellement, la *Mata Atlântica*, fortement affectée et dégradée par les actions anthropiques, réunit la vaste majorité des espèces végétales et animales menacées de disparition au Brésil (CEPF, 2001). La conservation de la biodiversité de la forêt Atlantique est prioritaire et requiert l'application de stratégies pour encourager des actions efficaces de protection et de gestion du territoire.

Une des actions pour la conservation de la biodiversité de la forêt Atlantique est l'adoption du tamarin lion doré (*Leontopithecus rosalia*) comme espèce animale emblématique (Dietz *et al.*, 1993). Le tamarin lion doré, primate très rare et exclusif au sud-est de la *Mata Atlântica*, est une espèce endémique qui a frôlé l'extinction dans les années 1970 et son habitat se restreint aux fragments forestiers (Kleiman et Mallinson, 1998). Pour permettre le rétablissement de ses populations et assurer sa protection, le gouvernement brésilien a opté pour une stratégie de conservation visant à réintroduire l'espèce dans son milieu naturel et à relocaliser certaines populations naturelles vers des aires protégées et des terrains privés avec la collaboration des propriétaires (Costa *et al.*, 2005; Kleiman et Mallinson, 1998). Sauvegardé dans quelques zoos dispersés dans le monde, le tamarin lion doré est l'une des premières espèces pour laquelle la reproduction en captivité a été expérimentée (Kleiman et Mallinson, 1998). Le succès des essais, conjoint aux programmes de recherche portant sur le comportement social et l'accouplement en captivité, a assuré la réussite du principal objectif: prévenir l'extinction du tamarin lion doré (Kleiman et Mallinson, 1998). L'étude de la faune et de la flore de la *Mata Atlântica*, les programmes d'éducation auprès des communautés locales et la protection et la restauration des fragments forestiers sont d'autres démarches parallèles menées par le

programme multinational de conservation du tamarin lion doré (Kleiman et Mallinson, 1998). Cette espèce sauvée, la réussite du projet s'est renforcée, puisque le tamarin lion doré est devenu un emblème important pour la préservation de la forêt Atlantique (Dietz *et al.*, 1993). Les bénéfices de l'appui extérieur ont été sans précédent. Attirer l'attention et le soutien du public international sur ce mammifère a été une stratégie favorisant le succès de l'entreprise de sa sauvegarde, ainsi que la protection de son habitat et des animaux qui y cohabitent (Kleiman et Mallinson, 1998; Lapenta *et al.*, 2003). Ce résultat montre le potentiel des animaux emblématiques comme stratégie de conservation de la biodiversité.

Le cas du tamarin lion doré n'est pas isolé et d'autres espèces animales charismatiques sont des symboles pour la conservation de la biodiversité. Plusieurs scientifiques ont déjà traité de l'approche des animaux comme emblèmes de la conservation et se sont interrogés sur son évolution dans le temps. À partir de cette documentation, l'objectif principal de cet essai est d'évaluer si la stratégie des mammifères menacés emblématiques s'inscrit comme une méthode avantageuse pour la conservation de la biodiversité. De cette ligne directrice découlent quatre sous-objectifs:

1. Expliquer l'importance de la conservation des grands mammifères, en particulier pour les espèces menacées.
2. Développer des critères de sélection sur lesquels soutenir le choix des animaux emblématiques à prioriser.
3. Décrire les avantages et les inconvénients qui découlent de la stratégie de conservation basée sur les animaux emblèmes.
4. Analyser si les animaux menacés avec un statut emblématique sont un pilier à la conservation de la biodiversité.

Cette analyse critique n'est pas une étude comparative et l'approche utilisant les animaux emblèmes sera traitée selon son propre potentiel de conservation de la biodiversité.

Chapitre 1

La conservation des grands mammifères

L'engouement du public pour la biodiversité s'est répandu depuis la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement à Rio de Janeiro en 1992, bien que ce terme soit apparu en 1985 et que dès lors, ait été cité dans des rapports scientifiques (Meakin, 1992). Le concept de biodiversité est une vision moderne économique et politique qui fait le lien entre les espèces et leurs habitats et qui se divise en trois grandes catégories: la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écosystémique (McNeely, 2000). Ces notions se rapportent aux trois objectifs de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB): conserver la diversité biologique, utiliser de façon soutenable les ressources biologiques et partager équitablement les bénéfices de l'utilisation des ressources génétiques (McNeely, 2000; Perrings *et al.*, 1995). Cette convention, créée lors du Sommet de la Terre de 1992, instaure des mécanismes pour réduire le rythme actuel de perte de la biodiversité et pour encourager la participation des pays à déployer les efforts nécessaires à la conservation (Chapin III *et al.*, 2000). Plus de 170 pays l'ont ratifiée et selon cet engagement, leur développement doit assurer la durabilité des ressources disponibles et la préservation de l'ensemble des richesses (MacKinnon, 2000; Robinson, 1993).

L'Organisation des Nations Unies a mené une vaste campagne d'études concernant l'évolution des fluctuations de la biodiversité pour observer les tendances futures. Les résultats indiquent que le nombre d'espèces végétales et animales en voie d'extinction augmentera en flèche d'ici les 50 prochaines années et jettent un regard sombre quant au nombre d'espèces qui disparaîtront complètement de la surface du globe (Secrétariat de la CDB, 2006). Le contenu de la CDB favorise la protection des écosystèmes naturels et des habitats pour la reproduction et l'évolution de la faune sauvage. Traduit sous forme de guide, la CDB comporte une section

qui se concentre sur la conservation des espèces animales et végétales menacées et qui insiste sur les mesures à prendre pour limiter les risques de disparition de ces espèces.

La disparition de populations végétales et animales, qualifiée aussi d'extinction régionale ou locale, est le prélude de l'extinction globale des espèces et est un indicateur sensible de la perte du capital biologique (ASM, 1997; Purvis *et al.*, 2000). Comme le mentionne le document de la Convention sur la Diversité Biologique: « les tendances concernant l'abondance et la répartition d'espèces déterminées sont un indicateur de qualité d'un écosystème » (Secrétariat de la CDB, 2006). Le portrait global montre une diminution des populations de plusieurs espèces, à l'exception d'espèces protégées par des mesures précises et de celles qui tendent à prospérer dans un milieu perturbé. Actuellement, le nombre d'espèces au bord de l'extinction s'accroît et si la situation ne se renverse pas, le rythme d'appauvrissement des éléments constitutifs de la diversité biologique ne pourra être ralenti (Secrétariat de la CDB, 2006). Les listes rouges d'espèces menacées s'allongent, bien qu'elles pourraient être plus exhaustives si certains taxons sous-représentés, tels les insectes et les champignons, y étaient ajoutés (Gaston, 2005; Possingham *et al.*, 2002).

Un grand nombre de mammifères se retrouvent sur la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), laquelle indique qu'entre 20 et 22 % des espèces mammaliennes sont en danger et requièrent une attention particulière pour leur conservation (IUCN, 2007a). Les listes rouges sont produites pour évaluer les impacts potentiels sur les espèces, pour mettre en relief les espèces avec un haut risque d'extinction et pour prioriser les actions pour la conservation des espèces et la protection de leur habitat (Possingham *et al.*, 2002). Selon Ceballos et Ehrlich (2002), le déclin des mammifères s'illustre par une perte de plus de 50 % des populations continentales. Les risques de disparition des grands mammifères s'accroissent et les tendances des études relatives dans le document de la CDB montrent qu'ils ne diminueront pas sans effort de conservation. Ce constat inquiétant découle en partie des menaces anthropiques grandissantes et de la vulnérabilité des populations de grands

mammifères, deux causes des risques élevés d'extinction qui seront traitées succinctement au cours de ce chapitre.

1.1 Les menaces anthropiques

La disparition de populations est le premier signe avant-coureur d'une future extinction d'une espèce. La diminution des populations naturelles des grands mammifères est liée à plusieurs menaces anthropiques: les menaces directes et les menaces indirectes (Redford, 1992). Les menaces directes ont une plus longue histoire et réfèrent à la chasse de subsistance et à la chasse commerciale (Redford, 1992). La chasse aux vertébrés a commencé en Afrique, avant d'arriver en Asie pour finalement apparaître en Amérique (Wright, 2003). Lors de la période du Pléistocène, une surexploitation intensive est l'une des hypothèses pour expliquer l'extinction de plusieurs espèces d'herbivores et de leurs prédateurs (ASM, 1997). L'avenue de l'époque moderne a facilité les captures par la création et l'utilisation de nouvelles armes, ce qui a permis d'accroître le marché de vente avec une capacité supérieure d'exportation des produits (Wright, 2003). Les pressions de chasse rendent les grands mammifères particulièrement vulnérables. Ces espèces sont très prisées par les chasseurs, leur comportement facilite leur localisation et si ce sont des prédateurs, ils sont tout aussi affectés par la chasse directe que par la chasse de leurs proies (Peres, 2000; Phillips, 1997; Redford, 1992; Wright, 2003).

Beaucoup de grands mammifères surexploités sont inscrits sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN, dont plusieurs résident dans les régions de pays défavorisés (ASM, 1997; Purvis *et al.*, 2000). Il existe dans ces régions un manque d'encadrement du gouvernement pour respecter les lois de gestion de la chasse et un manque d'information des densités et de l'état des populations chassées, ce qui amène un réel défi pour l'instauration de programmes de gestion (Kerr et Currie, 1995; Soulé, 1991; Stoner *et al.*, 2007b). En général, les pays qui instaurent des réserves de protection extensives renferment des effectifs de

populations animales plus élevés (Kerr et Currie, 1995). L'insuffisance de fonds des pays émergents limite l'appui à la conservation des mammifères. La pauvreté est un facteur humain fondamental qui cause la diminution de la diversité biologique, variable socio-économique étant également reliée à la dégradation de l'environnement (Kerr et Currie, 1995; Soulé, 1991; Stoner *et al.*, 2007b).

Les extinctions locales des mammifères peuvent aussi être liées à la croissance démographique des populations humaines (Woodroffe, 2000). Lorsque la menace pour une espèce est directe, les risques d'extinction locale des mammifères sont plus élevés près des villages et des routes, là où il y a une concentration des populations humaines (Woodroffe, 2000; Wright, 2003). Le nombre d'espèces survivantes est inversement corrélé à la densité humaine, notamment chez les carnivores stricts (Linnell *et al.*, 2001; Soulé, 1991). Cette corrélation varie selon les espèces, car malgré une diminution de leurs proies naturelles, les omnivores peuvent par exemple survivre en se rabattant sur les déchets publics ou les plantes, surtout si ses activités sont nocturnes et cryptiques (Linnell *et al.*, 2001; Woodroffe, 2000). Plus de 80 % de la variation du nombre d'espèces menacées de vertébrés peut s'expliquer par la densité des populations humaines (McKee *et al.*, 2003). Cependant, une étude de Kerr et Currie (1995) révèle que la densité humaine ne diminue généralement pas les populations mammaliennes à un niveau de danger, quoiqu'elle les diminue de manière significative. En ce sens, le développement économique doit être ajouté au modèle démographique, alors que par exemple au Brésil, la faible densité humaine n'épargne pas le nombre d'espèces en danger, car le commerce élevé induit de fortes pressions sur les populations animales (McKee *et al.*, 2003). Dans une autre étude, la densité humaine ne serait pas un facteur déterminant des fluctuations de la richesse spécifique animale, car celle-ci dépendrait surtout de l'existence de mécanismes efficaces pour son maintien (Gaston, 2005). Quoiqu'il en soit, protéger les ressources biologiques implique des mesures de conservation de zones végétalisées, tâche difficile dans les aires de densité humaine élevée (Gaston, 2005).

La densité humaine est souvent reliée à la perte ou à la perturbation des habitats. Les forêts coupées pour la conversion en développement résidentiel, commercial et industriel et pour l'exploitation forestière et agricole n'assurent pas la pérennité des grands mammifères (McKinney, 2002; Mittermeier *et al.*, 2003; O'Grady *et al.*, 2004; Purvis *et al.*, 2000). Bien que les paysages des pays occidentaux soient dans certains secteurs transformés radicalement, les effets de la diminution des habitats menant à l'extinction de populations animales sont plus rapides dans les tropiques (Soulé, 1991). La perte de populations animales est supérieure dans les aires où il existe une richesse spécifique élevée, tels les territoires africain et sud-asiatique (Purvis *et al.*, 2000). L'extinction de populations animales en Asie du Sud-Est et au sud de l'Afrique est majoritaire là où la densité humaine est la plus élevée, tandis qu'au nord de l'Afrique, les activités intensives d'agriculture et d'élevage sont à l'origine de la perte de populations animales sauvages causée par la désertification du territoire et par la présence d'animaux domestiques qui compétitionnent pour les ressources (Ceballos et Ehrlich, 2002). Le constat est différent en Amérique du Sud, où l'agriculture non durable engendre une perte annuelle importante du couvert forestier et des populations animales (Ceballos et Ehrlich, 2002). À l'échelle mondiale, l'agriculture modifie près de 80 % de l'ensemble des terres qui devrait être protégé pour conserver la biodiversité (Ceballos *et al.*, 2005; Hanks, 2000). La perte et la fragmentation des habitats menacent la survie des grands mammifères en réponse aux répercussions encourues, telles la restriction de la répartition géographique des espèces et la diminution des ressources alimentaires et des abris (Ceballos et Ehrlich, 2002; Kerr et Currie, 1995; Redford, 1992).

Les risques d'extinction des grands mammifères reflètent aussi l'intolérance des peuples vis-à-vis des prédateurs et leur habileté à les tuer, influence immergeant des cultures et des religions locales, du commerce international et des politiques environnementales (MEA, 2005; Woodroffe, 2000). Par exemple, la diminution du loup (*Canis lupus*) aux États-Unis, plus rapide que l'augmentation de la densité humaine, a probablement résulté d'une mauvaise publicité sur cette espèce considérée comme de la vermine (Woodroffe, 2000). Dans les pays

occidentaux, le patron d'extinction des grands carnivores s'explique davantage par les politiques de gestion et leur application que par la densité humaine (Linnell *et al.*, 2001). La déprédation des grands mammifères, tel un prédateur attaquant le cheptel d'un éleveur, agit également sur le comportement des humains qui partagent le même habitat (ASM, 1997; Mittermeier *et al.*, 2003). Par exemple, pour éviter les dommages causés à leur bétail, les mongoliens persécutent le léopard des neiges (*Panthera uncia*) qu'ils ont pratiquement éradiqué de leur territoire (Oli *et al.*, 1994). Ce mammifère est également en danger d'extinction par l'intérêt des chasseurs pour ses proies, le privant ainsi de sa source principale de subsistance (Hussain, 2003).

D'autres modifications des habitats augmentent le risque d'extinction des populations mammaliennes, dont l'introduction d'espèces exotiques dans un système (ASM, 1997; Mittermeier *et al.*, 2003; O'Grady *et al.*, 2004; Purvis *et al.*, 2000). L'introduction d'espèces peut entraîner l'avènement de compétition ou de prédation avec les espèces indigènes, la propagation de nouveaux pathogènes et la possibilité de reproduction avec les populations autochtones (Kerr et Currie, 1995). Les espèces invasives, en progression dans plusieurs pays, engendrent de nouvelles interactions qui modifient la structure et le fonctionnement des écosystèmes, les grandes espèces étant particulièrement sensibles à l'introduction de prédateurs (Cardillo et Bromham, 2001; Gaston, 2005; Genton, 2005). Le territoire australien compte plusieurs cas d'espèces introduites, dont le célèbre exemple de l'introduction du dingo (*Canis lupus dingo*). L'arrivée du dingo a contribué, tout comme la colonisation du territoire par l'humain, à l'extinction du thylacine (*Thylacinus cynocephalus*) et du diable de Tasmanie (*Sarcophilus harrisi*), les deux plus grands marsupiaux prédateurs du continent (Johnson et Wroe, 2003). Le dingo a autrefois eu un impact négatif sur la biodiversité en contribuant à l'extinction d'espèces et en modifiant la structure trophique. Cependant aujourd'hui, en l'absence des grands carnivores indigènes, le dingo agit à titre de régulateur trophique, puisqu'il joue les rôles de principal prédateur et de compétiteur dominant dans la chaîne alimentaire (Glen et Dickman, 2005; Glen *et al.*, 2007; Johnson et Wroe, 2003).

La pollution est un autre facteur menaçant l'intégrité des populations de mammifères, quoique ce ne soit pas une cause commune d'extinction, les impacts étant visibles surtout chez les espèces avec une petite répartition géographique et menacées par une éventuelle contamination (ASM, 1997; O'Grady *et al.*, 2004). Aussi, les changements climatiques influencent la perte d'espèces animales inadaptées à se relocaliser par la présence de barrières physiques naturelles ou anthropiques. Les espèces de montagne sont particulièrement vulnérables aux changements climatiques, car leur distribution biogéoclimatique limite les possibilités de migrer vers un autre site. Dans le cas de la colonisation d'autres territoires, certaines populations risquent d'être en contact avec des espèces propageant de nouvelles maladies (Turner, 1996). Les conditions climatiques changeantes, dont les vagues de sécheresse plus intenses, peuvent influencer la survie des espèces et annuler les efforts de conservation et de réintroduction (Rahbek, 1993).

La réduction de l'une des menaces décrites ci-dessus ne signifie pas la sauvegarde assurée des espèces, alors que les causes d'extinction ont des effets synergiques et cumulatifs sur les populations animales (Mace et Lande, 1991; McNeely, 2000). Freiner toute activité humaine qui accroît les risques d'extinction n'est pas envisageable en regard des conséquences que cela aurait sur le développement des nations (Kerr et Currie, 1995). Pour maximiser la conservation, les efforts doivent se concentrer sur les problèmes majeurs, dont la fragmentation des forêts tropicales, principalement à cause des facteurs limitatifs économiques et socio-politiques (Andresen, 2000; Mace et Balmford, 2000; MEA, 2005).

1.2 La vulnérabilité des grands mammifères

Les grands mammifères sont plus enclins à être affectés par les pressions anthropiques que d'autres espèces et leurs populations tendent à décliner plus rapidement. Plusieurs grands mammifères partagent des caractéristiques communes qui les rendent non seulement susceptibles d'être menacés ou vulnérables, mais qui augmentent aussi les risques d'être en

voie d'extinction. Les traits intrinsèques qui distinguent les grands mammifères se divisent en deux catégories: les traits écologiques et les traits évolutifs (Purvis *et al.*, 2000).

La masse adulte est un premier facteur qui augmente les risques d'extinction chez les grands mammifères (ASM, 1997; Cardillo *et al.*, 2005). Les grandes espèces ont une capacité limitée à accroître rapidement leur nombre par leur faible taux de naissances naturelles, mais en contrepartie, elles ont peu d'ennemis autochtones (ASM, 1997). L'équilibre entre la probabilité de mortalités et de natalités assure la survie de l'espèce; or lorsque l'humain altère la balance naturelle, les populations requièrent une longue période de recouvrement ce qui augmente le risque potentiel d'extinction (ASM, 1997; Peres, 2000; Robinson, 1993). Le faible taux de fécondité ne menace pas directement les populations naturelles, mais limite la résilience à court terme des populations (Peres, 2000; Rees, 2005; Wright, 2003). Les populations de petites espèces ont une productivité supérieure à celle des grands mammifères et sont ainsi moins vulnérables aux extinctions stochastiques, d'autant plus que leur densité est élevée (Cardillo et Bromham, 2001; Entwistle et Stephenson, 2000). À long terme, la réduction des populations de mammifères de faibles densités mène à un appauvrissement du génome de l'espèce, ce qui restreint leur capacité de persister à un événement perturbateur, telle une catastrophe locale (Pimm et Gittleman, 1992; Purvis *et al.*, 2000; Turner, 1996).

La diète spécialisée de certaines espèces les rend sensibles à la perte d'habitat, un carnivore strict requérant par exemple un vaste territoire pour obtenir une quantité suffisante de nourriture, comparativement à un animal généraliste (Cardillo *et al.*, 2005; O'Grady *et al.*, 2004). Un habitat altéré ou détruit par l'humain requiert des efforts majeurs de conservation pour éviter l'extinction de mammifères qui possèdent un grand domaine vital, notamment par une préservation globale de leur aire de distribution (ASM, 1997; Ceballos *et al.*, 2005; O'Grady *et al.*, 2004). Le cycle annuel de quelques grands mammifères inclut une période migratoire, ce qui implique une qualité d'habitats variés et particuliers pour combler leurs besoins en aires d'hivernage et d'estivage (Turner, 1996). Situés au sommet du réseau

trophique, beaucoup de grands mammifères carnivores se retrouvent sur la liste rouge, d'autant plus que leur abondance est inférieure à celle de leurs proies (O'Grady *et al.*, 2004; Pimm et Gittleman, 1992; Purvis *et al.*, 2000). Ces espèces sont également plus vulnérables à la pollution, car elles sont susceptibles d'être affectées par la bioaccumulation. Un dernier trait qui distingue plusieurs grands mammifères est la structure sociale particulière et complexe qui peut être bouleversée par les perturbations humaines. Par exemple, la chasse peut non seulement affecter la démographie des populations, mais également leurs comportements sociaux, tels les soins parentaux, la territorialité, la taille des groupes et la compétition intraspécifique (Verdade, 1996). Chez le lion (*Panthera leo*), la chasse aux trophées excessive peut accroître le taux d'infanticides. Lors de la période subséquente au retrait d'un mâle territorial dominant par la chasse sportive, le nouvel occupant attaque les descendants de ce dernier, paramètre augmentant les risques d'extinction des populations (Whitman *et al.*, 2004; Loveridge *et al.*, 2007).

Malgré la sensibilité des grands mammifères aux menaces anthropiques, ils ne sont pas classés automatiquement comme des espèces en danger; leur statut variant selon le temps, les modifications de l'environnement et les catastrophes (Mace et Lande, 1991). Avant de considérer les grands carnivores comme des espèces menacées, il faut s'attarder sur leur composition originale, une abondance initiale restreinte ne représentant pas forcément un danger pour l'espèce (Linnell *et al.*, 2000). Certaines espèces apparaissent comme naturellement rares et existent toujours sous de faibles effectifs (ASM, 1997). Toutefois, la taille d'une population et ses fluctuations sont d'excellents indicateurs du risque d'extinction et sont des données efficaces pour cibler les espèces menacées par rapport aux coûts des collectes de données (O'Grady *et al.*, 2004). Les caractéristiques et la dynamique des populations de grands mammifères, combinées aux effets environnementaux, augmentent le risque d'extinction des espèces et nécessitent un bon système de conservation et de gestion pour soutenir le maintien des populations (Cardillo *et al.*, 2005; Mace et Lande, 1991; Rees, 2005).

1.3 Importance de la conservation des grands mammifères

Les grands mammifères procurent aux humains divers biens exploitables, dont la viande, la fourrure, les cornes, l'ivoire, les huiles et certains organes viscéraux. Cet approvisionnement en ressources comble des besoins primaires et secondaires, tels les besoins de se nourrir, de s'habiller, de se déplacer et de se divertir (MEA, 2005). Les ressources tirées des animaux exploités peuvent aussi être vendues ou échangées et ajoutent une valeur commerciale aux espèces, notamment les grands mammifères qui ont un potentiel économique important (ASM, 1997). La destruction des écosystèmes menace les services d'approvisionnement, mais aussi l'intégrité des traits esthétiques, part de la diversité culturelle humaine (MEA, 2005; Rabb et Saunders, 2005; Venkataraman *et al.*, 2002). L'attrance pour les animaux a toujours existé, particulièrement pour les grandes espèces, car l'humain se compare à celles-ci et s'y sent relié par la force, la fierté et le courage qu'elles évoquent (Feldhamer *et al.*, 2002). L'importance de la présence des grands mammifères s'affiche aussi sous la dimension éthique de la conservation, sollicitant la considération humaine de l'existence des autres formes de vie (Rabb et Saunders, 2005).

Outre les nombreux bénéfices directs dont l'être humain jouit, les grands mammifères procurent également d'importants services écosystémiques (MEA, 2005). Actuellement, un accroissement de la défaunation des forêts est observé, c'est-à-dire la disparition des espèces animales d'un territoire, principalement les grandes espèces. L'importance d'une espèce peut être évaluée selon les transformations dans le fonctionnement de l'écosystème une fois qu'elle y a été retirée (Dirzo et Mendoza, 2007). Dans certains systèmes, les grands mammifères disparaissent au profit de plus petites espèces qui bénéficient de l'absence de prédateurs ou de compétiteurs des ressources alimentaires et de l'espace (Peres, 2000; Wright *et al.*, 2007). L'avènement de plus petites espèces peut augmenter la richesse spécifique de l'écosystème qui amène normalement une stabilité plus élevée des fonctions écologiques. Toutefois, le phénomène de compensation n'implique pas forcément la conservation des services

écologiques, d'autant plus que ceux-ci ne dépendent pas seulement de l'absence ou de la présence d'espèces, mais également de leur abondance (Chapin III *et al.*, 2000; Peterson *et al.*, 1998; Redford, 1992). Les mammifères jouent entre autres trois fonctions de régulation importantes reliées au contrôle et à l'équilibre des essences végétales d'un système: la dispersion des graines, la prédation des graines et l'herbivorie. La disparition des grands mammifères n'induit pas la perte totale de ces fonctions, mais peut perturber la stabilité dans la diversité et l'organisation spatiale des espèces végétales (Dirzo et Miranda, 1990).

Une première fonction de régulation qui peut être altérée lors de la disparition des grands mammifères est la dispersion des graines. Une des alternatives des espèces végétales pour disperser leurs graines est l'endozoocorie, processus par lequel les vertébrés, après ingestion de fruits, dispersent les graines dans l'environnement (Wunderle Jr., 1997). L'abondance et la distribution des espèces végétales adultes sont entre autres régies par le patron de configuration des graines dispersées par les animaux frugivores, principalement en forêt tropicale (Bleher et Böhning-Gaese, 2001; Thomas, 1991). La propagation des graines effectue une sorte de contrôle sur la densité et la distribution des plantes adultes, contribuant ainsi à la diversité spatiale spécifique végétale (Fuentes, 2000). La taille des graines manipulées varie selon la taille des mammifères et si par exemple, une population de grands mammifères soumise à une pression de chasse importante disparaît, cela pourrait avoir une incidence sur le succès reproductif des arbres à grosses graines (Lapenta *et al.*, 2003; Lopez et Vaughan, 2004; Nuñez-Iturri et Howe, 2007). Outre la réduction de la taille des graines dispersées, la disparition des grands mammifères diminue la distance de dispersion et l'abondance des graines dispersées, car d'une part, les grands mammifères parcourent en général un grand territoire et d'autre part, ils ingèrent de grandes quantités de graines (Andresen, 2000; Stoner *et al.*, 2007a; Wright, 2003; Wright *et al.*, 2007). L'impact de la perte des grands mammifères sur la dispersion des graines modifie donc la structure et la composition des écosystèmes (Galindo-Gonzalez *et al.*, 2000; Nuñez-Iturri et Howe, 2007). Les granivores et certains frugivores assurent aussi une fonction de régulation en inhibant la

viabilité des graines après leur mastication ou leur passage dans le tractus digestif animal. La prédation de moyennes et de grosses graines est surtout attribuée aux grands mammifères et leur disparition implique un recrutement plus élevé d'espèces végétales à grosses graines anciennement détruites, ce qui déséquilibre la composition végétale initiale (Dirzo et Mendoza, 2007). Les grands mammifères herbivores ont également un rôle important à jouer, alors qu'ils peuvent réduire le potentiel de recrutement des plantes en diminuant la surface foliaire et en tuant les jeunes pousses (Wright, 2003). Dans certains écosystèmes, telles les prairies africaines, la disparition de populations de grands herbivores engendre une diminution de la pression de broutage et par conséquent, occasionne la prolifération d'espèces végétales envahissantes (Maron et Vilà, 2001).

La présence de niveaux trophiques supérieurs chez les grands mammifères assure l'équilibre et le bon fonctionnement dans la chaîne alimentaire. Peu d'écosystèmes tropicaux comportent encore une structure naturelle intacte des prédateurs normalement présents (Phillips, 1997). Les carnivores sont des espèces clés dans la structure de la communauté animale, car ils régulent les populations de proies et de ce fait, agissent indirectement sur la communauté végétale (Linnell *et al.*, 2000; Phillips, 1997; Pimm et Gittleman, 1992). Par effet domino, le retrait d'une espèce affecte le système biologique au complet par une interdépendance élevée de l'espèce avec son environnement. La disparition d'espèces compétitrices, tout comme celle d'espèces prédatrices, déséquilibre le réseau trophique, alors que leur extinction procure à d'autres populations animales l'occasion d'exploiter de nouvelles niches écologiques et de nouvelles ressources (ASM, 1997). La perte d'espèces peut être irréversible et causer des impacts économiques en altérant les possibilités d'approvisionnement en ressources naturelles, en plus d'altérer des fonctions écosystémiques, telles la purification de l'eau et la formation des sols (Chapin III *et al.*, 2000; MEA, 2005). Si un prédateur est retiré d'un système, l'explosion démographique des proies peut entraîner une surconsommation des ressources alimentaires et amener une cascade de conséquences écologiques (Chapin III *et al.*, 2000). Cependant, le rôle clé des carnivores dans la dynamique de régulation est incertain, d'autant

plus qu'actuellement, la chasse équilibre certaines populations de proies; une solution de gestion, qui effectuée correctement avec un suivi intensif, peut restaurer certaines fonctions interrompues de la chaîne alimentaire (Linnell *et al.*, 2000).

Le maintien des services écologiques permet une réorganisation rapide et extensive du système. La disparition d'espèces réduit les possibilités de résilience écologique et par conséquent, limite le nombre de voies éventuelles à la réorganisation du système (Perrings *et al.*, 1995; Peterson *et al.*, 1998). En examinant les rôles des grands mammifères dans le fonctionnement des écosystèmes, leur disparition engendre certainement des impacts à court, moyen ou long terme. La menace de la pérennité de notre approvisionnement en biens et services fournit des arguments pertinents à la conservation de la biodiversité. La perte de la diversité spécifique doit interpeller l'attention du public et des décideurs et c'est le devoir de la communauté scientifique de trouver les pistes et les solutions pour conserver les espèces de mammifères les plus à risque (Ceballos et Ehrlich, 2002).

1.4 Stratégie de conservation: les animaux emblématiques

L'ère contemporaine se caractérise par les nombreuses interrogations face au futur pour les générations prochaines et pour la poursuite du bien-être humain. La conservation de la biodiversité fait partie des enjeux importants, car elle englobe toutes les richesses naturelles mondiales et suppose des actions simultanées de concertation à l'échelle locale, régionale et internationale. Les répercussions de l'absence croissante des populations de grands mammifères engendrent un intérêt grandissant pour leur conservation. Les grands mammifères sont importants dans le fonctionnement des écosystèmes et ils assurent la disponibilité de certains biens pour les communautés et leur développement économique. Or, le nombre d'extinctions locales de populations animales s'accroît et la tendance des prochaines années ne se dirige pas vers un rétablissement de la situation. Les grands mammifères font non seulement face à de multiples menaces, mais leurs traits écologiques et évolutifs les rendent

sensibles au risque d'extinction. Les pertes qu'implique la disparition des grands mammifères nécessitent l'engagement à la conservation qui demeure un investissement à long terme.

Pour assurer la survie des grands mammifères, différentes stratégies de conservation peuvent être appliquées. Les approches se multiplient et les conclusions des études scientifiques n'isolent aucune solution idéale. Chaque moyen comporte ses avantages et ses désavantages et les plus intéressants sont ceux qui misent non seulement sur la conservation d'une espèce en particulier, mais sur l'ensemble de la biodiversité. Une des stratégies de conservation des grands mammifères est de valoriser leur potentiel emblématique; les emblèmes étant des motivateurs traditionnels d'action à la conservation (Jepson et Canney, 2001). Cette stratégie remonte à plusieurs dizaines d'années et se concentre principalement sur un animal ayant le profil d'attirer l'attention du public dans le but d'amasser les fonds nécessaires pour poursuivre des actions de conservation (Leader-Williams et Dublin, 2000). Essentiellement, l'utilisation d'une espèce charismatique permet d'investir dans sa conservation, cependant y joindre l'objectif de la conservation de l'intégralité de la biodiversité augmente les apports positifs associés à cette stratégie. En d'autres termes, la sauvegarde spécifique, celle de l'espèce ciblée, demeure un des principaux intérêts auquel peuvent s'ajouter les possibilités de conserver la diversité génétique et écosystémique. En même temps que cette stratégie amène un intérêt à la conservation, elle engendre de la controverse et incite au questionnement sur ses bénéfices comparativement aux autres approches. Certains chercheurs ne relient aucune valeur scientifique à la stratégie, considérée comme un outil publicitaire, et ils favorisent plutôt les stratégies ciblant dès le départ la conservation de multiples espèces (Entwistle *et al.*, 2000). Bien que l'utilisation d'animaux emblématiques soit une stratégie de conservation parfois critiquée, elle peut dans le futur demeurer un moyen efficace et disponible pour encourager le public à s'impliquer dans les programmes de conservation de la biodiversité (Dudley, 2002).

L'approche stratégique par animal emblématique peut être intéressante, d'une part pour préserver la richesse spécifique, mais aussi pour conserver un autre aspect important de la

biodiversité: les écosystèmes. Certains obstacles limitent l'efficacité de l'implantation de la Convention sur la Diversité Biologique, dont les pressions de la croissance économique, l'inefficacité du système législatif de l'environnement, les traditions, la faible participation du public et les relations internationales (Xiaohua, 1999). Dans ce cadre délicat de mise en application de mesures de conservation, les prochains chapitres démontreront si la stratégie des animaux emblèmes est un incitatif positif global pour la conservation de la biodiversité.

Chapitre 2

Critères de sélection des emblèmes

Les animaux ne sont pas tous de bons prototypes pour devenir des emblèmes pour la conservation de la biodiversité. Un des critères souvent utilisés est le gabarit imposant de l'animal, sa prestance. Plusieurs des espèces emblématiques sont de l'ordre des mammifères, mais outre la taille des espèces, d'autres critères s'ajoutent à la sélection pour que l'animal désigné détienne le meilleur potentiel pour attirer l'attention du public. Les quelques articles qui traitent de ce sujet ont permis de réunir cinq critères pour choisir des espèces animales selon des traits particuliers. Cette section examine différents paramètres pour que la stratégie des animaux emblématiques soit la plus efficace et la plus intégrale possible, l'objectif étant non seulement de protéger l'espèce elle-même, mais aussi d'incorporer la conservation de la biodiversité.

2.1 La répartition géographique de l'espèce

La distribution géographique est une donnée importante à établir pour privilégier un animal emblème (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Prioriser les espèces endémiques ou du moins, celles qui ont une aire de répartition restreinte, facilite l'adoption d'un emblème. Cela interpelle directement les populations humaines locales aux efforts de conservation et l'espèce emblématique devient un symbole ethnique, régional ou national (Dietz *et al.*, 1993; Metrick et Weitzman, 1996). Avec un taux d'endémisme élevé, les forêts tropicales humides renferment un éventail d'espèces emblématiques potentielles. Comme plusieurs pays équatoriaux manquent de ressources pour assurer une protection minimale des espèces, le charisme de certaines peut attirer du financement de la part de la communauté internationale (Ceballos *et al.*, 2005; Mittermeier *et al.*, 2003). Favoriser une espèce emblème endémique est

d'autant plus bénéfique si le taux d'endémisme de l'habitat qu'elle occupe est élevé, car ces endroits sont des *hotspots* de la biodiversité affichant un degré sévère de destruction (Kareiva et Marvier, 2003). Les espèces en milieu insulaire devraient aussi être favorisées, puisque pour une même région biogéographique, elles ont un niveau de menace plus élevé que les espèces continentales endémiques (Mace et Balmford, 2000). Une espèce peut aussi être bénéfique dans la mesure où elle est particulière à une aire géographique d'importance au maintien de la biodiversité et peut facilement y être reliée (Cofré et Marquet, 1999). Par exemple, la conservation du grizzly (*Ursus arctos*) dans l'Ouest américain peut devenir un outil intéressant pour la préservation des écosystèmes forestiers, car elle illustre la nécessité de la création d'aires protégées et de corridors de végétation (Singleton *et al.*, 2004). La délimitation géographique, basée sur des caractéristiques scientifiques, sert à déterminer l'urgence de la conservation des espèces (Gippoliti et Amori, 2007; Metrick et Weitzman, 1996). Identifier les aires spécifiques prioritaires et les patrons écologiques et biogéographiques de la distribution des espèces accroît la performance des emblèmes pour la représentation de la biodiversité (Williams *et al.*, 2000).

2.2 Le statut de l'espèce

Les symboles de conservation doivent non seulement engendrer une conservation globale, mais les animaux choisis comme emblèmes doivent aussi être ciblés comme une priorité de conservation (Cofré et Marquet, 1999). Une espèce en danger obtiendra un plus grand soutien, plus de ressources et les interventions législatives nécessaires pour assurer sa sécurité comparativement à une espèce commune et abondante (Bowen-Jones et Entwistle, 2002; Dietz *et al.*, 1993). Ainsi, le choix de l'emblème est relatif au risque d'extinction de l'espèce, surtout si ce sont les activités anthropiques qui la menacent (Barney *et al.*, 2005; Cofré et Marquet, 1999). Pour les espèces dont les effectifs des populations sont faibles et en diminution, l'identification des processus de déclin de leur abondance permet d'accroître des efforts judicieux de conservation (Harris *et al.*, 2000; Lambeck, 1997). Si d'autres espèces sans statut

particulier et avec des populations stables sont susceptibles d'être affectées par des menaces similaires à celles de l'animal emblématique, cette stratégie est avantageuse, puisque dans ce cas les pressions de conservation pour limiter les impacts négatifs anthropiques protègent une vaste diversité spécifique (Lambeck, 1997).

La richesse des espèces menacées est différente de la diversité spécifique globale et donc bien que la conservation des espèces menacées soit un objectif important, elle diffère de la préservation de la biodiversité (Bonn *et al.*, 2002). L'approche par espèce est importante si l'espèce risque l'extinction, mais cette stratégie est insuffisante pour protéger toutes les espèces menacées. C'est pourquoi il faut choisir des espèces emblèmes menacées qui peuvent potentiellement servir de catalyseur pour protéger un vaste ensemble d'espèces (Entwistle *et al.*, 2000; Rabb et Saunders, 2005). Les mammifères menacés sont une priorité de conservation, principalement ceux qui sont considérés comme endémiques à une région (Ceballos *et al.*, 2005). La richesse spécifique, l'endémisme et la menace d'extinction sont les trois critères qui déterminent les *hotspots* avec comme objectif principal de protéger le maximum d'espèces sur le plus petit territoire possible (Kareiva et Marvier, 2003). Plus de la moitié des espèces menacées endémiques vit sur 1,4 % de la planète. Toutefois, il n'est pas nécessairement favorable de concentrer les efforts de conservation du plus petit territoire possible pour la protection du plus grand nombre d'espèces (Brooks *et al.*, 2002). À cet effet, la stratégie de conservation des animaux emblématiques peut renforcer et élargir cet objectif, car elle promeut la survie d'une espèce sélectionnée et la conservation de la biodiversité associée en considérant l'ensemble de la planète (Aparte, 2007). Relativement aux efforts de conservation, le statut précaire d'une espèce menacée peut être renversé. Malgré son rétablissement, l'espèce peut demeurer un emblème, illustrant ainsi le succès éventuel de sauvegarde d'un animal menacé et incitant à poursuivre des actions pour la protection de son habitat. Favoriser le potentiel emblématique d'une espèce avec un risque élevé d'extinction est également important puisque cela interpelle plusieurs acteurs (Entwistle *et al.*, 2000). Des relations positives doivent être instaurées entre les leaders locaux, les ONGs, les entreprises

internationales et le public pour définir les problèmes prioritaires, évaluer l'état des populations animales et vérifier les ressources disponibles pour les actions de conservation (Dietz *et al.*, 1993).

2.3 L'importance de l'espèce au sein de l'écosystème

Les rôles écologiques joués par les espèces sont aussi un atout pour la détermination des emblèmes. Les services générés deviennent une occasion pour expliquer aux communautés la relation entre les différentes espèces et leur valeur dans le fonctionnement de l'écosystème (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Les concepts d'espèce clé, d'espèce parapluie ou d'espèce indicatrice peuvent être intégrés à l'approche des animaux emblèmes, sans pour autant que les acteurs qui les développent aient les mêmes objectifs particuliers (Leader-Williams et Dublin, 2000). Du point de vue scientifique, le choix d'une espèce emblématique s'appuie sur ces trois critères selon les interactions avec les composantes de l'écosystème.

Une espèce qui disparaît ne signifie pas nécessairement la perte de processus écosystémiques, alors que des espèces partageant plusieurs traits peuvent assurer les mêmes fonctions (Simberloff, 1998). Il peut toutefois exister des espèces clés qui peuvent être plus sélectives ou avoir une dominance de compétition (Simberloff, 1998). La disparition d'une espèce clé engendre une cascade d'évènements menant à des modifications parfois critiques dans le fonctionnement du système (Bright et Morris, 2000; Leader-Williams et Dublin, 2000). Une espèce avec des interactions simples, mais essentielles, peut devenir un outil pour les scientifiques afin de communiquer avec les gestionnaires, les gouvernements et le public, sans toutefois compromettre la complexité des interactions des systèmes naturels (Mills *et al.*, 1993). Les espèces avec des rôles clés améliorent la résilience des écosystèmes et leur rétablissement est aussi intéressant dans le cas d'extinction locale (Lipsey et Child, 2007). Une espèce clé comme symbole pour la conservation de la biodiversité facilite la conception des

impacts de sa disparition, car une fois l'espèce supprimée, il est difficile d'agir et de limiter les dégâts (Conway, 1995).

Le concept écologique d'espèce parapluie, espèce qui favorise de par ses traits intrinsèques la conservation d'autres espèces, peut également aider à choisir un emblème. Par exemple, les grands mammifères qui possèdent un vaste domaine vital ou plusieurs habitats spécifiques peuvent éventuellement assurer la viabilité d'autres populations animales par la conservation d'aires protégées (ASM, 1997; Leader-Williams et Dublin, 2000). Une espèce parapluie soutient des populations animales sympatriques. Elle favorise la protection d'un ensemble d'espèces qui interagissent directement ou non entre elles, pourvu qu'elles occupent le même territoire (Entwistle et Dunstone, 2000). Lambeck (1997) suggère que la majorité des espèces à l'intérieur d'un écosystème ont des requêtes écologiques différentes et qu'une seule espèce jouant le rôle d'espèce parapluie pour toutes les autres est à déconseiller. L'éléphant d'Afrique (*Loxodonta africana*) est considéré comme une espèce emblématique d'après son rôle stratégique de conservation (Leader-Williams et Dublin, 2000). Cependant, la conservation de ce large mammifère charismatique n'assure pas celle de toutes les autres espèces, surtout que la gestion des savanes protège difficilement l'ensemble des espèces animales associées (Entwistle et Stephenson, 2000; Muñoz, 2007). En général, l'espèce parapluie est un prédateur, car les proies ont souvent des exigences environnementales moins strictes et sont capables de survivre dans des zones plus perturbées. Cibler une proie ne maximise pas le potentiel de conservation d'aires intactes ou peu altérées, puisque l'animal emblématique ne requiert pas autant de mesures de conservation que les strates supérieures de l'échelle trophique (Linnell *et al.*, 2000). Par contre, la survie de certains grands herbivores est étroitement reliée à la conservation intégrale de leur habitat, tel est le cas pour le gorille de montagne (*Gorilla gorilla beringei*) (ASM, 1997; Ceballos *et al.*, 2005). En forêt tropicale, les primates sont les meilleures espèces parapluie pour protéger ce type d'écosystème (Entwistle et Stephenson, 2000).

Un dernier concept écologique qui peut encourager au choix de l'espèce emblème est celui d'espèce indicatrice, c'est-à-dire les espèces qui reflètent les changements dans la composition de la communauté ou de l'environnement (Leader-Williams et Dublin, 2000). La disparition d'une espèce indicatrice ne signifie pas une modification du système, ses fonctions écologiques pouvant être compensées, mais elle signifie l'importance d'agir immédiatement quant aux changements de la composition du système (Bright et Morris, 2000). La disparition d'une espèce indicatrice sonne l'alarme, déclenche et accélère les efforts de conservation (Bright et Morris, 2000). La diminution des populations d'espèces indicatrices peut signifier la présence d'un stress dans un écosystème. (McNeely, 2000). Les mammifères peuvent servir d'indicateur au reste du biotope terrestre grâce à leur grande diversité et à l'exploitation d'une fourchette de niches écologiques (Purvis *et al.*, 2000). La présence d'un prédateur au sommet de la chaîne trophique peut signifier une grande richesse spécifique, comparativement aux sites sans niveau trophique supérieur (Sergio *et al.*, 2006). Les prédateurs sont associés à des écosystèmes productifs avec la présence de proies favorites, mais souvent aussi avec la présence de proies compensatoires, un dysfonctionnement du réseau trophique pouvant condamner les populations viables de prédateurs (Sergio *et al.*, 2006; Simberloff, 1998). Les espèces possédant un niveau trophique élevé dépendent beaucoup de la composition des écosystèmes (Purvis *et al.*, 2000). L'occurrence d'un prédateur au sommet de la chaîne, reliée à une biodiversité élevée, peut en faire un animal emblème efficace (Sergio *et al.*, 2006).

Puisqu'il est difficile de développer une définition unique d'un écosystème en santé, la communauté scientifique s'accorde pour dire que la conservation d'une grande richesse spécifique est importante et dans ce cas, l'un ou l'autre des concepts ci-dessus peut aider à y arriver. Cependant, si les espèces choisies pour illustrer les concepts d'espèce clé, indicatrice ou parapluie ne sont pas en danger, cela réduit leur potentiel emblématique (Linnell *et al.*, 2000).

2.4 Le charisme et la reconnaissance de l'espèce

Le charisme d'une espèce doit être mis à profit dans le cadre de la conservation par espèce; la perception des gens ayant beaucoup d'importance. Les caractéristiques viscérales des espèces, principalement leur taille, sont non négligeables. Le public a un degré d'attention supérieur vis-à-vis des plus grands mammifères, car ils possèdent l'avantage d'être jugés comme des formes de vie évoluées et d'avoir une organisation sociale complexe et une intelligence avancée qui établissent un lien avec l'humain (Dietz *et al.*, 1993; Metrick et Weitzman, 1996). Les humains s'identifient aux grands mammifères qui représentent la force, le pouvoir et la ténacité (Feldhamer *et al.*, 2002). Joindre des valeurs aux animaux attise le sentiment d'attachement et plusieurs espèces charismatiques sont surtout appréciées par rapport à leur caractère esthétique (Rabb et Saunders, 2005). L'image que ce font les gens à l'égard de la destruction de l'habitat est beaucoup plus abstraite que celle de la disparition d'un mammifère et il faut miser sur l'impact émotionnel que les animaux emblématiques évoquent (Bright et Morris, 2000; Entwistle *et al.*, 2000). Les espèces chassées ou jugées comme une source de plaisir sont une unité d'interprétation qui amène plus d'émotion que la représentation d'un écosystème (McNeely, 2000).

Pour faciliter la propension du statut emblématique d'une espèce, celle-ci doit être associée à un nom commun et simple pour que les gens puissent s'en souvenir. L'animal emblématique peut être reconnu par son nom, mais aussi par l'habitat qu'il occupe (ex. le bison des Prairies, (*Bison bison*)) ou la région où il se retrouve (ex. le bison européen (*Bison bonasus*)). L'espèce emblématique doit aussi être facilement reconnaissable, rapidement identifier parmi la faune sauvage et elle ne doit pas être confondue avec une autre (Bowen-Jones et Entwistle, 2002; Bright et Morris, 2000). Son image doit être transmise et véhiculée pour consolider son portrait emblématique dans l'esprit des gens qui ne cohabitent pas avec l'animal et doit être visible ou connue par les communautés locales (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Si possible, l'espèce doit posséder une signification culturelle qui la rapproche des populations locales,

principalement si s'unissent des connaissances traditionnelles et un savoir ancestral autour de cette espèce (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Reconnaître les valeurs culturelles et esthétiques de l'espèce aide les communautés locales à poser des actions et les espèces qui suscitent l'intérêt du public incitent à la création de mouvements de conservation (Entwistle et Dunstone, 2000). Pour les espèces en danger localement, les meilleurs emblèmes pour encourager le rétablissement des populations naturelles sont les espèces dont la réintroduction a déjà eu du succès dans d'autres régions (MacDonald *et al.*, 2000). Par exemple, puisque le loup a été réintroduit avec succès en Amérique du Nord, l'Europe peut se servir de cette réussite pour encourager le public à contribuer à la conservation du loup européen (MacDonald *et al.*, 2000). Choisir une espèce déjà utilisée comme symbole d'une organisation ou d'un produit peut aussi s'avérer une stratégie positive, car une image préalable renforce et facilite le message de conservation. Elle évite la surprise des gens, tout en continuant de les fasciner (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). En somme, les caractéristiques viscérales sont plus importantes que les caractéristiques scientifiques pour capter l'attention du public et obtenir son appui (Metrick et Weitzman, 1996).

2.5 La relation entre l'humain et l'espèce

La coexistence de l'humain et de l'espèce emblématique doit être harmonieuse, car la conservation de la biodiversité se base plus sur les rapports de la nature avec les gens qu'à la faune et la flore elles-mêmes (Bright et Morris, 2000). La perception de la relation qu'entretient l'humain avec l'animal peut être différente, que ce soit entre les divers usagers du territoire occupé par l'espèce ou entre les communautés locale et internationale.

Lorsque l'animal emblématique implique des retombées économiques positives, les gens approuvent sa conservation. Cependant, une espèce carnivore prisée par les chasseurs n'a peut-être pas le même favoritisme chez l'éleveur, pour qui le prédateur est une calamité qui attaque son cheptel (Linnell *et al.*, 2000). Certains mammifères attirent la méfiance et sont

qualifiés de dangereux pour la sécurité humaine. Les prédateurs peuvent donc entrer en conflit pour être un emblème, situation observée dans le cas du grizzly de Scandinavie (Linnell *et al.*, 2000). Dans un cas conflictuel, l'une des options est de déterminer si une autre espèce occupant le même territoire, par exemple la proie d'un carnivore, est susceptible d'être un bon emblème pour assurer la protection du prédateur (Linnell *et al.*, 2000). Le choix d'un ongulé peut être avantageux, autant pour les chasseurs, qui souhaitent garder de bons effectifs pour obtenir un droit de chasse continu, que pour les locaux qui seront moins craintifs (Linnell *et al.*, 2000).

L'objectif d'un emblème est principalement d'attirer l'attention du public pour obtenir des fonds en vue de sa conservation. La communauté internationale est souvent interpellée pour aider les pays en émergence, toutefois l'emblème utilisé ne doit pas se baser exclusivement sur le choix du public, mais aussi sur les intérêts des locaux qui sont différents à certains égards. En général, l'attirance du public occidental est tournée vers de grands mammifères qui exhibent des caractéristiques d'athlétisme, d'agilité, de rapidité et de férocité, tels les tigres (*Panthera tigris*) et les lions (Bowen-Jones et Entwistle, 2002; Feldhamer *et al.*, 2002). Les primates sont aussi appréciés, leur intelligence avancée et leurs traits comportementaux comparatifs forgeant une étroite relation avec l'humain (Dietz *et al.*, 1993). Les impressions des personnes locales sont différentes. Les habitants ont peur des carnivores, dont le lion et le léopard (*Panthera pardus*), qui sont considérés comme une nuisance pour le bétail et les terres agricoles et qui affichent un danger pour la vie humaine (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Les espèces préférées sont celles qui fournissent de la viande de qualité, qui génèrent des revenus ou qui ont une valeur esthétique: le zèbre (*Equus burchelli*), la girafe (*Giraffa camelopardalis*), le buffle (*Bubalus arnee*), etc. (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Les éléphants inspirent la peur chez les gens locaux, mais ils sont tout de même appréciés puisqu'ils engendrent des profits provenant du tourisme. La dichotomie entre les communautés internationale et locale demande de repérer une espèce emblème dont les perceptions sont similaires, bien qu'en général l'emblème d'une culture locale éveille la fierté,

tandis que celui de la culture internationale, l'appréciation (Entwistle et Dunstone, 2000; Racey, 2000).

En résumé, les grands mammifères peuvent être de bons représentants pour illustrer les efforts nécessaires à la conservation. Le statut précaire de certains augmente l'attention du public et la colonisation de grands espaces ou d'habitats spécifiques amène la protection de vastes territoires. Comme mentionné dans le chapitre précédent, les grands mammifères ont des rôles écologiques importants et les scientifiques peuvent s'appuyer sur les processus écosystémiques pour susciter l'implication des gens en vue de conserver les biens et services auxquels contribuent les grands mammifères. Les perceptions des communautés locales vis-à-vis de l'espèce choisie encouragent la conservation des écosystèmes en général. L'espèce, spécifique à une région ou un pays, est d'autant plus intéressante si elle éveille l'imagination de la communauté internationale qui ne cohabite pas avec l'espèce. Le prochain chapitre présentera les avantages et les désavantages liés à la stratégie des animaux emblématiques dans la mesure où elle cible les grands mammifères.

Chapitre 3

Examen de la stratégie des espèces emblèmes

Les critères de sélection contribuent au choix de l'animal emblème. Ils dépeignent la position classique de la littérature sur le sujet et se rapportent à divers animaux emblèmes déjà existants. L'examen des impacts positifs et négatifs de l'approche des animaux emblèmes au cours de ce chapitre évaluera sa valeur dans le cadre actuel de la conservation de la biodiversité. La première section se concentre sur les avantages et les inconvénients de la stratégie par rapport aux communautés locale et internationale. La seconde section étudie comment cette approche contribue à la conservation de la biodiversité en appuyant les méthodes de conservation *in situ* et *ex situ*.

3.1 La conservation, un droit d'accès international

Les pays développés ont les ressources financières requises pour la protection de la biodiversité. Ils doivent restreindre leur utilisation du territoire pour éviter la perte d'habitats et concentrer leurs efforts dans la restauration de sites dégradés ou des populations animales menacées. Malgré les possibilités d'investissements des pays riches dans la conservation de la biodiversité, l'approche par animal emblème peut s'avérer efficace, considérant la difficulté de rassembler les gestionnaires, les scientifiques et le public sur les mêmes définitions de santé des écosystèmes, de gestion écosystémique ou adaptative et de soutenabilité (Simberloff, 1998). Cependant, le véritable impact de la stratégie correspond au soutien offert aux pays émergents, un animal emblème pouvant interpeller suffisamment la communauté internationale pour fournir les moyens nécessaires pour l'instauration d'actions de conservation. À la participation du public doit s'ajouter, pour la réussite des projets, la collaboration des acteurs locaux.

3.1.1 Mobilisation des acteurs locaux

Les échecs à la survie des espèces peuvent naître du manque d'implication des populations locales. Par l'absence de contrôle de l'utilisation des armes et par la modification des habitats, surtout lorsque survient une rapide expansion de colonisation, les ressources exploitables sont gérées difficilement (Linnell *et al.*, 2001). Plusieurs espèces animales déclinent faute des forces socio-économiques et politiques qui amènent une discontinuité dans les efforts de conservation (Muruthi *et al.*, 2000; White *et al.*, 2001). Il est difficile de concilier la durabilité des ressources et le développement humain, principalement dans les pays émergents, où le but premier est d'assurer survie et bien-être. Pour une viabilité à long terme des écosystèmes et de la vie sauvage, l'implication des populations locales est primordiale. L'élément déclencheur peut être une espèce emblème menacée, c'est-à-dire une espèce vouée à disparaître et qui montre une importance dans leur quotidien (Rabb et Saunders, 2005).

Un des outils pour éviter la surexploitation des ressources est la création d'aires protégées, moyen efficace de conserver une espèce animale en danger (Woodroffe, 2000). Par contre, dans les pays en développement, la gestion des aires protégées est laborieuse, le budget est inadéquat et le personnel est peu qualifié ou désintéressé (Hanks, 2000). Les animaux emblématiques sont de bons candidats pour éduquer les populations locales. Expliquer les bénéfices que les gens locaux soutirent de la conservation facilite les ententes, la compréhension justifiant les actions (Entwistle et Stephenson, 2000; Leader-Williams et Dublin, 2000; Muruthi *et al.*, 2000). Le portrait emblématique d'une espèce surexploitée peut inciter à promouvoir une régulation et une gestion efficaces des populations animales, surtout si ces actions amènent une durabilité des ressources et par conséquent, une soutenabilité des activités cynégétiques (Linnell *et al.*, 2001). De même, si l'espèce emblème est frugivore et que sa disparition est reliée à la coupe d'espèces végétales particulières, cette association peut être un bon motivateur, reliant la conservation de l'habitat à la préservation de l'espèce charismatique (Andresen, 2000). Éduquer les populations locales permet aussi de transformer

l'image de certaines espèces. Par exemple, quelques notions enseignées à propos de l'aye-aye (*Daubentonia madagascariensis*), lémurien endémique de Madagascar dont l'apparence bizarre et les habitudes nocturnes douteuses rebutaient les gens locaux, ont permis de redorer son image et d'augmenter la sympathie des populations pour sa conservation (Feistner et Carroll, 1993). Le statut précaire d'un animal emblème menacé sollicite une participation collective pour sa conservation, qui peut se traduire par la collecte d'informations constantes des chasseurs, des fermiers et des agriculteurs pour connaître et évaluer les déplacements et l'état des populations (Mustoni, 2003). L'animal emblème parvient aussi à motiver les gouvernements à instaurer une nouvelle législation, à accroître la protection et la régulation de la chasse locale et commerciale et à renforcer la lutte contre le braconnage (ASM, 1997; Caro *et al.*, 2000; Stoner *et al.*, 2007b).

Outre la modification du comportement des populations locales grâce à des programmes éducatifs, les animaux emblématiques permettent aussi d'obtenir des revenus soutirés d'activités menées parallèlement à la conservation, tel le tourisme. La découverte de la faune est principalement populaire sur le continent africain, qui abrite plusieurs grands mammifères facilement visibles en milieu aride, comparativement aux mammifères souvent plus cryptiques des forêts tropicales d'Amérique du Sud (Goodwin et Leader-Williams, 2000). Le territoire asiatique comporte aussi de grands mammifères, mais le tourisme est surtout basé sur la découverte de la culture et de l'histoire des peuples (Goodwin et Leader-Williams, 2000). La promotion de la présence d'une espèce emblème peut mener au tourisme non durable occasionné par une concentration élevée de touristes dans les zones facilement accessibles où il existe une forte probabilité d'observer la grande faune. En Afrique, plusieurs espèces colonisent les biomes de savane, *a priori* plus intéressants à conserver pour ce qu'ils rapportent financièrement via le tourisme (Williams *et al.*, 2000). Malgré que l'espèce emblème puisse fréquenter une variété d'habitats, une sélection des aires protégées est réalisée, avec une sous-représentation de certaines régions biogéographiques (Williams *et al.*, 2000). Dans ce cas, la stratégie, de par les réalités sociales et économiques, est une contrainte

à la conservation de la biodiversité globale, puisque certains secteurs d'une grande diversité faunique sont oubliés s'ils sont sans grand intérêt pour le tourisme (Gippoliti et Amori, 1998). L'important est d'équilibrer les besoins des touristes avec la protection environnementale de la faune sauvage (Lemelin et Smale, 2005). Dans les secteurs plus sensibles aux perturbations humaines, seul le tourisme expert pourrait être toléré, c'est-à-dire le tourisme qui requiert le minimum nécessaire pour combler les besoins des visiteurs, tandis que pour les zones moins à risque, les touristes qui nécessitent d'un certain confort, ainsi que d'installations et d'équipements additionnels, pourraient aussi être admis (Lemelin et Smale, 2005).

Les activités touristiques sous-entendent un dilemme: celui de promouvoir le tourisme pour accroître les revenus, ce qui peut être problématique si la capacité de support du système est dépassée, ou de promouvoir des mesures efficaces pour conserver les espèces, les habitats et la biodiversité (Goodwin et Leader-Williams, 2000). Les bénéfices du tourisme plus élevés que ceux reliés au braconnage et à la chasse encouragent la conservation, mais les profits sont partagés, comparativement aux autres activités qui fournissent des gains individuels (McNeely, 2000). Un moyen de faire respecter le programme de conservation d'une espèce emblème est de créer des emplois dans la communauté, dont ceux reliés à l'accroissement du potentiel touristique, et de partager les bénéfices financiers avec ceux qui coopèrent à la préservation de l'espèce et de son habitat, tels les gardes forestiers (Peyton et Plenge, 2005; Stoner *et al.*, 2007b). Les nouvelles perspectives qu'engendre le tourisme changent le travail traditionnel des peuples mais en contrepartie, le tourisme diversifie l'économie et rend le statut des populations locales des pays émergents moins précaire, avec la possibilité d'avoir de meilleures conditions de vie (Goodwin et Leader-Williams, 2000). Pour la conservation de la biodiversité, la stratégie des animaux emblèmes doit encourager la création d'activités écotouristiques, dont les revenus alloués aident au développement des communautés locales et à la protection du territoire et des ressources naturelles (Leader-Williams et Dublin, 2000). Ce type de tourisme peut contribuer largement à la gestion des aires protégées et à la conservation d'espèces charismatiques qui attirent la clientèle.

La création d'aires protégées ne signifie pas forcément le maintien des populations animales, car il faut aussi s'assurer leur protection à l'extérieur des zones protégées, que ce soit par une meilleure gestion des ressources ou par l'amélioration des interactions avec l'humain (Linnell *et al.*, 2000). Les risques d'extinction de grands prédateurs sont parfois liés à la culture locale et aux politiques gouvernementales, une attitude positive et engagée des populations locales étant un élément clé dans la sauvegarde des espèces (Woodroffe, 2000). Pour favoriser la survie des grands mammifères, la démarche à suivre consiste entre autres à résoudre les conflits entre l'humain et l'animal afin d'harmoniser leur coexistence (Woodroffe, 2000). Lors d'une extinction locale ou régionale, il est possible d'établir un plan de réintroduction soutenue principalement par le potentiel emblématique de l'animal (cf. section 3.2.2). Des procédures préalables diminuent les risques de conflits, dont la détermination des causes de sa disparition et des modifications de son habitat et l'évaluation de la réussite et de la contribution de la réintroduction dans un effort global de conservation (Mustoni *et al.*, 2003; Vickery et Mason, 2003). Il est également nécessaire de s'assurer de l'attitude de la communauté vis-à-vis de l'espèce et son évolution, car un animal autrefois vénéré peut devenir envahissant et entrer en conflit avec les activités humaines (Venkataraman, 2002). Dans le cas éventuel où l'animal emblème est un prédateur qui attaque les proies naturelles ou le bétail, ce qui nuit respectivement aux chasseurs et aux éleveurs, un système de compensation adéquat peut être créé, incitatif financier intéressant pour mitiger les pertes et les dommages relatifs à l'espèce (Bowen-Jones et Entwistle, 2002; Linnell *et al.*, 2001; Muruthi *et al.*, 2000; Mustoni *et al.*, 2003).

Pour éviter des situations de crise entre l'animal emblème et les usagers du territoire, une des solutions est de délaissier un critère de sélection de l'emblème, celui qui favorise une espèce charismatique sur le plan international. Cette procédure soustrait une partie de l'aide financière extérieure, mais elle diminue simultanément les conséquences de la conservation de l'espèce emblème pour les populations locales (Kaimowitz et Sheil, 2007). Par exemple, la chauve-souris, mammifère peu attrayant et peu populaire auprès du public en général, est

vénérée par certains peuples et puisqu'elle ne porte pas préjudice, un emblème local de l'ordre des chiroptères peut devenir un outil efficace de conservation (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). De cette alternative naît l'intérêt de former des chercheurs originaires des pays émergents, puisqu'ils soutiennent des efforts de conservation d'animaux menacés et du patrimoine naturel en ciblant des espèces selon ses propres connaissances de la culture, des croyances et des traditions des populations locales (Amori et Gippoliti, 2000; Bowen-Jones et Entwistle, 2002).

3.1.2 Implication des pays du Nord

Le statut emblématique d'une espèce amène les gens à donner des fonds pour réaliser des actions de conservation (Walpole et Leader-Williams, 2002). Les fonds amassés servent au soutien des populations locales pour les dédommager des dégâts occasionnés par l'espèce emblème mais de prime abord, ils servent à encourager les programmes et les initiatives de conservation de l'espèce emblème et de son habitat (Lindsey *et al.*, 2005; Walpole et Leader-Williams, 2002). Les donateurs de fonds à la conservation doivent connaître et comprendre où va l'argent, la transparence au public des stratégies et des politiques de conservation étant un gage à long terme (Entwistle et Dunstone, 2000; Jepson et Canney, 2001). Cependant, la conservation ne doit pas se baser exclusivement sur les dons, puisque la diversité financière assure la survie des programmes (Muruthi *et al.*, 2000). Une option est d'obtenir des revenus reliés au développement de l'écotourisme dans les régions où se trouvent les animaux emblèmes, un certain pourcentage des profits étant alloué à la conservation (Muruthi *et al.*, 2000). Le tourisme est un revenu important au niveau régional et national de plusieurs régions défavorisées et les touristes montrent un intérêt grandissant à payer une somme substantielle pour la protection de l'habitat naturel de grands mammifères observés directement en nature (Lindsey *et al.*, 2005). Les animaux emblèmes représentent un atout pour faciliter les échanges internationaux et encourager les personnes à collaborer à la sauvegarde de la biodiversité des pays qui ne détiennent pas toutes les ressources pour y parvenir (Ceballos *et al.*, 2005). En

attirant le soutien du public, la stratégie augmente les probabilités de survie des animaux emblèmes à long terme, même dans le cas d'espèces menacées (Berger, 1997). Outre les ressources financières, l'appui international s'illustre par des partenariats, par exemple en collaborant à des études scientifiques de surveillance des populations animales et de leur monitoring (Muruthi *et al.*, 2000). La participation d'organisations non gouvernementales internationales peut être efficace pour mobiliser le soutien du public, pour gérer les incitatifs économiques à la conservation et pour limiter les impacts du tourisme (McNeely, 2000).

Il est important de demeurer critique sur l'usage des animaux emblèmes, car ceux-ci ont un pouvoir de marketing élevé qui pourrait prévaloir sur la conservation et plutôt miser sur les secteurs commerciaux (Dudley, 2002). Les animaux ciblés strictement pour le marketing font souvent référence à des espèces prospères, les publicités proposant l'image d'espèces disparues ou menacées étant plus rares (Feldhamer *et al.*, 2002). Reliées à des campagnes internationales de conservation bien cernées, les espèces emblématiques menacées symbolisent la nature et favorisent les activités d'éducation et de sensibilisation (Walpole et Leader-Williams, 2002). Par contre, la communauté internationale ne doit pas être assenée d'informations sur la conservation d'une espèce au point de croire que quelqu'un s'occupe de la protéger et que le problème est pris en charge et résolu (Rahbek, 1993). La surexposition et la surutilisation des animaux emblèmes sont à éviter, situations qui conduisent à une fatigue des partisans, lesquels jugent alors les projets de conservation comme une banalité (Bowen-Jones et Entwistle, 2002; Rahbek, 1993). Un animal emblème qui se retrouve sur la scène internationale n'est pas inévitablement sauvé. Par exemple, la protection de l'habitat du rhinocéros noir (*Diceros bicornis*) ne signifie pas sa conservation, puisqu'il est difficile pour les populations d'atteindre une taille minimale pour leur viabilité à long terme (Berger, 1997). La sauvegarde de l'espèce choisie doit être une option réaliste. Faute d'un bon potentiel de rétablissement ou s'il existe de fortes probabilités d'extinction de causes géographique ou génétique, l'espèce peut disparaître malgré beaucoup d'énergie et d'argent investis pour sa conservation (Mace et Lande, 1991; Simberloff, 1998). L'extinction de l'espèce amène un

désenchantement du public pour la conservation, d'autant plus que les importantes sommes versées pour un projet unique voué à l'échec auraient pu sécuriser les populations d'espèces moins en danger (Possingham *et al.*, 2002). Par contre, une espèce déjà éteinte peut rehausser l'intérêt de la conservation d'espèces existantes, principalement si les gens se responsabilisent relativement à son extinction. Par exemple, le dodo (*Raphus cucullatus*) est une allégorie qui persiste dans le temps et cette espèce, qui est l'une des premières dont la disparition est probablement entièrement causée par l'humain, symbolise d'autres espèces disparues (Fuller, 2004).

Le financement pour la recherche scientifique dans les pays riches soutient la formation d'un grand nombre de chercheurs qui canalisent leurs efforts sur les espèces menacées de leur pays, sans pour autant qu'elles ne le soient mondialement (Amori et Gippoliti, 2000). La conservation se limite alors aux frontières nationales, sans regard aux priorités internationales. Toutefois, dans le cadre de l'objectif global de la Convention sur la Diversité Biologique, il est nécessaire de protéger d'abord les espèces requérant des actions immédiates pour une conservation globale de la biodiversité. Le déséquilibre de l'importance des espèces menacées entre les pays développés et émergents est réel, d'autant plus que plusieurs chercheurs étrangers se rendent dans des pays moins nantis pour étudier les grandes espèces charismatiques (Amori et Gippoliti, 2000). Chez les vertébrés, le nombre d'articles publiés par espèce chaque année est le plus élevé chez les mammifères et pourtant, en comparaison à d'autres ordres, peu d'espèces sont enregistrées (May, 1988). De même, les articles publiés sur les espèces menacées ne sont pas proportionnels. Chez les mammifères, les études se concentrent surtout sur les carnivores, bien que la majorité des espèces menacées ou en danger critique soient de petites espèces, trop souvent oubliées (Amori et Gippoliti, 2000; Dirzo et Miranda, 1990; Entwistle et Stephenson, 2000). Prôner les plus petites espèces comme emblèmes de la conservation de la biodiversité est une avenue intéressante, leur pouvoir étant probablement sous-estimé. Avec des outils de promotion efficaces, les petits mammifères peuvent devenir aussi captivants que les grands et amener de la nouveauté dans l'approche par

animaux emblèmes (Entwistle et Dunstone, 2000). Les services écologiques incitent à la protection et apportent de nouvelles occasions de conserver des espèces moins charismatiques, par exemple les chauves-souris qui détiennent un grand potentiel de dispersion des graines (McNeely, 2000). Avec une vaste répartition géographique, un taux d'endémisme élevé et une relation étroite avec d'autres organismes, les rongeurs offrent aussi la possibilité de réaliser des programmes éducationnels destinés au public sur la diversité biologique et les diverses interactions entre les composantes d'un écosystème.

Le statut charismatique d'une espèce doit non seulement être perçu par les gens de l'extérieur, mais aussi et surtout par les communautés locales (Bowen-Jones et Entwistle, 2002; Walpole et Leader-Williams, 2002). Pour choisir l'animal emblématique pour la conservation de la biodiversité, il est plus efficace de faire la sélection en tenant compte des perceptions et des attitudes locales, surtout si l'espèce choisie permet la protection d'un symbole culturel et ultimement, renforce l'identité des peuples (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Antagoniste aux perceptions locales, il semble illogique de cibler une espèce prédatrice comme emblème, même si elle est une espèce fétiche du public international (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). L'une des solutions est de changer l'attitude des locaux sur le potentiel dangereux d'une espèce, quoiqu'une réputation négative d'un animal soit difficilement réversible. Leur participation à l'identification d'un symbole de conservation assure l'efficacité de l'emblème, car elle accroît la résonance émotionnelle et le sentiment d'implication au sein des populations (Bowen-Jones et Entwistle, 2002). Une espèce colonisant des sites sacrés, tel un cimetière traditionnel, interpelle la communauté et peut amener l'initiative de conservation sans pour autant être surexposée et nécessiter d'importantes mesures promotionnelles (Bowen-Jones et Entwistle, 2002).

3.2 L'approche au cœur de la biodiversité

Le statut emblématique d'une espèce encourage sa conservation et celle de son habitat. D'une part, la conservation *in situ* permet de maintenir les populations naturelles en orientant les efforts de conservation sur la protection de l'aire de répartition de l'animal, d'autre part, la conservation *ex situ* permet de sauvegarder une espèce en la gardant dans un endroit autre que son habitat naturel. L'animal emblème peut attirer suffisamment l'attention des gens pour obtenir leur participation à ces deux programmes et le financement pour la réalisation des projets.

3.2.1 La protection *in situ*: conservation extensive

Outre l'exploitation directe de l'humain, une autre menace importante à la survie des espèces est l'absence de mesures de protection des forêts (Fredricksson, 2005). Des stratégies de conservation existantes, la conservation *in situ* est celle qui englobe le plus d'éléments d'un écosystème, puisqu'elle se concentre sur la conservation de toutes les composantes d'un territoire. La conservation *in situ* interdit l'accès à un milieu ou en limite son utilisation en vue de reconstituer des populations animales naturelles viables et de réduire les causes du risque d'extinction (Blake et Hedges, 2004; Entwistle et Stephenson, 2000; Kaimowitz et Sheil, 2007). La survie des populations de grands mammifères demande la protection substantielle de leur habitat pour affronter de rapides changements écologiques (Berger, 1997). Bien que certaines espèces puissent survivre dans des zones perturbées, dont quelques ongulés, d'autres sollicitent une protection plus étroite de leur habitat, tel le tigre de Sibérie qui nécessite la présence de réserves pour survivre (Ceballos *et al.*, 2005; Miquelle *et al.*, 1999). Les grandes espèces mammaliennes exigent une approche de conservation singulière, comparativement aux plus petites espèces qui peuvent profiter des aires de protection nécessaires à ces derniers (Cardillo *et al.*, 2005).

La conservation *in situ* permet de rencontrer les objectifs réels de la conservation de la biodiversité, puisqu'elle ajoute à la conservation de l'espèce emblème des bénéfices pour la conservation de l'écosystème (Entwistle et Dunstone, 2000). Avant tout effort de conservation d'un animal emblème, l'habitat est le paramètre le plus critique, car même si certaines espèces sont relativement robustes biologiquement contre l'extinction, elles peuvent être anéanties si leur habitat vient à disparaître (Purvis *et al.*, 2000). L'entité d'une espèce étant mieux perçue que celui d'un écosystème, l'approche spécifique est une stratégie qui détermine précisément la localisation, la taille et la connectivité des aires à protéger (McNeely, 2000). Un des objectifs est de créer des corridors de déplacement pour permettre aux populations animales d'occuper un plus vaste territoire et d'effectuer leur voie migratoire sans contrainte, ce qui requiert souvent des systèmes de protection transfrontaliers (Bodmer, 2000; Hanks, 2000). Par contre, la restauration de l'habitat, grâce à la conservation *in situ*, n'induit pas nécessairement l'établissement ou la persistance de la communauté faunique, bien qu'il existe à l'intérieur des aires protégées locales ou nationales une densité élevée des populations animales. Les individus peuvent traverser et quitter librement les aires protégées. La même rigueur de protection n'existe pas à l'extérieur de ces zones; d'où l'importance d'enrayer les menaces autres que la perte d'habitats (Bodmer, 2000; Caro *et al.*, 2000; Lipsey et Child, 2007). Toutefois, en réponse à la conservation *in situ*, le braconnage diminue, une gestion d'aires de protection s'instaure, les possibilités d'éducation du public et des personnes locales augmentent et la qualité de vie des animaux s'améliore (Linnell *et al.*, 2000; Myers et Vaughan, 2004).

En général, le temps et les ressources financières sont insuffisants pour des projets individuels de conservation des vertébrés en danger, menacés ou vulnérables (Dietz *et al.*, 1993). Il est important de ne pas concentrer les efforts à la protection des individus d'une espèce, mais de les répartir pour protéger l'intégrité de l'habitat (Dietz *et al.*, 1993). Un grand nombre d'espèces ne doit pas disparaître rapidement, simplement car elles ne sont pas des espèces charismatiques et n'obtiennent pas toute l'attention nécessaire (Muñoz, 2007). Pour protéger

l'espèce emblème, ainsi qu'une richesse spécifique mondiale élevée, il faut préserver leur habitat, puisque la diversité mammalienne est proportionnelle au nombre d'aires préservées (Ceballos *et al.*, 2005). S'intéresser aux grandes espèces avec un potentiel emblématique qui animent l'imagination du public est stratégique, car l'aire minimale de protection pour englober une population viable permet la protection de plusieurs autres espèces (Dietz *et al.*, 1993; Pimm et Gittleman, 1992; Snyder *et al.*, 1996). La protection indirecte de plusieurs espèces restreintes géographiquement augmente la conservation de la richesse spécifique d'un système (Kerr, 1997). Par exemple, bien que le grizzly n'ait pas un rôle direct dans le maintien de la richesse spécifique, si pour sa protection il y a suffisamment d'habitats hétérogènes et de grands espaces conservés, un nombre élevé d'espèces peuvent être protégées, dont certaines avec des requêtes écologiques spécialisées (Mills *et al.*, 1993). La conservation *in situ* restaure et protège les assemblages de diversité et diminue les menaces quant à l'intégrité d'un écosystème (Puertas et Bodmer, 1993).

Cependant selon Caro *et al.* (2004), en considérant une autre échelle écologique, un animal emblème ne protège ni un nombre élevé d'espèces, ni une abondance élevée d'individus. Puisque les requêtes et les niches écologiques sont différentes, les bénéfices sont faibles pour les espèces protégées sous la tutelle des grands mammifères (Linnell *et al.*, 2000). La conservation de la biodiversité demande de maintenir une richesse spécifique élevée et de préserver les écosystèmes pour la poursuite des processus écologiques de stabilité (Muñoz, 2007). La conservation des grands mammifères permet la protection de vastes aires, mais ne protège pas nécessairement des centres de richesse d'espèces moins connues, tels les invertébrés (Kerr, 1997). D'ailleurs, quelques forêts riches se retrouvent à l'extérieur des limites du territoire des mammifères emblématiques et ne sont pas incluses dans le système des réserves (Nijman, 2006). La conservation d'espèces charismatiques ne signifie pas toujours la préservation d'une grande richesse spécifique, objectif global à atteindre (Bonn *et al.*, 2002). L'expansion des aires protégées pour la protection des animaux emblèmes est une alternative pour englober une plus grande part de la biodiversité. Il existe aussi l'alternative de

sélectionner divers emblèmes dont les niches écologiques ne se chevauchent pas à l'intérieur d'un écosystème, qu'ils soient aussi différents que complémentaires que possible (Gippoliti et Amori, 1998; Williams *et al.*, 2000). Si conserver une aire protégée est l'objectif principal et que l'animal emblème n'est qu'un outil de conservation, il faut se rappeler que plusieurs aires ne possèdent pas d'animal charismatique et qu'il faut donc aussi se tourner vers d'autres options (Walpole et Leader-Williams, 2002).

Que ce soit dans les pays développés ou en émergence, axer sur la conservation *in situ* est essentiel, car la perte d'habitat est une menace très importante. Malgré un financement adéquat disponible pour la création et l'aménagement d'aires protégées, certains animaux emblèmes ne peuvent survivre s'il subsiste peu d'aires restantes pour les populations (Blake et Hedges, 2004; Fredricksson, 2005; Linnell *et al.*, 2000). Les fonds pour la création d'aires protégées peuvent provenir des touristes, des exploitants forestiers ou encore de la communauté internationale en vue de protéger une espèce emblème menacée (Bekolo, 2004). Bien que les coûts soient très élevés, il faut considérer qu'ils diminuent selon la taille des populations animales et que plus le nombre d'espèces protégées par dollar investi est élevé et plus la conservation de la biodiversité est efficace (Balmford *et al.*, 1995; Myers *et al.*, 2000).

3.2.2 La recherche *ex situ*: conservation intensive

Pour certaines espèces fortement menacées, la conservation *in situ* n'est plus suffisante pour le rétablissement et le maintien des populations. Dans ce cas, la conservation *ex situ* peut être réalisée, conservation d'une espèce dans un milieu qui n'est pas son habitat naturel. Un exemple concret est la préservation d'une espèce à l'intérieur d'un zoo, lequel fournit les conditions nécessaires à sa survie et qui plus est, permet la prolifération d'individus lors de projets de reproduction en captivité avec la possibilité de réintroduction dans son milieu naturel. Les zoos doivent assurer plusieurs fonctions ce qui en fait une structure complexe: veiller au bien-être des animaux dans un milieu le plus naturel possible, favoriser la récréation

et l'éducation du public et mener à terme des programmes de recherche et de conservation (Kelly, 1997; Puan et Zakaria, 2007).

Les zoos sont parfois les seules occasions pour le public de découvrir la vie sauvage et possèdent donc un rôle éducatif important (Balmford *et al.*, 1995; Snyder *et al.*, 1996). La connaissance sur les animaux menacés se livre souvent par observation directe. Même si les populations naturelles d'un animal se trouvent sur un autre continent, les gens peuvent être sensibilisés s'ils le contempent au zoo. Les zoos représentent la beauté et le pouvoir de la nature et peuvent amener un changement dans la société, une conscientisation, une vision évolutive et constructive face aux comportements humains (Rabb et Saunders, 2005). Les animaux emblèmes en captivité permettent d'enseigner des notions sur la diversité biologique mondiale, ainsi que sur les populations animales et les écosystèmes locaux et globaux menacés par les activités anthropiques (Rabb et Saunders, 2005). Qui plus est, communiquer des informations sur les rôles écologiques et le statut de conservation d'un animal emblème attire l'attention du public sur les risques d'extinction et les conséquences de la disparition des espèces (Rabb et Saunders, 2005).

Outre l'éducation du public, les animaux emblématiques, à l'égard du financement relié, favorisent la mise en place de programmes de reproduction en captivité pour tenter de rétablir les populations sauvages. Ces programmes peuvent devenir une partie intégrante des activités éducationnelles et constituent un outil de conscientisation et d'information pour le public sur la préservation de la biodiversité (Rahbek, 1993). Les efforts de conservation en captivité, couplés à des essais de reproduction, axent sur les possibilités de réintroduction de l'espèce (Balmford *et al.*, 1995; Maunder et Byers, 2005). Pour les espèces menacées, la réintroduction doit être l'aboutissement à la conservation *ex situ* et devient un mécanisme de survie des populations naturelles, c'est-à-dire une chance unique pour la conservation *in situ* (Austin, 2004; Maunder et Byers, 2005; Mauz, 2006; Van Dijk, 2005). Pour le succès de cette entreprise, des recherches doivent se pencher sur le maintien du potentiel écologique et

évolutif des espèces, et en plus des programmes de reproduction et de réintroduction, la conservation *ex situ* doit se centrer sur la réussite de la réhabilitation des animaux en captivité (Puan et Zakaria, 2007).

En nature, le comportement est plus adapté et flexible aux conditions fluctuantes que lors de la conservation *ex situ*, où les déficiences du comportement réduisent la survie des sujets lors de la réintroduction (Criswell et Galbreath, 2005). Le manque de stimuli environnementaux essentiels nuit au développement des individus élevés en captivité (Wisely *et al.*, 2005). La perte de variation comportementale peut affecter le potentiel de reproduction, étape cruciale pour la durabilité des populations en captivité d'espèces en danger (Peng *et al.*, 2007; Seddon *et al.*, 2007). Les comportements stéréotypés peuvent toutefois être réversibles et il est essentiel de maintenir des habiletés de survie normales après la réintroduction et de rétablir une élasticité élevée du comportement perdue en captivité (Peng *et al.*, 2007). Une plus grande taille des enclos et moins d'individus pour la réintroduction établissent la restauration d'un certain équilibre comportemental, surtout si l'enclos représente le plus fidèlement possible l'habitat naturel de l'espèce (Vickery et Mason, 2003; Wisely *et al.*, 2005).

La reproduction en captivité joue un rôle dans la restauration d'un nombre limité d'espèces en danger et est employée seulement si la conservation *in situ* seule est impossible, le but étant de recouvrir les populations sauvages (Entwistle et Stephenson, 2000). La conservation *ex situ* est une mesure temporaire au rétablissement des populations naturelles et la préservation en captivité à long terme n'est pas envisageable. De nombreuses années sont requises avant de rétablir des populations menacées dans un cadre de réintroduction. Beaucoup de recherches et de suivis sont exigés avant de finaliser un programme de restauration, auquel le manque d'expériences rigoureuses ou d'approches de gestion adaptatives peut parfois retarder ou avorter le projet (Myers et Vaughan, 2004; Seddon *et al.*, 2007). Grâce à la conservation *ex situ*, les scientifiques développent leurs connaissances en recherche et sur les programmes de conservation et la pluridisciplinarité de cette approche augmente l'expertise des biologistes,

des gestionnaires de la faune et des professionnels du zoo (Entwistle et Stephenson, 2000; Racey, 2000; Ryder et Feistner, 1995; Snyder *et al.*, 1996).

La reproduction en captivité aide à conserver une fraction minimale des espèces en danger et les mammifères sont l'ordre le mieux représenté dans les zoos. La conservation *ex situ* mise souvent sur de grandes espèces exotiques charismatiques qui occupent des habitats situés dans des régions pauvres difficiles à protéger (Van Dijk, 2005). Étant donné les coûts très élevés des programmes de reproduction et de réintroduction, les grands mammifères emblèmes sont de bons atouts, car ils attirent les visiteurs et récoltent le financement pour les projets de conservation. L'oryx d'Arabie (*Oryx leucorix*) est un cas célèbre et couronné avec succès, sa reproduction en captivité a permis sa réintroduction en milieu naturel et la restauration de ses populations sauvages (Rahbek, 1993). Ce grand mammifère aux traits charismatiques a capté le soutien du public, a sécurisé les fonds et a encouragé la restauration de son habitat. Cependant, les efforts de conservation *ex situ* centrés sur les grands mammifères menacés posent deux problèmes: la représentation d'une faible proportion de la diversité globale totale et la demande d'espace considérable pour élever une population minimale viable (Rahbek, 1993).

La reproduction d'espèces charismatiques menacées apporte des revenus aux institutions, mais la plupart des espèces en danger ne sont pas spectaculaires. Les gestionnaires ont peu d'intérêt pour défrayer les coûts liés à leur conservation, bien que certains chercheurs stipulent que les plus petites espèces entraînent des opérations tout aussi lucratives pour les zoos (Balmford *et al.*, 1996; Snyder *et al.*, 1996). Au total, moins de 20 % des espèces menacées sont des mammifères, quoique les espèces mammaliennes représentent plus de 60 % des programmes de reproduction en captivité, le nombre de programmes étant corrélé à la taille des animaux (Balmford, 2000). Les conclusions de Balmford (2000) révèlent que favoriser les petites espèces menacées pour la reproduction en captivité et leur réintroduction est avantageux, comparativement aux programmes dédiés aux grands mammifères. Les petites espèces

demandent moins de conditions particulières, elles sont plus faciles à observer et les coûts pour assurer leur santé et leur bien-être sont moindres (Balmford *et al.*, 1996; Balmford, 2000). Leur taux de reproduction relativement rapide et élevé facilite leur réintroduction, car un temps minimal en captivité est requis (Balmford, 2000; Balmford *et al.*, 1996; Gippoliti et Amori, 1998). Cependant, leur faible temps de génération signifie une perte de variabilité et un grand nombre d'individus doit être gardé en captivité pour l'échange de matériel génétique (Balmford *et al.*, 1995; Balmford *et al.*, 1996). Chez les grands mammifères, leur reproduction lente est un avantage, car le temps de génération plus long ralentit l'apparition de différences entre les pools de gènes des individus sauvages et ceux des individus en captivité (Snyder *et al.*, 1996). Pour éviter des modifications génétiques majeures, la conservation *ex situ* doit être dédiée aux espèces en danger qui détiennent toujours une population en nature pour obtenir un pool de gènes (Balmford *et al.*, 1995; Rees, 2003). Toutefois, la conservation *ex situ* ne doit pas éroder les populations en prélevant trop d'individus, car cela ne contribue pas à la survie à long terme de l'espèce, un prélèvement intensif menaçant la viabilité des populations naturelles en voie d'extinction (Balmford *et al.*, 1995; Dudley, 2002).

Une étude de Ryder et Feistner (1995) conclut que les zoos, dont l'espace et les ressources financières sont limités, ne créent pas des programmes de conservation qui préservent une proportion significative de la biodiversité. Plusieurs espèces élevées en milieu *ex situ* résident dans un écosystème complexe qui ne peut être imité et en considérant les grandes espèces maintenues en captivité, il manque certaines régions et aires de biodiversité importantes (Gippoliti et Amori, 1998; MacKinnon, 2000). De grands mammifères hautement actifs ou très agressifs sont peu adaptés à rester captifs et des enclos de grande taille sont requis pour rétablir des comportements actifs. Cette recherche de stimulation cible divers objectifs, dont plaire au public, obtenir de meilleurs résultats pour la reproduction et diminuer la mortalité infantile parfois associée à la garde en captivité (Bekolo, 2004; Clubb et Mason, 2003; McDougall *et al.*, 2006). Puisque pour un même espace et pour les mêmes frais de garde, les zoos peuvent contenir un nombre beaucoup plus élevé de petites espèces, plusieurs biomes

différents pourraient être reproduits dans les zoos et ainsi, afficher une meilleure représentativité de la biodiversité (Boone *et al.*, 2003; Gippoliti et Amori, 1998). Les rongeurs et les petits mammifères sont des outils précieux pour expliquer la reproduction en captivité et la réintroduction, les projets scientifiques étant secondaires à ce que les milieux *ex situ* rapportent en terme d'information et d'activités éducatives (Gippoliti et Amori, 2007; Rahbek, 1993).

La prolifération d'espèces en danger accentue les recherches sur la conservation *ex situ* et peut ainsi compétitionner pour l'argent investi dans la sauvegarde des espèces en nature et la préservation des habitats (Conway, 1995). La conservation *ex situ* ne doit ni soutirer des fonds pour la conservation des populations sauvages, ni négliger les efforts de conservation de leurs habitats, deux objectifs qui maximisent la contribution des zoos pour une conservation efficace (Balmford *et al.*, 1995; Nijman, 2006). Autrefois, les rôles des zoos se concentraient sur des paramètres écologiques, telle l'étude du comportement. Aujourd'hui, il existe un rôle environnemental très important, tenant en compte l'écosystème et la survie des espèces dans leur milieu naturel (Rabb et Saunders, 2005). Sans potentiel de réintroduction, la reproduction en captivité est insuffisante pour sauver une espèce en danger et associée à des coûts élevés, la conservation *ex situ* est superflue si l'habitat disparaît et qu'aucune mesure n'est prise pour le restaurer (Ebenhard, 1995; Snyder *et al.*, 1996).

L'intérêt et le soutien des populations locales et de la communauté internationale à la conservation d'une espèce menacée emblématique permettent d'instaurer différents programmes, dont ceux dédiés à la conservation *in situ* et *ex situ*. L'espèce emblème doit ajouter aux intérêts sociaux, politiques et économiques une dimension globale et à long terme de la conservation de la biodiversité (Martin, 1995; Muñoz, 2007). La conservation *in situ* et l'éducation fournit de meilleurs outils pour la préservation de la biodiversité que les programmes de reproduction en captivité. Cependant ceux-ci peuvent être un facteur clé pour la survie et le succès de réintroduction de certaines espèces (Snyder *et al.*, 1996). Les

bénéfices des aires *ex situ* peuvent être reportés vers des aires protégées, le soutien de la communauté internationale pouvant amener à terme un appui financier soutenable pour la conservation *in situ* qui est plus efficace, plus économe et plus sécuritaire (Balmford *et al.*, 1995; Feistner et Carroll, 1993; MacKinnon, 2000; Maunder et Byers, 2005). Des interactions coopératives sont nécessaires entre les gestionnaires des méthodes de conservation *in situ* et *ex situ* (Ryder et Feistner, 1995). La stratégie des animaux emblèmes est multidisciplinaire, puisqu'elle intègre la gestion des habitats et des populations, la recherche en captivité sur la reproduction et la réintroduction, l'éducation du public, la formation de professionnels, la participation communautaire et l'engagement politique (Feistner et Mallinson, 2000; Gippoliti et Carpaneto, 1997; Kelly, 1997; Snyder *et al.*, 1996).

Chapitre 4

Animal emblème: au service de la conservation

Le chapitre précédent a permis de constater que les communautés locales jouent un rôle déterminant dans la conservation, principalement par leurs actions et leur respect des ressources qui les entourent. À cela s'ajoute la collaboration de la communauté internationale pour fournir les ressources financières, techniques et humaines pour mener à terme les projets de conservation *in situ* et *ex situ*. Définir un animal emblème vise à procéder à une campagne de sensibilisation, d'éducation et de conscientisation pour encourager les gens à s'intéresser à la conservation.

La démarche de sélection d'un animal emblématique débute d'après les connaissances scientifiques, quoique la décision repose sur des observations subjectives. Les critères du chapitre 2 guident le choix d'un animal emblématique selon un ordre particulier. Tout d'abord, il faut identifier les écosystèmes sensibles à la détérioration et menacés de pertes substantielles de superficie, puisqu'ils sont une structure complexe qui englobe une riche biodiversité. Ensuite, il faut examiner les espèces endémiques ou menacées présentes dans l'écosystème concerné et vérifier lesquelles ont des rôles écologiques importants, qu'ils fassent référence à une espèce clé, parapluie ou indicatrice. Souvent, peu d'espèces correspondent à ces trois étapes promotrices qui analysent sur des bases scientifiques les espèces importantes pour la conservation de la biodiversité, autant pour leur valeur extrinsèque, par rapport aux écosystèmes colonisés, que pour leur valeur intrinsèque, selon les caractéristiques qui les distinguent. Ultérieurement, le charisme et la reconnaissance de l'emblème sont considérés, car ces notions perceptuelles permettent d'établir une espèce emblème qui garantira possiblement l'établissement d'un plan d'action pour éduquer et sensibiliser les communautés locale et internationale. Enfin, la dernière étape consiste à vérifier si l'espèce coexiste dans le

même environnement que l'humain. Les espèces menacées sont souvent confrontées aux activités anthropiques et l'animal emblème est préférablement celui accueilli positivement au sein de la communauté locale. L'ordre de ces critères optimise la stratégie dans un but de conservation de la biodiversité, mais le degré d'importance de chacun dépend de l'espèce et surtout du contexte dans lequel sa conservation est soutenue. Une espèce qui respecte tous les critères révèle un potentiel emblématique exploitable, cependant l'absence d'un ou plusieurs critères n'indique pas que l'impact d'une espèce est insignifiant, d'autant plus que cet examen n'est que l'amorce et qu'il ne certifie pas le succès des efforts de conservation.

4.1 Les ours, ambassadeurs de la conservation de la biodiversité

Actuellement, six des huit espèces d'ours dans le monde sont menacées, sans compter le risque grandissant d'extinction locale et régionale de populations (Boone *et al.*, 2003; IUCN, 2007b). La communauté internationale est interpellée pour la protection des Ursidés et doit concilier les efforts et les ententes pour la conservation des espèces; investissement nécessaire au maintien des populations d'ours, non seulement car plusieurs sont en déclin, mais également parce que les tendances futures indiquent une persistance des menaces. L'acquisition de connaissances scientifiques sur les différentes espèces, la présence d'au moins une d'entre elles sur la majorité des continents et le statut précaire global de la famille des Ursidés favorisent l'application de la stratégie des animaux emblèmes. Cette méthode de conservation des espèces et de leurs habitats sert de motivateur à la conservation de la biodiversité. De plus, plusieurs aires protégées préservent des populations d'ours et beaucoup d'individus sont sauvegardés dans des zoos à la grandeur de la planète, deux mesures distinctes de conservation. L'efficacité de la stratégie des animaux emblèmes au service de la conservation de la biodiversité est analysée par rapport aux statuts emblématiques particuliers de trois espèces d'ours. L'étude se base sur les critères de sélection qui sont résumés pour chaque espèce dans le tableau 4.1.

Tableau 4.1 Synthèse des critères pour la sélection de trois espèces emblématiques de la famille des Ursidés

Espèces d'Ursidés	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	Panda (<i>Ailuropoda melanoleuca</i>)	Ours européen (<i>Ursus arctos arctos</i>)
Catégorie de conservation de la biodiversité	Écosystémique Spécifique	Spécifique Écosystémique Génétique	Génétique Écosystémique
Critère 1 Répartition géographique	Endémique Habitat: Circumpolaire (Stirling et Parkinson, 2006)	Endémique Habitat: Forêts de bambous (Taylor et Zisheng, 1993)	Espèce non endémique Habitat: Variété d'habitats, forêts mixtes aux forêts de montagne (Youth, 1999)
Critère 2 Statut (IUCN, 2007c)	Vulnérable VU A3c	En danger EN B1+2c, C2a	Commun LR/lc
Critère 3 Rôles écologiques	Prédateur terrestre principal de la chaîne trophique (Bowen, 1997)	Herbivore strict (relation étroite avec le bambou (<i>Bambusa spp.</i>)) Aucun rôle essentiel répertorié (Carter <i>et al.</i> , 1999)	Pyrénées – Aucun dysfonctionnement majeur observé dans l'écosystème Habitat très anthropisé (Naves <i>et al.</i> , 2003)
Critère 4 Charisme et reconnaissance	Animal charismatique de l'Arctique, Symbole international de la lutte contre les changements climatiques	Emblème de la WWF (World Wildlife Fund), Symbole international de la nature et des espèces menacées	Grand mammifère connu Faible intérêt mondial pour la population des Pyrénées
Critère 5 Relation avec l'humain	Espèce chassée par les autochtones Isolement: restreint les interactions et le sentiment de danger (Stirling et Parkinson, 2006)	Conflits territoriaux avec l'humain Incitatifs financiers inadéquats (Kontoleon et Swanson, 2003)	Conflits avec les activités anthropiques Heurt de deux écoles de pensée (Mustoni <i>et al.</i> , 2003)
Efforts de conservation	Conservation <i>ex situ</i>	Conservation <i>ex situ</i> Reproduction/Réintroduction Conservation <i>in situ</i>	Réintroduction (transfert d'individus) Conservation <i>in situ</i>

4.1.1 Le cas de l'ours blanc (*Ursus maritimus*)

L'emblème de l'ours blanc est de plus en plus populaire et renvoie surtout à l'écosystème dans lequel il vit: l'Arctique. Sa conservation n'est pas simple et aucune méthode directe n'a le pouvoir de sauvegarder à long terme ses populations et son habitat. La restriction de la chasse à l'ours peut se faire via la conservation *in situ* et des principes de gestions stricts, mais les autres menaces n'en sont pas moins présentes, dont l'accumulation de polluants chimiques dans les tissus des ours et les changements climatiques (Derocher *et al.*, 2004). Ces derniers engendrent la perte du couvert de glace, substrat utilisé par l'ours pour chasser les phoques (Tynan et DeMaster, 1997). La conservation *ex situ*, quant à elle, n'est pas un moyen de recréer des populations viables pour une éventuelle réintroduction. L'espace typique réservé aux ours en captivité est un million de fois plus petit que la taille minimale de leur domaine vital, ce qui engendre des modifications comportementales qui compliquent les chances d'accouplement, ainsi qu'une mortalité infantile très élevée, soit plus de 50 % des naissances (Clubb et Mason, 2003).

L'alternative pour conserver les populations d'ours blancs à long terme est d'éduquer le public, voire la vocation principale à laquelle devrait s'attarder les zoos. Si les menaces indirectes se poursuivent, ni l'ours, ni son environnement immédiat ne pourront être protégés. Il faut sensibiliser les gens aux conséquences de leur surconsommation, les changements climatiques résultant en partie des émissions de gaz à effet de serre produites notamment par les pays développés. La conscientisation de la population mondiale doit être soulevée et l'un des moyens est l'utilisation d'un animal emblème. L'important est de ne pas leurrer la communauté internationale sur l'état des populations d'ours blancs. L'UICN a classifié la population du Groenland comme en déclin, mais pour les autres, les risques de déclin ne sont que potentiels, d'autant plus que ce ne sont pas toutes les populations qui diminuent (Wilg, 2005). L'augmentation de la variabilité climatique saisonnière modifie le comportement des ours et complique la présentation d'un diagnostic sur l'état des populations. Les autochtones

observent une augmentation des effectifs près des zones habitées résultant de modifications de l'habitat mais en contrepartie, l'absence de glace raréfie la présence d'ours en automne, ce qui écourte la période de chasse, source de revenus et d'emplois pour les populations locales (Berkes et Jolly, 2001; Stirling et Parkinson, 2006). Les recherches scientifiques se poursuivent pour étudier l'état des populations d'ours blancs et la divulgation de résultats préliminaires doit être diffusée prudemment, car bien que l'ours blanc ne soit pas une des espèces animales les plus menacées de la planète, un public peu informé peut supposer que l'espèce est en voie d'extinction (Tynan et DeMaster, 1997).

Le problème actuel criant n'est pas en soi la disparition de l'ours, mais les changements climatiques et la multitude de conséquences qui découlent de ce phénomène. Puisque des signes évidents s'observent déjà en Arctique, l'ours blanc s'associe facilement aux perturbations météorologiques et représente l'emblème de la lutte contre les changements climatiques. L'ours blanc aide à soutenir des campagnes de financement et de sensibilisation, il suffit de demeurer critique sur l'avenir des populations et de discuter des résultats concrets existants avec le public. Malgré le respect de la majorité des critères, le statut emblématique de l'ours blanc n'est pas garanti puisque l'état de ses populations à long terme est fortuit. Ce constat ouvre la possibilité de cibler d'autres animaux emblèmes pour refléter les changements climatiques, symboles qui pourraient être plus propices à la réalisation d'actions à plus petite échelle, mais tout aussi essentielles.

4.1.2 Le cas du panda (*Ailuropoda melanoleuca*)

L'habitat du panda abrite une population humaine élevée reliée à une croissance économique rapide qui entraîne des pressions extrêmes sur l'écosystème. L'exploitation forestière non durable est la plus grande menace et amène des conflits entre le développement économique local et la conservation du panda, conflit également présent chez les agriculteurs dont les cultures sont empiétées par l'animal. Cette concurrence pour le territoire requiert des mesures

compensatoires pour les locaux. Les premières mesures financières instaurées n'ont toutefois pas eu les résultats escomptés, puisqu'insuffisantes et peu incitatives, elles ont mené à l'hostilité entre les parties (Kontoleon et Swanson, 2003). Le succès de la conservation *in situ* du panda se base sur la motivation des communautés locales à préserver les réserves d'eau situées à l'intérieur de son habitat, mais il repose surtout sur l'aspect charismatique du panda qui attire la communauté mondiale à donner des fonds pour sa conservation. Ce regard extérieur encourage aussi le gouvernement chinois à améliorer les politiques de conservation et à décentraliser certains pouvoirs pour une meilleure protection de l'habitat du panda, les forêts de bambous. La préservation des populations naturelles de pandas dépend de son statut emblématique, alors que sa valeur charismatique diminuée pourrait faire chuter sa conservation *in situ* jusqu'à une probabilité nulle de survie (Kontoleon et Swanson, 2003).

La préservation de l'habitat du panda représente une réelle victoire, car d'autres espèces endémiques et une riche biodiversité sont simultanément protégées. Plusieurs réserves naturelles sont établies en Chine pour la protection du panda et l'expansion de ses populations est aussi favorisée par des programmes de reproduction en captivité (Peng *et al.*, 2007). Les gestionnaires de sites de conservation *ex situ* s'engagent à réaliser des programmes de reproduction en captivité et à investir dans le développement de projets de conservation *in situ* en Chine (Dudley, 2002). Cependant, la reproduction en captivité est peu efficace, car la majorité des zoos offrent en deçà de l'aire minimale requise par le panda, ce qui hypothèque ses activités reproductrices, d'autant plus que polygame, le nombre restreint d'individus dans un même enclos réduit les possibilités d'accouplement (Boone *et al.*, 2003; Peng *et al.*, 2007; Zhi *et al.*, 2000). Présentement, la reproduction en nature s'avère suffisante pour éviter un déclin de l'espèce, les effectifs de quelques populations étant stabilisées et d'autres en légère augmentation grâce à la protection de l'habitat et la diminution du braconnage (Zhi *et al.*, 2000). Les zoos compétitionnent pour acquérir un panda, le divertissement étant l'élément majeur qui incite les promoteurs à s'en procurer un. Actuellement, près de 20 % des pandas se retrouvent en captivité, ce qui suppose que les efforts de conservation *ex situ* sont

probablement trop importants en comparaison à ceux dédiés à la conservation des populations sauvages. Les activités issues du charisme de l'espèce ne devraient pas négliger les objectifs de la conservation de la biodiversité. Les desseins prépondérants de la conservation *ex situ* sont la récolte de fonds, ainsi que l'éducation et la conscientisation des visiteurs. Enseigner au public que la conservation *ex situ* n'est pas une fin en soi et que la présence d'individus dans les zoos ne signifie pas la sauvegarde de l'espèce est essentiel (Harris, 2007). L'essor du tourisme écologique en Chine menace les populations naturelles de pandas, l'interdiction du retrait d'individus en nature pour le transfert en milieu *ex situ* n'étant pas respectée (Yiming *et al.*, 2003). Les politiques nationales doivent décourager les fautifs, car la perte de juvéniles élimine l'accroissement des populations naturelles. Les efforts *in situ* ne sont pas suffisants comparativement à la conservation *ex situ*, qui entretient surtout l'aspect symbolique de l'animal comme objet de marketing pour soutirer du financement (Carter *et al.*, 1999; Kontoleon et Swanson, 2002).

L'emblème du panda est ancré dans l'esprit des gens et sert en quelque sorte de modèle pour déterminer les aspects positifs et négatifs de la stratégie. Le panda est reconnu mondialement, il est le symbole du Fonds Mondial de la Nature (WWF) et encourage les gens à s'impliquer pour la conservation d'espèces menacées. Le panda est l'espèce d'ours la plus en danger et son statut emblématique permet la poursuite d'actions de conservation qui doivent particulièrement être axées sur la protection de son habitat. Au commencement du plan de rétablissement du panda, son aspect charismatique a rapidement enclenché le financement et les projets, erreur fondamentale puisqu'au préalable, les menaces auxquelles faisait face le panda ont été mal cernées (Zhi *et al.*, 2000). Avant de lancer des campagnes promotionnelles et les programmes de conservation, les scientifiques doivent approfondir les connaissances sur l'espèce et savoir dans quelles directions concentrer les actions. Aujourd'hui, la solution pour la conservation du panda est plutôt d'ordre socio-économique que d'ordre scientifique et les conclusions tirées de cette expérience permettent d'éviter de futures complications lors de l'identification d'un animal emblème à des fins de conservation globale (Zhi *et al.*, 2000).

4.1.3 Le cas de l'ours européen (*Ursus arctos arctos*) – Population des Pyrénées

Le potentiel emblématique de l'ours brun européen est principalement observé dans la région des Pyrénées, où un programme de réintroduction favorise le rétablissement de cette population. L'humain a conquis le territoire et a transformé le paysage de cette région, ce qui complique les efforts de réintroduction et rend la cohabitation vaine, les interactions avec l'humain étant problématiques. La réintroduction des ours en milieux fragmentés et isolés augmente les chances de conflits avec l'humain, car l'animal se dirige vers les jardins et les plantations à la recherche de nourriture (Fredriksson, 2005). L'attaque du bétail par les ours exige une compensation financière rapide et adéquate appliquée rigoureusement pour éviter une attitude hostile des fermiers (Mustoni *et al.*, 2003). Économiquement et numériquement, les dommages les plus importants sont pour les apiculteurs, les ruches se situant dans les habitats préférés des ours (Mustoni *et al.*, 2003). Le problème principal de la réintroduction de cet animal est le manque de site disponible, c'est-à-dire un habitat avec peu ou pas d'humains pour limiter les interactions (Fredriksson, 2005).

Le charisme de l'ours brun peut amener un impact positif sur la conservation de plusieurs habitats naturels et semi-naturels et favoriser la conservation d'un grand nombre d'espèces de montagnes, des zones de végétation subalpines et alpines. Or, la population d'ours des Pyrénées à titre d'emblème est plus ou moins favorable, car elle ne comble pas les exigences pour assurer la conservation de la biodiversité. Dans les Pyrénées, l'ours brun n'est pas un emblème uniquement pour la conservation spécifique, car cette espèce n'est pas en danger à l'échelle internationale. L'objectif de la sauvegarde de cette population particulière peut être de nature génétique, mais trop peu d'individus de la population souche sont présents pour tenter de rétablir une population viable à long terme avec le pool de gènes véritable. Pour la conservation écosystémique, l'ours semble aussi inapproprié dans ce cas. Le paysage dans les Pyrénées, morcelé et transformé par la présence humaine, rend les interactions évidentes et entraîne beaucoup de désaccords. Pour favoriser une cohabitation harmonieuse, des règles

s'imposent: éviter de jeter des déchets en zone forestière, ne pas laisser les poubelles ouvertes en zone urbaine et ne pas créer de sites artificiels d'alimentation. Le non-respect de ces mesures décuple le nombre de fervents opposants à la réintroduction de l'ours (Mustoni *et al.*, 2003).

Une lacune au projet de réintroduction est le manque d'éducation des populations locales. Les nombreux conflits avec les humains jouent en défaveur des ours bruns et créent de la méfiance entre les parties. Les gens n'étant pas ralliés à une même cause, le projet a plus de chances d'échouer en comparaison à un projet où tout le monde progresse dans une même direction. La restauration de populations de grands carnivores amène fréquemment des ajustements relatifs aux réactions variables des populations locales (Chapron *et al.*, 2003). L'emblème de l'ours européen des Pyrénées n'est pas futile et aurait pu être une bonne stratégie en axant sur sa multidisciplinarité pour regrouper les biologistes, les économistes et les sociologues. Outre son aspect charismatique, la réintroduction de l'ours brun aurait pu être valorisée par l'accroissement du tourisme local relié, favorisant la disponibilité de dispositifs pour limiter les attaques et la réalisation de campagnes de relation publique avec des informations claires et accessibles pour créer une attitude positive à l'égard des ours (Chapron *et al.*, 2003; Good, 2003; Mauz, 2006). Cependant, l'énergie, le temps et les ressources humaines et financières dans le programme actuel de réintroduction de la population de l'ours européen dans les Pyrénées auraient pu être investis dans des projets détenant plus de chances de réussite en considérant tous les facteurs qui interfèrent dans celui-ci.

4.2 Position contemporaine de la stratégie des animaux emblèmes

Les espèces emblèmes ont la capacité d'attirer l'attention du public et celle des communautés locales. Elles saisissent l'intérêt de personnes qui redoutent la complexité de concepts écologiques, tels les écosystèmes, et leur octroient la possibilité d'agir et de s'impliquer pour

la conservation. Si la stratégie est appliquée efficacement, les habitants locaux sont sollicités pour protéger l'habitat de l'espèce et pour respecter les lois, actions qui renforcent la conservation *in situ*. En retour, la conservation *in situ* influence les communautés locales via l'éducation qu'engendrent les perspectives de protection des espèces végétales et animales et via les touristes, qui charmés par l'attrait d'une espèce emblématique, augmentent les possibilités d'améliorer la qualité de vie des peuples et d'accroître leur développement. La communauté internationale, quant à elle, participe à la conservation *in situ* grâce aux dons amassés pour protéger un animal emblème qui servent en partie à la création de nouvelles aires protégées. D'importantes sommes d'argent proviennent aussi de la fréquentation des zoos, milieu propice à exposer un animal emblématique pour sensibiliser et éduquer les visiteurs sur l'importance de la conservation. La conservation *ex situ* sauvegarde un nombre défini d'individus, mais elle valorise également la conservation *in situ* grâce aux programmes de réintroduction d'une espèce menacée d'extinction ou d'une espèce disparue d'un secteur. Une espèce emblématique est un pivot à la conservation de la biodiversité, puisqu'elle articule différentes méthodes de conservation des espèces et des habitats autour de divers acteurs, chaque parti récoltant des gains respectifs. Dissocier la dimension humaine de la conservation de la biodiversité est infructueux, car le succès des programmes découle entre autres de la participation globale qui prend souvent naissance lorsqu'il existe des bénéficiaires d'associés. Un animal emblème est un symbole rassembleur et peut faire la différence pour la conservation des espèces et celle des écosystèmes. Valoriser le potentiel d'une espèce emblème menacée, c'est aussi illustrer les menaces auxquelles elle fait face, menaces souvent partagées par d'autres espèces. Enseigner de nouvelles connaissances aux communautés locale, nationale et internationale renforce la compréhension sur les enjeux globaux de la conservation et est un point tournant pour l'engagement collectif.

La perte de populations animales et la croissance du risque d'extinction des espèces exigent une amélioration et une réorientation du développement humain et la stratégie des animaux emblèmes doit se libeller comme ambassadrice à la conservation de la biodiversité. La

stratégie doit détenir une vision qui englobe les avenues possibles de la conservation, soit génétique, spécifique et écosystémique, la réussite de projets réunissant ces trois échelles étant une réussite pour la conservation globale de la biodiversité. Les trois espèces d'Ursidés présentées montrent que la stratégie des animaux emblèmes n'est pas infaillible, mais qu'elle demeure un atout. Elle requiert la prudence et avant sa mise en œuvre, la réalisation d'un plan pragmatique sur la façon de l'appliquer diminue les inconvénients subséquents. Utiliser les critères de sélection pour déterminer l'animal emblématique le plus performant est à privilégier. Si l'un ou l'autre des critères n'est pas respecté, cela permet d'évaluer si son absence entravera ou non le succès de la stratégie, cette démarche initiale mettant en perspective les retombées attendues (Dietz *et al.*, 1993).

Pour maximiser l'impact de la stratégie, il faut la situer dans une démarche scientifique pour la conservation et déterminer comment elle collabore à promouvoir des actions visant à maintenir l'intégrité écologique. Dans l'optique où la survie de l'animal emblème dépend étroitement de la participation des gens, il faut renforcer l'idée de rentabilité des actions pour le maintien actuel de l'exploitation des ressources et du développement, c'est-à-dire associer la protection de l'espèce à la préservation des biens et services pour les générations futures (Kaimowitz et Sheil, 2007). L'implantation de la CDB se heurte à divers problèmes, tels les pressions de la croissance économique, l'inefficacité du système législatif, les traditions, le manque de participation du public et les relations internationales; obstacles en partie maîtrisés par l'application efficace et réfléchie de la stratégie des animaux emblèmes. La conservation de la biodiversité réunit des valeurs culturelles et des connaissances scientifiques et demande le pluralisme des stratégies et des approches (Jepson et Canney, 2001). Pour rehausser les bénéfices de la stratégie des animaux emblèmes, il faut investir dans une combinaison de projets de conservation pour préserver d'autres espèces et dans des programmes éducationnels (Simberloff, 1998). Que ce soit pour la conservation *in situ* ou *ex situ*, cette stratégie reflète l'importance du charisme des espèces pour l'apport de gains financiers destinés à des projets de conservation (Gippoliti et Amori, 2007; White *et al.*, 2001). En somme, la stratégie par

animal emblème n'entre pas nécessairement en conflit avec les objectifs des approches écosystémiques, car elle amène de nombreux bénéfices pour la conservation de l'habitat, clarifie les principes de conservation au public en ne ciblant qu'une seule espèce et améliore la compréhension générale des écosystèmes et de la biodiversité globale (White *et al.*, 2001). L'arrivée d'un consensus final sur la stratégie à employer pour la conservation de la biodiversité n'est pas prioritaire, un amalgame de solutions et de plans d'action étant favorable pour parvenir à des résultats satisfaisants.

Conclusion

La Convention sur la Diversité Biologique révèle un constat inquiétant sur la perte de la biodiversité et présente une motion pour limiter la disparition de populations animales et pour réduire le nombre d'espèces menacées. Un des groupes ciblés est celui des mammifères, principalement les grandes espèces dont les caractéristiques évolutives et écologiques les rendent vulnérables aux perturbations anthropiques. Leur présence est profitable à l'être humain et plusieurs espèces ont des rôles déterminants dans le fonctionnement des écosystèmes. Pour poursuivre l'objectif principal de la CDB, qui recommande de déployer les efforts nécessaires à la conservation de la biodiversité, un des outils pour la protection des mammifères est l'adoption de l'approche par animal emblématique. Cette approche est principalement fondée sur l'attention du public auprès d'une espèce charismatique qui permet de récolter des fonds dirigés par la suite vers des actions de conservation. Une espèce emblématique promeut la conservation *in situ* et *ex situ*, deux méthodes qui engendrent respectivement la protection de l'habitat et des populations naturelles et la garde en captivité de l'espèce pour la réintroduction éventuelle d'individus en vue de restaurer les populations.

La valeur d'un animal emblème ne se détermine pas seulement par la perception des gens, mais aussi par des critères scientifiques qui orientent le choix vers un animal prédisposé à obtenir un impact positif sur la conservation globale de la biodiversité. Cet impact peut s'illustrer soit par la présence d'une espèce dans un milieu requérant une protection maximale ou soit par les rôles écologiques qu'elle joue au sein de l'écosystème et qui menacent de disparaître en cas de l'extinction de celle-ci. L'objectif de la stratégie, en regard à l'époque actuelle, est de sélectionner un animal emblème non pas sur une base strictement spécifique, mais aussi selon une démarche globale qui rassemble plusieurs approches de conservation, telle l'approche écosystémique. En conditions favorables, les espèces emblématiques sont un investissement pour la conservation de la biodiversité et encouragent le public et les

communautés locales à s'impliquer, situation parfois difficile par manque d'éducation ou de sensibilisation aux menaces et au danger de perte du capital biologique.

Le nombre d'espèces menacées se multipliera au cours des prochaines années. Il faudra demeurer critique quant au potentiel des espèces emblèmes et restreindre le choix des symboles de conservation, puisque la force de cette stratégie réside dans l'originalité de la démarche. Que ce soit l'ours blanc, le panda ou l'ours brun européen, chacun prône une dimension de la conservation qui leur est propre. Ils sont inscrits en tant que symbole unique ou du moins, avec une particularité qui renouvelle l'approche. Malgré que ces trois espèces relèvent de la même stratégie, leur portée n'est pas la même. Leurs dissimilitudes renvoient à des actions de conservation différentes, avec une réussite plus ou moins certaine dans l'avenir.

Les meilleurs emblèmes futurs ne seront pas ceux centrés sur l'attachement de la communauté internationale, mais seront les espèces menacées qui interpellent suffisamment les populations locales. Elles conduiront vers un changement tout aussi radical, mais en évitant l'abus de marketing ou la surexposition des emblèmes qui mène les gens blasés à ne plus s'investir dans les causes de conservation de la biodiversité. Des espèces moins charismatiques que les grands mammifères peuvent être protégées selon la stratégie des animaux emblèmes. Des peuples aux préférences distinctes de celle du public en général élargissent les perspectives de la stratégie qui peut être appliquée à des invertébrés et à des vertébrés autres que les grands mammifères. Les espèces qui requièrent moins de financement sont principalement un atout pour les pays avec peu de moyens et privilégient les actions à petite échelle.

Les discours sur la conservation se modernisent, mais plusieurs vulgarisateurs sensibilisent toujours les gens en misant sur le potentiel emblématique des animaux. Ils projettent l'illustration des mêmes espèces qui défile depuis des décennies. Malgré les processus évolutifs naturels que dévoile la diversité du monde animal, les propos d'aujourd'hui transparaissent le rythme effréné du développement humain: « conservons la biodiversité ».

Liste des références

- Amori, G., et Gippoliti, S. (2000). What do mammalogists want to save? Ten years of mammalian conservation biology. *Biodiversity and Conservation* 9, 785-793.
- Andresen, E. (2000). Ecological roles of mammals: the case of seed dispersal. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 11-25.
- Aparte, J. A. A. (2007). Biodiversity Conservation: Not-So-Hot Hotspots. http://diwa.ph/global/UserFiles/Files/1196749428692bb2732_hotspot.pdf. 14 février 2008.
- ASM (American Society of Mammalogists). (1997). Why Species Become Threatened or Endangered: A Mammalogist's Perspective. <http://www.mammalsociety.org/committees/comconslanmammals/whyendangered.pdf>. 28 novembre 2007.
- Austin, J. D. (2004). *Ex situ* conservation and translocations in species recovery: toward a national policy and guidelines for Canada. Canadian Wildlife Service. (Canada: Environment Canada).
- Balmford, A. (2000). Priorities for captive breeding – which mammals should board the ark? In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 291-307.

- Balmford, A., Leader-Williams, N., et Green, M. J. B. (1995). Parks or arks: where to conserve threatened mammals? *Biodiversity and Conservation* 4, 595-607.
- Balmford, A., Mace, G. M., et Leader-Williams, N. (1996). Designing the Ark: Setting Priorities for Captive Breeding. *Conservation Biology* 10, 719-727.
- Barney, E. C., Mintzes, J. J., et Yen, C-F. (2005). Assessing Knowledge, Attitudes, and Behavior Toward Charismatic Megafauna: The Case of Dolphins. *The Journal of Environmental Education* 36, 41-55.
- Bekolo, B. (2004). Proposition d'une stratégie de gestion *ex situ* des spécimens d'animaux sauvages confisqués. Mémoire de diplôme d'études spécialisées, Université de Liège, Communauté française de Belgique.
- Berger, J. (1997). Population Constraints Associated with the Use of Black Rhinos as an Umbrella Species for Desert Herbivores. *Conservation Biology* 11, 69-78.
- Berkes, F., et Jolly, D. (2001). Adapting to Climate Change: Social-Ecological Resilience in a Canadian Western Arctic Community. *Conservation Ecology* 5. <http://www.ecologyandsociety.org/vol5/iss2/art18/>. 18 février 2008.
- Blake, S., et Hedges, S. (2004). Sinking the Flagship: the Case of Forest Elephants in Asia and Africa. *Conservation Biology* 18, 1191-1202.
- Bleher, B., et Böhning-Gaese, K. (2001). Consequences of frugivore diversity for seed dispersal, seedling establishment and the spatial pattern of seedlings and trees. *Oecologia* 129, 385-394.

- Bodmer, R. E. (2000). Integrating hunting and protected areas in the Amazon. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 277-290.
- Bonn, A., Rodrigues, A. S. L., et Gaston, K. J. (2002). Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecology Letters* 5, 733-741.
- Boone, W. R., Richardson, M. E., et Greer, J. A. (2003). Breeding behavior of the American black bear *Ursus americanus*. *Theriogenology* 60, 289-297.
- Bowen, W. D. (1997). Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 158, 267-274.
- Bowen-Jones, E., et Entwistle, A. (2002). Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts. *Oryx* 36, 189-195.
- Bright, P. W., et Morris, P. A. (2000). Rare mammals, research and realpolitik: priorities for biodiversity and ecology? In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 141-155.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin G., et Hilton-Taylor C. (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology* 16, 909-923.

- Cardillo, M., et Bromham, L. (2001). Body Size and Risk of Extinction in Australian Mammals. *Conservation Biology* 15, 1435-1440.
- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., et Purvis, A. (2005). Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science* 309, 1239-1241.
- Caro, T., Engilis Jr., A., Fitzherbert, E., et Gardner, T. (2004). Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation* 7, 63-70.
- Caro, T. M., Rejmánek, M., et Pelkey, N. (2000). Which mammals benefit from protection in East Africa? In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 221-238.
- Carter, J., Ackleh, A. S., Leonard, B. P., et Wang, H. (1999). Giant panda (*Ailuropoda melanoleuca*) population dynamics and bamboo (subfamily *Bambusoideae*) life history: a structured population approach to examining carrying capacity when the prey are semelparous. *Ecological Modelling* 123, 207-223.
- Ceballos, G., et Ehrlich, P. R. (2002). Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science* 296, 904-907.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Soberón, J., Salazar, I., et Fay, J. P. (2005). Global Mammal Conservation: What Must We Manage? *Science* 309, 603-607.

- CEPF (Critical Ecosystem Partnership Fund). (2001). Atlantic Forest Biodiversity Hotspot. http://www.cepf.net/ImageCache/cepf/content/pdfs/final_2eatlanticforest_2eep_2epdf/v1/final.atlanticforest.ep.pdf. 17 décembre 2006.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack M. C., et Díaz. S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Chapron, G., Quenette, P-Y., Legendre, S., et Clobert, J. (2003). Which future for the French Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) population? An approach using stage-structured deterministic and stochastic models. *Comptes Rendues Biologies* 326, S174-S182.
- Clubb, R., et Mason, G. (2003). Captivity effects on wide-ranging carnivores. *Nature* 425, 473-474.
- Cofré, H., et Marquet, P. A. (1999). Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation* 88, 53-68.
- Conway, W. (1995). Wild and zoo animal interactive management an habitat conservation. *Biodiversity and Conservation* 4, 573-594.
- Costa, L., P., Leite, Y. L. R., Mendes, S. L., et Ditchfield, A. D. (2005). Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19, 672-679.
- Costa-Lima, M. L. (2004). A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em Pernambuco. Caderno n°12. <http://www.cprh.pe.gov.br/rbma/downloads/CadernosRB/n12.pdf>. 21 décembre 2006.

- Criswell, A. R., et Galbreath, G. J. (2005). Behavioral persistence in captive bears: a critique. *Ursus* 16, 268-273.
- Derocher, A. E., Lunn, N. J., et Stirling, I. (2004). Polar Bears in a Warming Climate. *Integrative & Comparative Biology* 44, 163-176.
- Dietz, J. M., Dietz, L. A. et Nagagata, E. Y. (1993). The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. In *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*, G. Mace, P. Olney et A. Feistner, eds. (London: Chapman & Hall), pp. 32-49.
- Dirzo, R., et Mendoza, E. (2007). Size-Related Differential Seed Predation in a Heavily Defaunated Neotropical Rain Forest. *Biotropica* 39, 355-362.
- Dirzo, R., et Miranda, A. (1990). Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function and Diversity – A Sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4, 444-447.
- Dudley, J. P. (2002). Issues and Priorities for Mammal Conservation. *Conservation Biology* 16, 1169-1171.
- Ebenhard, T. (1995). Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction. *TREE* 10, 438-443.
- Entwistle, A. C., et Dunstone, N. (2000). Future priorities for mammalian conservation. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 379-387.

- Entwistle, A. C., Mickleburgh, S., et Dunstone, N. (2000). Mammal conservation: current contexts and opportunities. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 1-7.
- Entwistle, A. C., et Stephenson, P. J. (2000). Small mammals and the conservation agenda. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 119-139.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Meritt Jr., D., Montiel, S., et Curiel, D. (1993). Patterns of frugivores species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108, 245-257.
- Feistner, A. T. C., et Carroll, J. B. (1993). Breeding aye-ayes: and aid to preserving biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 2, 283-289.
- Feistner, A. T. C., et Mallinson, J. J. C. (2000). A recipe for species conservation: multidisciplinary ingredients. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 309-323.
- Feldhamer, G., Whittaker, J., Monty, A-M., et Weickert, C. (2002). Charismatic Mammalian Megafauna: Public Empathy and Marketing Strategy. *Journal of Popular Culture* 36, 160-167.

- Fredricksson, G. J. (2005). Conservation Threats Facing Sun Bears, *Helarctos malayanus*, in Indonesia and Experiences with Sun Bear Reintroductions in East Kalimantan, Indonesia. In Rehabilitation and release of bears, L. Kolter, et J. Van Dijk, eds. (Köln: Zoologischer Garten Köln), pp. 35-42.
- Fuentes, M. (2000). Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Tree* 15, 487-488.
- Fuller, E. (2004). *The Dodo: Extinction in Paradise*. (Boston, Bunker Hill Publishing).
- Galindo-González, J., Guevara, S., et Sosa, V. J. (2000). Bat- and Bird-Generated Seed Rains at Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rainforest. *Conservation Biology* 14, 1693-1703.
- Gaston, K. J. (2005). Biodiversity and extinction: species and people. *Progress in Physical Geography* 29, 239-247.
- Genton, B. (2005). Intérêt d'une approche évolutive pour l'étude des invasions biologiques. http://pastel.paristech.org/1764/01/GENTON_Benjamin.pdf. 15 novembre 2007.
- Gippoliti, S., et Amori, G. (1998). Rodent Conservation Zoos, and the Importance of the "Common Species". *Zoo Biology* 17, 263-265.
- Gippoliti, S., et Amori, G. (2007). Beyond threatened species and reintroduction: establishing priorities for conservation and breeding programmes for European rodents in zoos. *International Zoo Yearbook* 41, 194-202.

- Gippoliti, S., et Carpaneto, G. M. (1997). Captive Breeding, Zoos, and Good Sense. *Conservation Biology* 11, 806-807.
- Glen, A. S., et Dickman, C. R. (2005). Complex interactions among mammalian carnivores in Australia, and their implications for wildlife management. *Biological Reviews* 80, 387-401.
- Glen, A. S., Dickman, C. R. Soulé, M. E., et Mackey, B. G. (2007). Evaluating the role of the dingo as a trophic regulator in Australian ecosystems. *Austral Ecology* 32, 492-501.
- Good, S. (2003). Safety in Bear Country – Integrating Zoo Education Programs and Bear Management. *International Bear News* 12, 16.
- Goodwin, H. J., et Leader-Williams, N. (2000). Tourism and protected areas – distorting conservation priorities towards charismatic megafauna? *In: A. C. Entwistle, and N. Dunstone (eds.), Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity. Has the Panda had its day?*, Cambridge University Press, pp. 257-275.
- Hanks, J. (2000). The role of Transfrontier Conservation Areas in southern Africa in the conservation of mammalian biodiversity. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 239-256.
- Harris, R. B. (2007). *Wildlife Conservation in China: Preserving the Habitat of China's Wild West*. (New-York: An East Gate Book).

Harris, S., McLaren, G., Morris, M., Morris, P. A., et Yalden, D. (2000). Abundance/mass relationships as a quantified basis for establishing mammal conservation priorities. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 101-117.

Hussain, S. (2003). The status of the snow leopard in Pakistan and its conflict with local farmers. *Oryx* 37, 26-33.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2007a). Table 1: Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996-2007). http://www.iucnredlist.org/info/2007RL_Stats_Table%201.pdf. 25 mars 2008.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2007b). Seventy-five percent of bear species threatened with extinction. <http://cms.iucn.org/where/asia/index.cfm?uNewsID=75>. 27 mars 2008.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2007c). The IUCN Red List of Threatened Species. Search the Red List. <http://www.iucnredlist.org/search/search-expert?kingname=ANIMALIA&phynome=CHORDATA&claname=MAMMALIA&ordname=CARNIVORA&famname=URSIDAE>. 26 mars 2008.

Jepson, P., et Canney, S. (2001). Biodiversity hotspots: hot for what? *Global Ecology & Biogeography* 10, 225-227.

Johnson, C. N., et Wroe, S. (2003). Causes of extinction of vertebrates during the Holocene of mainland Australia: arrival of the dingo, or human impact? *The Holocene* 13, 941-948.

- Kaimowitz, D., et Sheil, D. (2007). Conserving What and for Whom? Why Conservation Should Help Meet Basic Human Needs in the Tropics. *Biotropica* 39, 567-574.
- Kareiva, P., et Marvier, M. (2003). Conserving Biodiversity Coldspots. *American Scientist* 91, 344-351.
- Kelly, J. D. (1997). Effective conservation in the twenty-first century: the need to be more than a zoo. One organization's approach. *International Zoo Yearbook* 35, 1-14.
- Kerr, J. T. (1997). Species Richness, Endemism, and the Choice of Areas for Conservation. *Conservation Biology* 11, 1094-1100.
- Kerr, J. T., et Currie, D. J. (1995). Effects of Human Activity on Global Extinction Risk. *Conservation Biology* 9, 1528-1538.
- Kleiman, D. G., et Mallinson, J. J. C. (1998). Recovery and Management Committees for Lion Tamarins: Partnerships in Conservation Planning and Implementation. *Conservation Biology* 12, 27-38.
- Kontoleon, A., et Swanson, T. (2003). The Willingness to Pay for Property Rights for Giant Panda: Can a Charismatic Species Be an Instrument for Nature Conservation? *Land Economics* 79, 483-499.
- Kunz, T. H., et Racey, P. A. (1998). *Bat Biology and Conservation*. (Washington and London: Smithsonian Institution Press).
- Lambeck, R. J. (1997). Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* 11, 849-856.

- Lapenta, M. J., de Oliveira, P. P., Kierluff, M. C. M., et Motta-Junior, J. C. (2003). Fruit exploitation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ – Brazil. *Mammalia* 67, 41-46.
- Leader-Williams, N., et Dublin, H. T. (2000). Charismatic megafauna as ‘Flagship species’. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 53-81.
- Lemelin, R. H., et Smale, B. J. A. (2005). Wildlife viewer archetypes: are they all ecotourists? *Proceedings from the 11th Canadian Congress on Leisure Research*. <http://www.lin.ca/Uploads/cclr11/CCLR11-79.pdf>. 11 février 2008.
- Lindsey, P. A., Alexander, R. R., du Toit, J. T., et Mills, M. G. L. (2005). The potential contribution of ecotourism to African wild dog *Lycaon pictus* conservation in South Africa. *Biological Conservation* 123, 339-348.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E., et Andersen, R. (2000). Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity and Conservation* 9, 857-868.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E., et Anderson, R. (2001). Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation* 4, 345-349.
- Lipsey, M. K., et Child, M. F. (2007). Combining the Fields of Reintroduction Biology and Restoration Ecology. *Conservation Biology* 21, 1387-1390.

- Lopez, J. E., et Vaughan, C. (2004). Observations on the role of frugivorous bats as seed dispersers in Costa Rican secondary humid forests. *Acta Chiropterologica* 6, 111-119.
- Loveridge, A. J., Searle, A. W., Murindagomo, F., et Macdonald, D. W. (2007). The impact of sport-hunting on the population dynamics of an African lion population in a protected area. *Biological Conservation* 134, 548-558.
- MacDonald, D. W., Mace, G. M., et Rushton, S. (2000). British mammals: is there a radical future? In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 175-205.
- Mace, G. M., et Balmford, A. (2000). Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 27-52.
- Mace, G. M., et Lande, R. (1991). Assessing Extinction Threats: Toward a Reevaluation of IUNC Threatened Species Categories. *Conservation Biology* 5, 148-157.
- MacKinnon, K. (2000). Never say die: fighting species extinction. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 335-353.
- Maron, J. L., et Vilà, M. (2001). When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos* 95, 361-373.

- Martin, M. O. (1995). Biological conservation strategies: optimizing *in situ* and *ex situ* approaches. *TREE* 10, 227-228.
- Maunder, M., et Byers, O. (2005). The IUNC Technical Guidelines on the Management of *Ex situ* Populations for Conservation: reflecting major changes in the application of *ex situ* conservation. *Oryx* 39, 95-98.
- Mauz, I. (2006). Introductions, réintroductions: des convergences, par-delà les différences. *Natures Sciences Sociétés* 14, S3-S10.
- May, R. M. (1988). How many species are there on Earth? *Science* 241, 1441-1449.
- McDougall, P. T., Réale, D., Sol., R., et Reader, S. M. (2006). Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced, and wild populations. *Animal Conservation* 9, 39-48.
- McKee, J. K., Sciulli, P. W., Foose, C. D., et Waite, T. A. (2003). Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth. *Biological Conservation* 115, 161-164.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52, 883-890.
- McNeely, J. A. (2000). Practical approaches for including mammals in biodiversity conservation. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 355-367.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. (Washington, DC: Island Press).
- Meakin, S. (1992). Le sommet de la Terre de Rio: Sommaire de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement. Gouvernement du Canada. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/BP/bp317-f.htm>. 13 février 2008.
- Metrick, A., et Weitzman, M. L. (1996). Patterns of Behavior in Endangered Species Preservation. *Land Economics* 72, 1-16.
- Mills, L. S., Soulé, M. E., et Doak, D. F. (1993). The keystone-species concept in ecology and conservation. *Bioscience* 43, 219-224.
- Miquelle, D.G., Merrill, T., Dunishenko, Y.M., Smirnov, E.N., Quigley, H.B., Pikunov, D.G., et Hornocker, M.G. (1999). A habitat protection plan for the Amur tiger: developing political and ecological criteria for a viable land-use plan. In *Riding the Tiger: Tiger Conservation in Human-dominated Landscapes*, J. Seidensticker, S. Christie, et P. Jackson, eds. (Cambridge, Cambridge University Press), pp. 273–295.
- Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Brooks, T. M., Pilgrim, J. D., Konstant, W. R., da Fonseca, G. A. B., et Kormes, C. (2003). Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 10309-10313.
- Muñoz, J. (2007). Biodiversity conservation including uncharismatic species. *Biodiversity and Conservation* 16, 2233-2235.

- Muruthi, P., Price, M. S., Soorae, P., Moss, C., et Lanjouw, A. (2000). Conservation of large mammals in Africa. What lessons and challenges for the future? In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 207-219.
- Mustoni, A., Carlini, E., Chiarenzi, B., Chiozzini, S., Lattuda, E., Dupré, E., Genovesi, P., Pedrotti, L., Martinoli, A., Preatoni, D., Wauters, L. A., et Tosi, G. (2003). Planning the brown bear *Ursus Arctos* reintroduction in the Amadello Brenta Natural Park, a tool to establish a metapopulation in the centre-eastern Alps. *Hystrix - Italian Journal of Mammalogy* 14, 3-27.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., et Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Myers, M. C., et Vaughan, C. (2004). Movement and behavior of scarlet macaws (*Ara macao*) during the post-fledging dependence period: implications for *in situ* versus *ex situ* management. *Biological Conservation* 118, 411-420.
- Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E., et Delibes, M. (2003). Endangered Species Constrained by Natural and Human Factors: the Case of Brown Bears in Northern Spain. *Conservation Biology* 17, 1276-1289.
- Nijman, V. (2006). *In situ* and *Ex situ* status of the Javan Gibbon and the role of zoos in conservation of the species. *Contributions to Zoology* 75, 161-168.
- Núñez-Iturri, G., et Howe, H. F. (2007). Bushmeat and the Fate of Trees with Seed Dispersed by Large Primates in a Lowland Rain Forest in Western Amazonia. *Biotropica* 39, 348-354.

- O'Grady, J. J., Reed, D. H., Brook, B. W., et Frankham, R. (2004). What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118, 513-520.
- Oli, M. K., Taylor, I. R., et Rogers, M. E. (1994). Snow leopard *Panthera uncia* predation of livestock: An assessment of local perceptions in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *Biological Conservation* 68, 63-68.
- Peng, J., Jiang, Z., Qin, G., Huang, Q., Li, Y., Jiao, Z., Zhang, F., Li, Z., Zhang, J., Lu, Y., Liu, X., et Liu, J. (2007). Impact of activity space on the reproductive behavior of giant panda (*Ailuropoda melanoleuca*) in captivity. *Applied Animal Behavior Science* 104, 151-161.
- Peres, C. A. (2000). Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* 14, 240-253.
- Perrings, C. A., Mäler, K-G., Folke, C., Holling, C. S., et Jansson, B-O. (1995). Introduction: framing the problem of biodiversity loss. In *Biodiversity Loss: Ecological and Economic Issues*, Perrings, C. A., Mäler, K-G., Folke, C., Holling, C. S., et Jansson, B-O, eds. (Cambridge: Cambridge University Press).
- Peterson, G., Allen, C. R., et Holling, C. S. (1998). Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1, 6-18.
- Peyton, B., et Plenge, H. (2005). Captive Spectacled Bears, Conservation, and Community Development in Peru. In *Rehabilitation and release of bears*, L. Kolter, et J. Van Dijk, eds. (Köln: Zoologischer Garten Köln), pp. 43-52.

- Phillips, O. L. (1997). The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6, 291-311.
- Pimm, S. L., et Gittleman, J. L. (1992). Biological Diversity: Where Is It? *Science* 255, 940.
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master, L. L., et Keith, D. A. (2002). Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 503-507.
- Puan, C. L., et Zakaria, M. (2007). Perception of visitors towards the role of zoos: a Malaysian perspective. *International Zoo Yearbook* 41, 226-232.
- Puertas, P., et Bodmer, R. E. (1993). Conservation of a high diversity primate assemblage. *Biodiversity and Conservation* 2, 586-593.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G., et Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society London* 267, 1947-1952.
- Rabb, G. B., et Saunders, C. D. (2005). The future of zoos and aquariums: conservation and caring. *International Zoo Yearbook* 39, 1-28.
- Racey, P. A. (2000). Does legislation conserve and does research drive policy? The case of bats in the UK. In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 159-173.
- Rahbek, C. (1993). Captive breeding – a useful tool in the preservation of biodiversity? *Biodiversity and Conservation* 2, 426-437.

Redford, K. H. (1992). The Empty Forest. *Bioscience* 42, 412-422.

Rees, P. A. (2003). Asian elephants in zoos face global extinction: should zoos accept the inevitable? *Oryx* 37, 20-22.

Rees, P. A. (2005). Will the value of zoo research? *Oryx* 39, 128-131.

Robinson, J. G. (1993). The Limits to Caring: Sustainable Living and the Loss of Biodiversity. *Conservation Biology* 7, 20-28.

Ryder, O. A., et Feistner, A. T. C. (1995). Research in zoos: a growth area in conservation. *Biodiversity and Conservation* 4, 671-677.

Scarambone Zaú, A. (1998). Fragmentação da Mata Atlântica : Aspectos teóricos. *Floresta e Ambiente* 5, 160-170.

Secrétariat de la CBD (Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique). (2006). Perspectives mondiales de la diversité biologique, deuxième édition (Montréal, PNUE).

Seddon, P. J., Armstrong, D. P., et Maloney, R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology* 21, 303-312.

Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., et Pedrini, P. (2006). Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43, 1049-1055.

- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape area. *Biological Conservation* 83, 247-257.
- Singleton, P. H., Gaines, W. L., et Lehmkuhl, J. F. (2004). Landscape permeability for grizzly bear movements in Washington and southwestern British Columbia. *Ursus* 15, 90-103.
- Snyder, N. F. R., Derrickdon, S. R., Beissinger, S. R., Wiley, J. W., Smith, T. B., Toone, W. D., et Miller, B. (1996). Limitations of Captive Breeding in Endangered Species Recovery. *Conservation Biology* 10, 338-348.
- Stirling, I., et Parkinson, C. L. (2006). Possible Effects of Climate Warming on Selected Populations of Polar Bears (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. *Arctic* 59, 261-275.
- Stoner, K. E., Riba-Hernández, P., Vulinec, K., et Lambert, J. E. (2007a). The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica* 39, 316-327.
- Stoner, K. E., Vulinec, K., Wright, S. J., et Peres, C. A. (2007b). Hunting and Plant Community Dynamics in Tropical Forests: A Synthesis and Future Directions. *Biotropica* 39, 385-392.
- Soulé, M. E. (1991). Conservation: Tactics for a Constant Crisis. *Science* 253, 744-750.
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M., et Bedê, L. (2005). Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 19, 695-700.

- Taylor, A. H., et Zisheng, Q. (1993). Bamboo regeneration after flowering in the Wolong Giant Panda reserve, China. *Biological Conservation* 63, 231-234.
- Thomas, D. W. (1991). On Fruits, Seeds, and Bats. *BATS* 9, 8-13.
- Turner, I. M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200-209.
- Tynan, C. T., et DeMaster, D. P. (1997). Observations and Predictions of Arctic Climatic Change: Potential Effects on Marine Mammals. *Arctic* 50, 308-322.
- Van Dijk, J. J. (2005). Considerations for the Rehabilitation and Release of Bears into the Wild. In *Rehabilitation and release of bears*, L. Kolter, et J. Van Dijk, eds. (Köln: Zoologischer Garten Köln), pp. 7-16.
- Venkataraman, A. B., Kumar, N. V., Varma, S., et Sukumar, R. (2002). Conservation of a flagship species: Prioritizing Asian Elephant (*Elephas maximus*) conservation units in Southern India. *Current Science* 82, 1022-1033.
- Verdade, L. M. (1996). The influence of hunting pressure on the social behavior of vertebrates. *Revista Brasileira de Biologia*. 56, 1-13.
- Vickery, S. S., et Mason, G. J. (2003). Behavioral persistence in captive bears: implications for reintroduction. *Ursus* 14, 35-43.
- Walpole, M. J., et Leader-Williams, N. (2002). Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation* 11, 543-547.

- White, P. C. L., Bennett, A. C., et Hayes, E. J. V. (2001). The use of willingness-to-pay approaches in mammal conservation. *Mammal Review* 31, 151-167.
- Whitman, K., Starfield, A. M., Quadling, H. S., et Packer, C. (2004). Sustainable trophy hunting of African lions. *Nature* 428, 175-178.
- Wilg, O. (2005). Are Polar Bears Threatened? *Science* 309, 1814-1815.
- Williams, P. H., Burgess, N. D., et Rahbek, C. (2000). Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation* 3, 249-260.
- Wisely, S. M., Santymire, R. M., Livieri, T. M., Marinari, D. E., Kreeger, J. S., Wildt, D. E., et Howard, J. (2005). Environment influences morphology and development for *in situ* and *ex situ* populations of the black-footed ferret (*Mustela nigripes*). *Animal Conservation* 8, 321-328.
- Woodroffe, R. (2000). Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3, 165-173.
- Wright, S. J. (2003). The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6, 73-86.
- Wright, S. J., Stoner, K. E., Beckman, N., Corlett, R. T., Dirzo, R., Muller-Landau, H. C., Nuñez-Iturri, G., Peres, C. A., et Wang, B. C. (2007). The Plight of Large Animals in Tropical Forests and the Consequences for Plant Regeneration. *Biotropica* 39, 289-291.

- Wunderle Jr., J. M. (1997). The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99, 223-235.
- Xiaohua, L. (1999). The implementation of biodiversity convention in China. Fifth International Conference on Environmental Compliance and Enforcement. Beijing, Peoples' Republic of China. <http://www.inece.org/5thvol2/xiaohua.pdf>. 13 janvier 2008.
- Yiming, L., Zhongwei, G., Qisen, Y., Yushan, W., et Niemelä, J. (2003). The implications of poaching for giant panda conservation. *Biological Conservation* 111, 125-136.
- Youth, H. (1999). Brown (Kodiak/Grizzly) Bear. *ZooGoer* 28. <http://nationalzoo.si.edu/Publications/ZooGoer/1999/2/fact-brown.cfm>. 17 mars 2008.
- Zhi, L., Wenshi, P., Xiaojian, Z., Dajun, W., et Hao, W. (2000). What has the panda taught us? In *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its day?*, A. C. Entwistle, et N. Dunstone, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 325-334.

