

COMMUNAUTE FRANÇAISE DE BELGIQUE
ACADEMIE UNIVERSITAIRE WALLONIE-EUROPE
UNIVERSITE DE LIÈGE-GEMBLoux AGRO-BIO TECH



Évolution des effectifs des populations
d'éléphants d'Afrique soudano-sahélienne :
enjeux pour leur conservation

Philippe BOUCHÉ

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade
de docteur en sciences agronomiques et ingénierie biologique

Promoteurs :
Professeurs Philippe LEJEUNE et Cédric VERMEULEN

2012

**COMMUNAUTE FRANÇAISE DE BELGIQUE
ACADEMIE UNIVERSITAIRE WALLONIE-EUROPE
UNIVERSITE DE LIÈGE-GEMBLoux AGRO-BIO TECH**

**Évolution des effectifs des populations
d'éléphants d'Afrique soudano-sahélienne :
enjeux pour leur conservation**

Philippe BOUCHÉ

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade
de docteur en sciences agronomiques et ingénierie biologique

Promoteurs :

Professeurs Philippe LEJEUNE et Cédric VERMEULEN

2012

Philippe Bouché (2012).Évolution des effectifs des populations d'éléphants d'Afrique soudano-sahélienne :enjeux pour leur conservation. (Thèse de Doctorat). Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech.

Résumé

Le premier objectif de cette thèse était d'analyser l'évolution des populations d'éléphants dans la zone soudano-sahélienne face aux défis environnementaux et à l'évolution de la démographie humaine. Le second objectif avait pour but de proposer des pistes pour la conservation de l'éléphant dans le contexte soudano-sahélien. Pour répondre à ces objectifs, des inventaires aériens ont été menés dans toutes les aires protégées abritant une population connue d'éléphants. Le travail a été mené tout d'abord à une échelle locale portant sur un certain nombre de cas d'étude et enfin à une échelle globale. La population d'éléphants d'Afrique soudano-sahélienne a été estimée à minimum 7.745 animaux soit 2% de la population totale d'éléphants d'Afrique. Ces résultats ont en outre confirmé que les populations d'éléphants de cette région ont été progressivement morcelées et confinées à certaines aires protégées représentant aujourd'hui 5% de la superficie de la bande soudano-sahélienne. En comparant les bases de données de la zone d'étude, l'évolution des populations d'éléphants à long terme (quatre décennies) a été étudiée. La moitié des populations qui ont fait l'objet de suivi ont disparu au cours des 40 dernières années. La viabilité des petites populations de moins de 200 éléphants est critique et nombre d'entre elles ont disparu. On observe des situations locales parfois contrastées : si la diminution des effectifs est la tendance la plus fréquemment observée, dans certaines aires protégées, les populations d'éléphants sont stables voire croissantes. Par ailleurs, la tendance des populations d'autres espèces fauniques n'est pas liée à celle des éléphants. Cette constatation permet d'affirmer que l'éléphant n'est pas un bon indicateur de l'abondance d'autres populations animales. Les causes de l'érosion des populations d'éléphants sont à la fois d'ordre climatique (assèchement généralisé) et socio-économique (démographie humaine et pression foncière). Une gestion continue et appropriée sur le terrain, une meilleure valorisation de l'éléphant et la mise en place de corridors négociés avec les communautés locales sont des éléments susceptibles d'assurer un avenir à long terme aux populations d'éléphants d'Afrique soudano-sahélienne.

Philippe Bouché (2012). Evolution of Sudano-Sahelian African Elephant population numbers : stakes for conservation. (Philosophical Dissertation in French) University of Liège, Gembloux Agro-Bio Tech.

Abstract

The first objective of this thesis was to analyze the evolution of Sudano-Sahelian African elephant populations in a context of environmental challenges and increasing human demography. The second objective was to propose solutions for elephant conservation in the Sudano-Sahelian context. To fulfill these objectives, aerial surveys have been carried out in every protected area harboring a known population of elephants. This work was first implemented at a local level on several study cases and finally at a global level. Results of aerial surveys estimate the current elephant number at minimum 7,745 elephants, about 2% of the African elephant total population. This confirmed that the elephant populations have been progressively fragmented and confined to few protected areas representing 5% of the Soudano-Sahelian strip. The long term (four decades) elephant population trends has been studied by comparing our results with the database of the study area. The half of the monitored population collapse during the last 40 years. The viability of small elephant population of 200 elephants and below is critical and several of them collapsed. Contrasted local situation have been observed : if a number depletion is often observed, in some protected areas elephant populations are stable or increasing. Although, trends of other large mammals' population is not linked to that of the elephants. This result allow to conclude that the elephant is not a good indicator of the abundance of other large mammals' population. Causes of elephant populations' depletion are both due to climate change (global drought) and socio-economic (human demography and land use pressure) issues. An appropriate and permanent field management, a better valorisation of elephants and the creation of negotiated corridors with local people could guarantee the future of Sudano-Sahelian African elephants.

Crédit photographique. Toutes les photos sont de l'auteur sauf les photos n° 1c, 1f et 1h : S. Bouju ; 2 a&b V. Citerne ; 3 et 4 : I. Douglas-Hamilton

Copyright. Aux termes de la loi belge du 30 juin 1994, sur le droit d'auteur et les droits voisins, seul l'auteur a le droit de reproduire partiellement ou complètement cet ouvrage de quelque façon et forme que ce soit ou d'en autoriser la reproduction partielle ou complète de quelque manière et sous quelque forme que ce soit. Toute photocopie ou reproduction sous autre forme est donc faite en violation de la dite loi et des modifications ultérieures

Remerciements

Certains d'entre vous ont dû se demander si je publierai un jour une thèse. Et pourtant, ces quinze dernières années furent bien nécessaires pour tenter de cerner un sujet aussi vaste et complexe que celui traité dans les prochaines pages. Cette période de temps ne fut pas trop longue non plus pour permettre aux différents projets pour lesquels j'ai travaillé de réunir le financement d'un million d'Euro nécessaire pour la réalisation de mon travail de terrain.

L'idée de rédiger une thèse m'est venue depuis longtemps. Encore eu-t-il fallu une conjonction de circonstances favorables pour rendre tout ceci possible. A ce titre, les deux personnes suivantes ont joué un rôle décisif.

Je suis extrêmement reconnaissant au promoteur de cette thèse : le Professeur Philippe Lejeune pour l'intérêt, l'accueil extraordinaire et la confiance qu'il m'a réservé au sein de son Unité. Je lui suis également redevable de sa patience et de l'encadrement académique privilégié dont j'ai eu la chance de bénéficier.

Je ne remercierai jamais assez le Professeur Cédric Vermeulen, co-promoteur et véritable instigateur de cette thèse qu'il a rendu possible. Je le remercie pour sa clairvoyance, sa confiance, sa passion du sujet, ses encouragements répétés, sa patience, son dynamisme et son sens critique.

Merci à Roseline Beudels et aux Professeurs Jean-Louis Doucet, Marie-Claude Huynen et Gregory Mahy (rapporteur) et d'avoir bien voulu faire partie du jury.

Ces années de recherche m'ont également permis d'étoffer un réseau de collaborateurs et de partenaires dont un grand nombre d'entre-eux sont devenus des amis. Au risque d'être certainement incomplet je souhaiterai en remercier ici quelques-uns. Que ceux qui ne se voient pas nommés ne se sentent pas oubliés, la liste n'a pas la prétention d'être exhaustive. Je les remercie donc ici collectivement.

J'ai eu l'immense privilège de travailler avec les spécialistes les plus réputés de la discipline qui de surcroît m'ont toujours encouragé et partagé mes soucis de terrain. Mes plus vifs remerciements s'adressent à Richard Barnes (rapporteur), Iain Douglas-Hamilton, et à Aimé Nianogo. Ceux-ci chacun à leur manière m'ont toujours encouragés à réaliser une thèse et m'ont offert la chance de travailler à leur côté.

J'exprime ma plus profonde gratitude à deux hommes qui, chacun à leur manière, ont révolutionné la conservation en Afrique de l'Ouest. Les leçons qu'ils ont durement apprises sur le terrain en tant qu'autodidactes sont aujourd'hui enseignées à l'université. Je les considère comme mes pères spirituels. Peu de gens ont la chance d'en rencontrer un dans leur vie. J'ai eu le privilège inouï d'en rencontrer deux. La somme de leur travail et expériences respectives est telle que je ne pourrai sans doute pas atteindre leur niveau de réalisation au cours de cette vie-ci. Je souhaite rendre un hommage appuyé à Moumouni Dermé et Clark Lungren pour leur accueil chaleureux, la richesse de leur enseignement de terrain qu'ils ont bien voulu partager avec moi, les longues causeries nocturnes en brousse, leur compréhension, sagesse et patience pour gérer le fou de brousse que je suis.

Je souhaiterai remercier aussi Nigel Hunter premier directeur du Programme CITES-MIKE, qui m'a introduit parmi les pontes de la conservation de l'éléphant. Il m'a accordé sa confiance et m'a permis d'ouvrir la voie des comptages aériens totaux en Afrique de l'Ouest. C'est certainement la seule et peut-être la dernière personne qui m'aura confié un budget illimité pour réaliser de telles opérations. Je n'oublie pas Sébastien Luhunu, Sani Massalatchi et Edison Nuwamanya coordonnateurs régionaux de MIKE en Afrique Centrale, de l'Ouest et de l'Est respectivement, qui m'ont entretenu d'une longue amitié et qui m'ont toujours renouvelé leur confiance.

Il serait ingrat de ma part de ne pas remercier les autorités des différents pays qui m'ont toujours chaleureusement accueilli (et supporté ce qui ne devait pas toujours être simple pour elles) et en

particulier leur représentants, au Bénin : Djafarou Ali Tiomoko, Aziz Azizou, Aristide Tehou, A. Assogbajo Burkina Faso : Bado Pema, Urbain Belemsobgo, Yves Bathiono, Benoît Doamba, Adama Drabo, Eugène Compaoré, William Compaoré, Valérie Daho, Gesrim Gansaoré, Lamoussa Hébié, Bernard Hien, Pierre Kafando, Jean de Dieu Nébié, Léonard K. Ouédraogo, Pascal Rouamba, Blaise Bobodo Sawadogo, Prosper Sawadogo, Lamine Sebogo, Jean-Bosco So, Célestin Zida. Ghana : Patrick Adjewodah, Cletus Balangta, Farouk Dubiure, Charles Haizel, Moses Komoah, Cletus Nateg, Moses K Sam. Mali : Mamadou Baga Samaké, Doumbia El Mehedi, Biramou Sissoko. Niger : B. Kombi, G. Amissou, I. Bello. Togo : Okoumassou Koktchikpa, A. Agué, T. Adjei. Nigéria : John Mshelbwala RCA : Florent Zowoya, Roland Nzapa Betimangue, Jean-Baptiste Mamang, Stevy Oyélé. Côte d'Ivoire : Denis Kouamé Amani,

Je tiens également à remercier les nombreux agents des états et notamment ceux des Eaux et Forêts qu'ils soient cadres, agents ou pisteurs, le personnel des camps de chasse de tous les pays où j'ai travaillé et le personnel des institutions partenaires : UICN (bureaux nationaux et bureau régional en Afrique de l'Ouest), Burkina Safari Club, ECOFAC RCA et Gabon, DFS, ECOPAS, NSBCP, PAGEN, PAUCOF, Save The Elephant, WWF Côte d'Ivoire et RCA, les communautés locales, chasseurs traditionnels, pisteurs qui m'ont assisté dans le travail de terrain et sans lesquels les recherches qui ont conduits à cette thèse n'existeraient pas.

Je remercie vivement les pilotes et mécanos des avions pour leur travail assidus dans des conditions difficiles et le maintien des règles de sécurité au cours de plus de 1.100 heures de vol. Ces remerciements s'étendent aux aéroclubs et propriétaires d'avions qui ont bien voulu nous confier leurs machines pour ces exercices délicats souvent à moins de 100 m du sol.

Mes sincères remerciements s'adressent aussi à ceux qui ont participé à mes travaux ou qui m'ont aidé ou appuyé à un moment ou à un autre à des degrés divers : Antoine Abdoulaye, André Bache, Francis Bannery, Maurice Bardet, Martha Bechem, Steve Blake, Julian Blanc, William Borel, Stéphane Bouju, Jean-Jacques Bouché, Louis et Frédéric Brontesi, Claudia Boycambo, Jean-Loup Champart, Antoine Chenda (†), Philippe Dejace, Pr. Willy Delvingt, Ali et Bachirou Dermé, Jean-Pierre d'Huart, Oria et Saba Douglas-Hamilton, Grégoire Dubois, Dominique Dulieu, Walter Dziezic (†), Jean-Marc Froment, Michel Fusy, Claire Geddes, Cédric Geerts, Robert et Colette Giroux, Marie-Ange Golard, Rama et Robert Gournay, Melissa Groo, Marie Fombona, Touffic Hanna, Jean-Claude Heymans, Fabrice Hibert, Audrey Ipavec, Mathieu Janer, Richard Julia, José Kalpers, David Kones, Daniel Koudoumé (†), Mathieu Laboureur, Francis Lauginie, Christophe Lemée, Ralph Lennertz, Arno Lescure, Carol, Derek et Loren Lungren, Mark Mac Can, Philippe Mayaux, Alain Monseur, Alain Nourédine, Dominique Ouagon, Patrick Omondi, Moumouni Ouédraogo, Carlo Paolini, Enrico Pironio, Pierre Poilecot, Stephan Ponson, Bruno Portier, Enrik Rasmussen, Jacques Rosseel (†), Elphas Bitok, Bernard Ngoru, Yacouba Ouedraogo, Floride Tankalet, Gray Tappan, Lazare Tapsoba, Marcel Tiran, Jacques Verschuren, Roger Wilson, Ass. Pr. George Wittemyeret François Moussa Yakata.

Comme n'est pas tous les jours que l'on confie un million d'Euro à un fou, j'adresse mes remerciements aux bailleurs sans lesquels cette thèse n'existerait pas : l'Agence Française de Développement, la Banque Africaine de Développement, la Banque Mondiale, Conservation International, le Fonds Français pour l'Environnement Mondial, le Royaume de Belgique, l'UNESCO et l'Union Européenne.

Merci à Kinder pour ses teufs de délire, son animation « trop chaud dè », et la symbiose de nos esprits de *batoto* turbulents.

Last but not least, je suis conscient que mon immense gratitude à l'égard de Doris, Vincent et Nicolas ne pourra jamais remplacer le vide de mes absences prolongées et répétées. Je ne pourrai jamais les remercier assez pour leur courage, compréhension et confiance quand ils voyaient leur mari ou père s'éloigner de long mois dans des zones difficiles voire dangereuses.

A Kinder, à tous les godobés de RCA et tous les gars de Ouaga n'oubliez jamais que le plus important :

C'est ça la mission !

Table des Matières

PARTIE 1. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
Chapitre 1. Introduction.....	2
1.1 L'éléphant de la zone soudano-sahélienne : une espèce à part ?	2
1.2 Rôle écologique de l'éléphant.....	4
1.3 Statut de conservation de l'éléphant.....	4
1.4 Conclusion	4
Chapitre 2. Pressions sur l'environnement et implications pour l'éléphant.....	6
2.1 Le climat et ses évolutions récentes.....	6
2.2 Analyse du contexte démographique et socio-économique récent	10
2.3 Comme un éléphant dans un jeu de quille: analyse des principaux éléments de la dynamique foncière en Afrique de l'Ouest.....	11
2.4 Pressions du bétail transhumant.....	16
2.5 Conflits armés.....	20
2.6 Commerce de l'ivoire : une longue histoire	20
2.7 Conclusion	23
Chapitre 3. Conservation de l'éléphant dans la zone soudano-sahélienne	24
3.1 Les aires protégées : un héritage colonial.....	24
3.2 De la conservation à la confrontation : une approche coloniale francophone des aires protégées.....	25
3.3 Aires protégées de papier et perte de biodiversité.....	28
3.4 Un héritage onéreux.....	34
3.5 Privatisation de la gestion faunique.....	36
3.6 Un suivi international des populations d'éléphants: le Programme MIKE.....	42
3.7 Conclusion	46
Chapitre 4. Zone d'étude, objectifs et stratégie scientifique	48
4.1 Étendue géographique et contexte climatique	48
4.2 Objectifs et stratégie scientifique.....	51
4.3 Organisation de la thèse.....	52

PARTIE 2. RESULTATS.....	54
Chapitre 5. Les inventaires comme outil de gestion des populations d'éléphants	55
How to count elephants in West African savannahs? Synthesis and comparison of main game-count methods.....	56
Chapitre 6. Suivi des populations d'éléphants : études de cas	73
6.1 Les éléphants du Gourma. Mali. Statut et menaces pour leur conservation	73
6.2 Has the Final Countdown to Wildlife Extinction in Northern Central African Republic Begun?.....	88
6.3 Game over! Wildlife collapse in Northern Central African Republic	100
6.4 Wildlife Population Status in Community Hunting areas of Northern Central African Republic.....	113
Chapitre 7. Évolution des populations d'éléphant.....	126
Will elephants soon disappear from West African savannahs?	126
PARTIE 3. DISCUSSION GÉNÉRALE	145
Chapitre 8. Discussion.....	146
8.1 L'éléphant d'Afrique de l'Ouest : une espèce en déclin	146
8.2 Méthodes d'inventaires : limites et contraintes	147
8.3 L'éléphant : une espèce indicatrice ?.....	148
8.4 Peut-on vivre sans éléphant en Afrique de l'Ouest ?.....	149
Chapitre 9. Quel avenir pour l'éléphant en Afrique de l'Ouest ?.....	151
9.1 Introduction	151
9.2 Scénarios envisageables.....	151
9.3 Mise en place des corridors	159
Chapitre 10. Conclusions	162
10.1 Apport de la thèse à l'étude de la conservation et la gestion des éléphants en Afrique de l'Ouest	162
10.2 Implication en terme de stratégie de conservation.....	163
Bibliographie.....	165
Annexe.....	179

PARTIE 1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

Chapitre 1. Introduction

L'éléphant (*Loxodonta africana* Blumenbach 1797) est une des espèces phares du continent africain, tant sur le plan de son charisme que du point de vue écologique (Western 1989a). Malgré sa célébrité sur le plan international, très peu d'études lui ont été consacrées en Afrique occidentale en comparaison avec les nombreux travaux de recherche réalisés dans les savanes d'Afrique australe et orientale (Barnes 1999, Junker 2008).

Les activités humaines ont joué et jouent de plus en plus un rôle clé pour la survie des éléphants d'Afrique de l'Ouest (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Barnes 1999). Celles-ci expliquent également la distribution actuelle de l'éléphant et son confinement aux aires protégées (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Barnes 1999, Sam & al 2002, Hibert & al 2010). Il est attesté que les activités humaines sont largement à l'origine de son déclin en Afrique de l'Ouest (Barnes 1999). Même si le statut de cette espèce est de mieux en mieux connu (Blanc & al 2007), il n'existe aujourd'hui aucune estimation précise de l'ampleur du déclin au cours de ces dernières décennies.

Le déclin d'un herbivore important sur une grande partie du continent africain représente potentiellement un changement écologique majeur. Malgré le modeste volume d'étude sur cette espèce en Afrique soudano-sahélienne, il existe pourtant plus de données pour l'éléphant que pour n'importe quelle autre espèce. Il n'y a cependant pas de doute que d'autres mammifères subissent le même déclin (Bradshires & al 2001, Lauginie 2007, Craigie & al 2010, §6.2). L'évolution des populations d'éléphants pourrait représenter un indicateur de l'évolution des autres espèces de grande faune qui devrait inquiéter ceux qui sont concernés par la gestion des ressources naturelles en Afrique soudano-sahélienne aussi bien au niveau national que régional et international.

La CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore menacées d'extinction) a initié un programme de suivi appelé MIKE (*Monitoring the Illegal Killing of Elephants* - Suivi de l'abattage illégal d'éléphant). C'est dans le cadre de ce programme que la recherche présentée dans cette thèse a été initiée. Ce programme avait pour but d'effectuer le suivi des populations d'éléphants dans un contexte de réouverture du commerce international de l'ivoire. Cette recherche a en outre permis de mieux expliquer la distribution des populations, d'évaluer les tendances à long terme et de répondre aux enjeux de conservation de cette espèce.

1.1 L'éléphant de la zone soudano-sahélienne : une espèce à part ?

L'éléphant africain de savane est le plus gros mammifère terrestre actuel. Il mesure en moyenne 2,5 à 3,5 m au garrot (record : 4,2m) peut peser 3 à 6 tonnes à l'âge adulte (record : 8 tonnes) (Shoshani, 1993, Kingdon 1997). Cet animal comme tous les membres de cet Ordre, est caractérisé par une trompe musculeuse, puissante et flexible, prolongement du nez et de la lèvre supérieure dont les

usages sont multiples (prise de nourriture, poussoir, arme, pompe à eau, etc.). Sa large tête à front plat et fuyant comporte deux grandes oreilles arrondies et mobiles dont la face arrière est fortement vascularisée et dont les battements jouent un rôle thermorégulateur (Shoshani, 1993, Kingdon 1997). Il est également porteur de 2 défenses (incisives modifiées de la mâchoire supérieure) présentes chez les deux sexes (contrairement aux éléphants d'Asie). La présence ou l'absence, la taille, la forme, la microstructure est très variable (Kingdon 1997). Les défenses sont à usage multiple : pour creuser, écorcer, se battre, ou comme levier. Le corps est en forme de barrique supporté par 4 longs membres en forme de piliers. Ceux-ci sont prolongés par 5 doigts couverts chacun par un ongle. Les doigts sont entourés de peau et de tissus au-dessus d'un coussin élastique, rendant le déplacement de ses animaux très discret. Pourtant ce pachyderme peut également être relativement vélocé (jusque 40 km/h) (Shoshani, 1993, Kingdon 1997). Du fait de son poids l'éléphant ne peut pas sauter d'obstacle ni courir mais peut effectuer un trot rapide. En revanche l'éléphant est un nageur endurant. L'animal est protégé par une peau épaisse (qui a donné le nom pachyderme), résistante et souple, couverte de poils clairsemés mais plus abondants chez les nouveau-nés (Shoshani, 1993, Kingdon 1997).

D'un point de vue systématique, l'éléphant d'Afrique est une espèce de la Classe des Mammifères, du Super-ordre des Ongulés, de l'Ordre des Proboscidiens qui ne contient qu'une seule Famille d'individus existante: les éléphantidés (Shoshani 1993, Kingdon 1997). Les Élémentidés se distribuent en deux Genres : le Genre *Elephas* qui regroupe les espèces d'éléphants asiatiques et *Loxodonta* qui regroupe les espèces africaines.

On distingue deux espèces africaines : l'Espèce *Loxodonta africana* et l'Espèce *Loxodonta cyclotis*. L'espèce *cyclotis* est essentiellement limitée aux forêts ombrophiles du Bassin du Congo et de la forêtguinéenne (Blanc & al 2007). Originellement, l'espèce *africana* est quant à elle inféodée au reste du continent allant de la limite des déserts (Namib, Sahara) à la limite de la forêt dense humide et de la mer aux hautes altitudes (Mont Kenya, Kilimandjaro, Ruwenzori) (Estes 1991, Blanc & al 2007). Pendant longtemps les deux espèces africaines ont été considérées comme des sous-espèces. Depuis peu, les progrès de la génétique ont permis de les différencier en tant qu'espèces distinctes (Grubb & al 2000, Comstock 2002, Roca & al 2005).

Certains chercheurs considèrent la population de savane d'Afrique de l'Ouest comme une espèce à part (Eggert & al 2002). Cependant cette distinction demeure incertaine (Blanc & al. 2007). La collecte d'ADN ne s'est en effet limitée qu'à certaines populations du nord Ghana. Or les populations de la bande soudano-sahélienne se distribuent sur une grande diversité d'habitats allant de la forêt dense humide au désert sur une fourchette latitudinale relativement restreinte (800 km)(Photo 1). Des recherches menées à grande échelle dans la zone soudano-sahélienne seraient nécessaires avant de pouvoir confirmer cette hypothèse.

1.2 Rôle écologique de l'éléphant

L'éléphant a un régime alimentaire herbivore très varié. C'est un brouteur et paisseur mixte. Chaque éléphant consomme chaque jour en moyenne 5% de son poids en nourriture. Chaque éléphant adulte a également besoin d'environ 200 litres d'eau par jour (Shoshani, 1993, Kingdon 1997).

L'éléphant est une espèce clé des écosystèmes où il vit et son impact sur l'habitat est très important. Il est souvent comparé à un 'architecte' de l'habitat où il vit (Leuthold 1977, Verschuren 1987, Western 1989a, Tchamba 1992, Shoshani 1993, Kingdon 1997). L'impact de l'éléphant sur la végétation ligneuse peut être important et est parfois considéré comme très destructeur (Croze 1974, Coetzee & al. 1979, Barnes 1980, 1983, Dublin 1995). Par contre, l'éléphant ouvre les espaces boisés et les transforme en savane. Il creuse des trous d'eau, pratiques et favorables pour d'autres herbivores. Il joue également un rôle important de disséminateur de graines favorisant ainsi la régénération des ligneux qu'il consomme. (Alexandre 1977, Brahmachary 1980, Western 1989a, Shoshani 1993, Kingdon 1997).

1.3 Statut de conservation de l'éléphant

L'effectif total d'éléphants d'Afrique (de savane et de forêt) est actuellement estimé entre 472 000 (minimum) et 554 000 (probable) individus (Blanc & al. 2007). L'UICN ne fait pas la distinction entre les espèces d'éléphants d'Afrique (Blanc & al. 2007, IUCN 2010a). Tous les éléphants d'Afrique sont considérés comme vulnérables selon les critères de la *Liste rouge* de l'UICN (IUCN 2010a). Cependant les populations ne sont pas réparties de manière homogène sur le continent et les réalités sont variables selon les régions d'Afrique. En Afrique de l'Ouest, la population représenterait 1 à 2% de la population totale d'éléphants d'Afrique de savane et de forêt (Blanc & al 2007).

1.4 Conclusion

Le statut systématique de l'éléphant de savane d'Afrique de l'Ouest n'est pas encore totalement défini. Des études complémentaires sont nécessaires pour le clarifier. L'éléphant joue un rôle clé dans l'écologie des savanes en ouvrant les espaces boisés mais également dans la dispersion de graines. La population totale d'éléphants d'Afrique compte environ 500.000 individus et est considérée comme vulnérable. Cependant son statut de conservation est variable selon les régions d'Afrique.



1a Mâle adulte, Mole NP Ghana



1b Mâle adulte, RG de Nazinga. Burkina Faso



1c Mâles adultes, ZC de Konkombouri Burkina Faso



1d Mâle adulte, Gourma Mali



1e Harde de femelles et de jeunes, ZC Konkombouri Burkina Faso



1f Harde de femelles et de jeunes, RG Nazinga Burkina Faso



1g Groupe de mâles, Gourma Mali



1h Harde de femelles et de jeunes, Gourma Mali

Photos1: Échantillon phénotypique des éléphants d'Afrique de l'Ouest

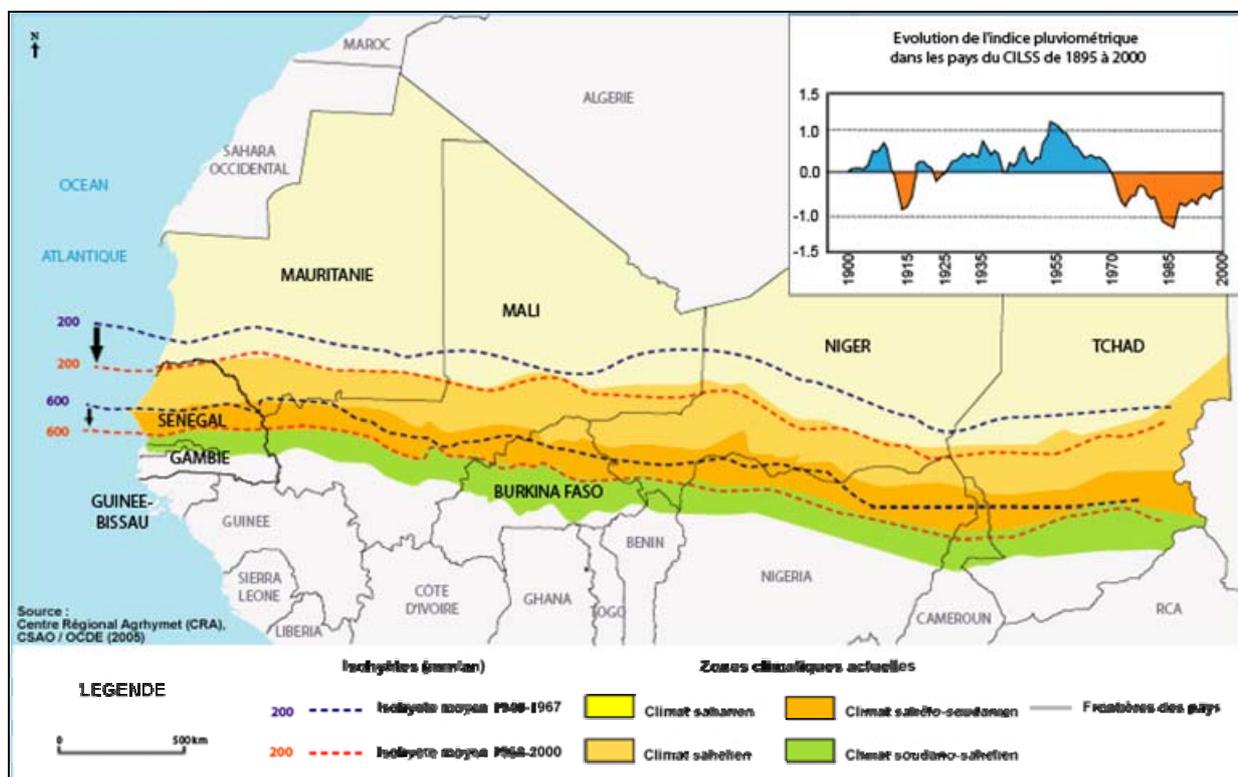
Chapitre 2. Pressions sur l'environnement et implications pour l'éléphant

2.1 Le climat et ses évolutions récentes

Si les phénomènes des changements climatiques sont apparus récemment dans la conscience des habitants des pays occidentaux, ceux-ci sont considérés comme une histoire ancienne en Afrique de l'Ouest. L'Afrique sahélienne et l'Afrique saharienne furent certainement parmi les premières zones du monde à percevoir ces phénomènes et à en subir les conséquences (PNUE 2002).

Au début du 19^{ème} siècle une période aride touche le continent durant quelques décennies. L'écoulement du Nil diminue fortement et le lac Tchad s'assèche. Au 20^{ème} siècle, après une période sèche de courte durée, s'installe une phase humide jusque dans les années 1960 (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007). Les décennies 1970 et 80 se caractérisent par une nouvelle aridification du climat. Cette période a marqué les esprits jusqu'à ce jour car ses effets les plus souvent négatifs sont toujours d'actualité.

Outre les conséquences socio-économiques qui feront l'objet du chapitre suivant, il n'est pas inutile d'énumérer les récentes modifications du climat.



2.1.1. De plus faibles précipitations et des saisons pluvieuses plus courtes

Les sécheresses des années 1970-80 sont marquées par le recul des isohyètes vers le sud. On estime que les zones soudaniennes auraient perdu 100 mm de pluies (Sam & al. 2002). La Figure 1 illustre ce phénomène. Un déficit de l'indice pluviométrique¹ est enregistré depuis 1970. Bien qu'il tende à se réduire pendant les années 1990, il reste néanmoins toujours marqué (Figure 1). Cela a pour conséquence directe une baisse des rendements de la production primaire (Figure 2).

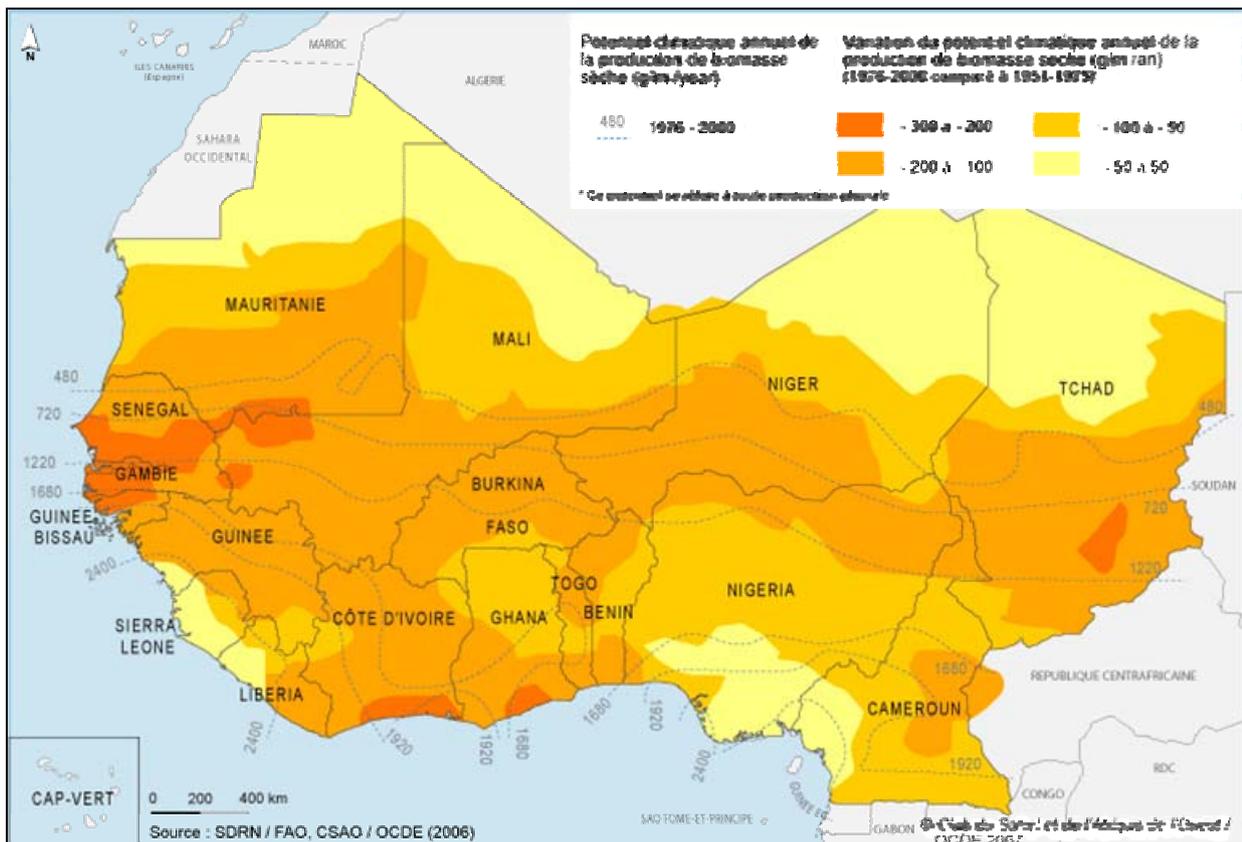


Figure 2. Variation du potentiel de production de biomasse végétale en Afrique de l'Ouest (1951/75 - 1976/2000) (source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2007)

2.1.2 Des températures de plus en plus élevées

Les températures moyennes actuelles atteindraient le niveau des températures les plus élevées enregistrées en Afrique de l'Ouest depuis 20.000 ans (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007) (Figure 3). Les températures enregistrées depuis les années 50 montrent une croissance linéaire dans les habitats soudanien et sahélien (Figure 4). La différence majeure est que cette dernière hausse semble être essentiellement d'origine humaine (GIEC 2001). L'évolution future des températures reste hypothétique car difficile à modéliser (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007).

¹Indice pluviométrique: la moyenne nationale des précipitations mensuelles de chaque station, pondérée par la moyenne des précipitations station à long terme. Indice national des précipitations mensuelles http://esl.jrc.it/envind/un_meths/UN_ME093.htm

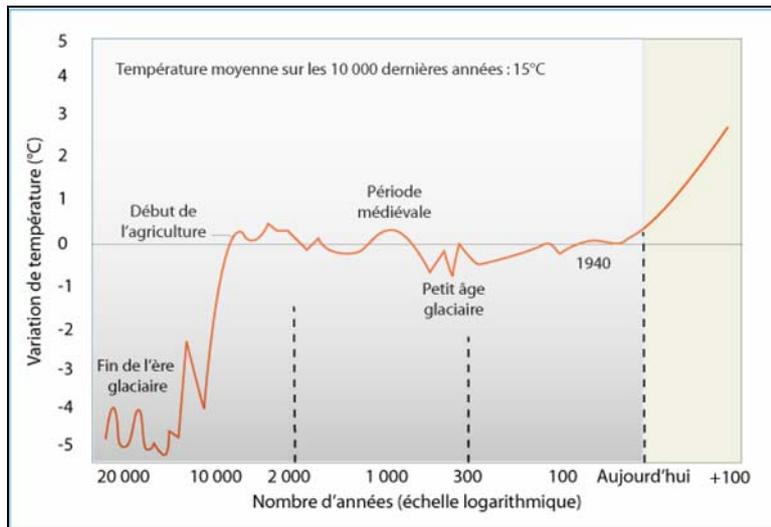


Figure 3. Évolution des températures depuis 20.000 ans en Afrique de l'Ouest (source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2007)

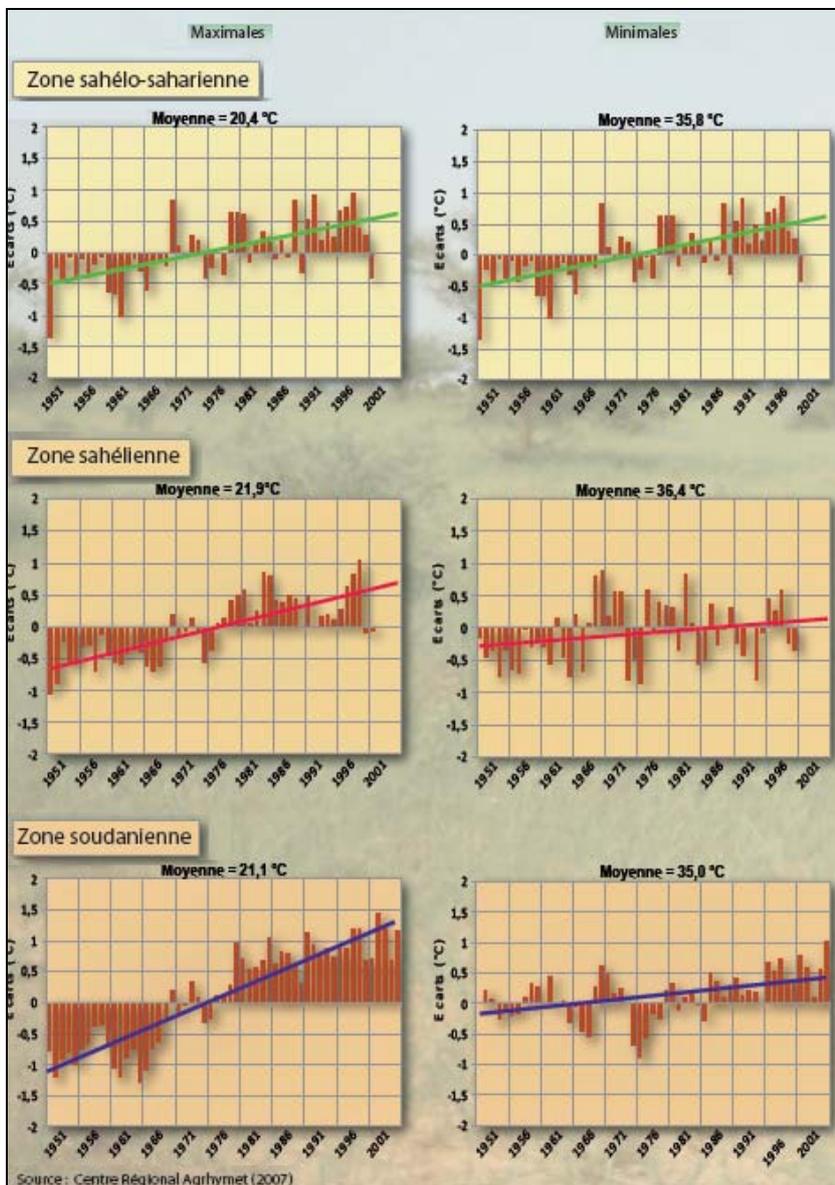
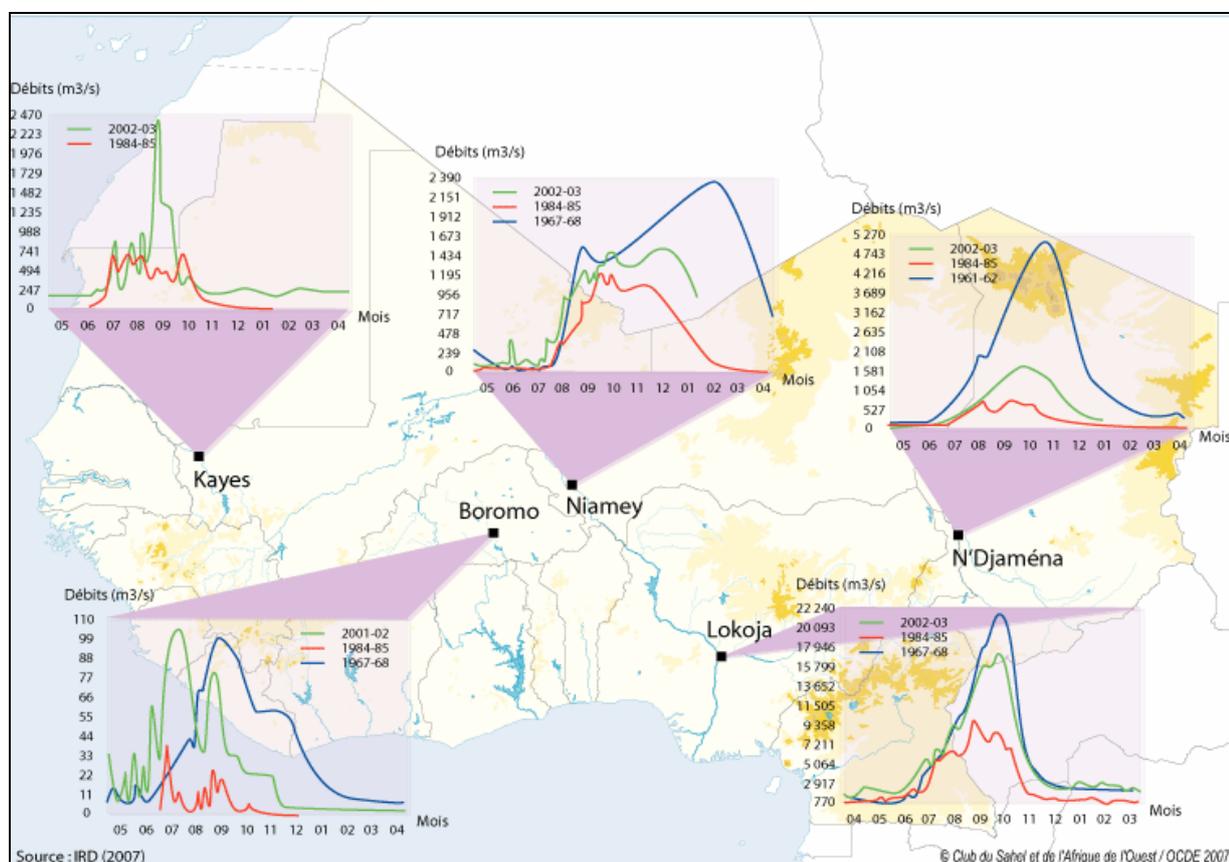


Figure 4. Évolution des températures moyennes dans les habitats soudaniens, sahéliens et sahariens entre 1950 et 2005 (source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2007)

2.1.3 Débits des fleuves et superficies des lacs en régression

Le réseau hydrographique revêt un intérêt tout particulier en zone soudano-sahélienne. Les principaux cours d'eau deviennent souvent la seule source d'eau en saison sèche pour les populations humaines mais également pour la faune. Les mares anciennement permanentes situées en dehors de ces cours d'eau sont devenues temporaires par l'action combinée de la diminution des volumes de précipitations (§2.1.1) et l'augmentation des activités humaines (Chapitre 3).

Les débits enregistrés dans les années 2000 dans la zone soudano-sahélienne, bien que supérieurs à ceux des années 80, n'ont jamais rattrapé ceux des années 60 (Figure 5). Ce phénomène a notamment eu pour effet d'assécher certains lacs de la boucle du Niger au Mali (obs. pers.) ainsi que le Lac Tchad. Celui-ci a perdu 70 à 90% de sa superficie ces 40 dernières années (Figure 6).



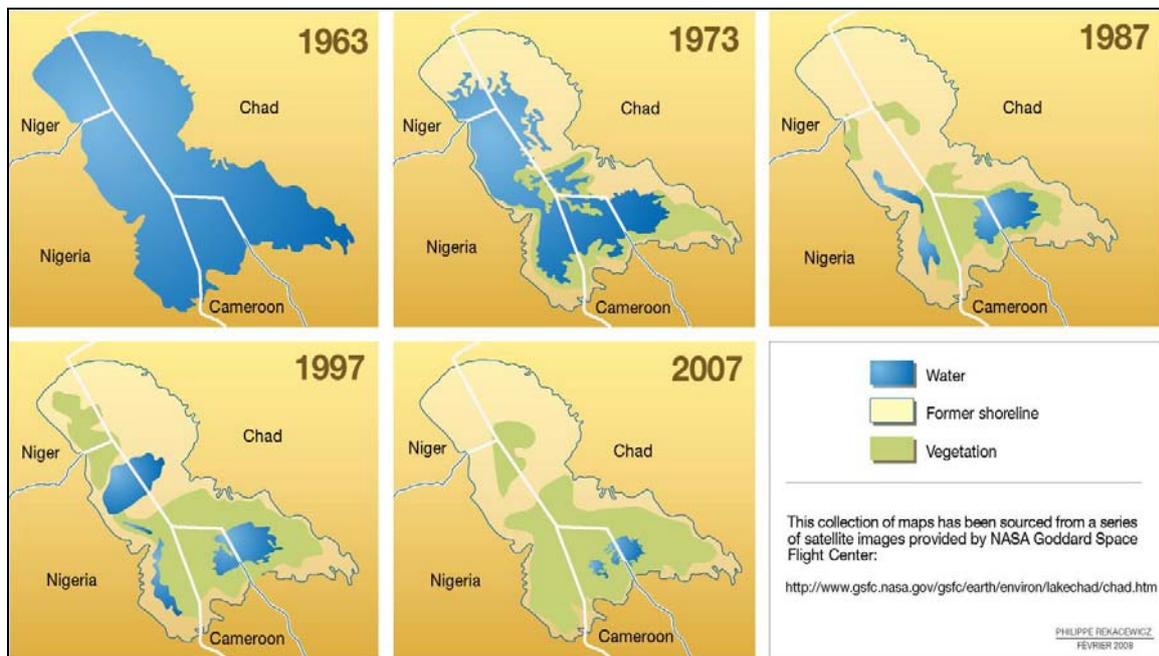


Figure 6. Évolution de la superficie du lac Tchad depuis les années 60 (source : NASA 2008)

2.2 Analyse du contexte démographique et socio-économique récent

L'Afrique de l'Ouest représente la deuxième sous-région d'Afrique sub-saharienne par la taille (PNUE 2002). Elle accueille également la densité de population humaine la plus importante des 4 sous-régions au sud du Sahara (Afrique de l'Ouest, Afrique centrale, Afrique de l'Est, Afrique australe) (PNUE 2002). Cette population s'est multipliée par 4,6 en 60 ans (de 1950 à 2010) (Figure7). La densité de population est passée de 13 à 60 habitants/km², soit une croissance de 2,52% par an contre une moyenne mondiale de 1,67% sur la même période (UNPP 2010).

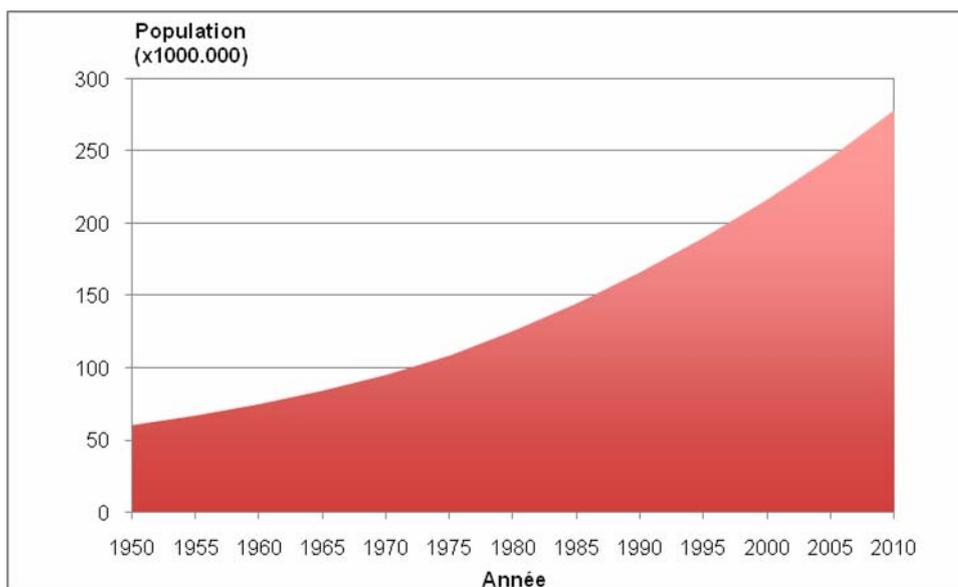


Figure 7. Évolution démographique humaine dans la zone d'étude (source: UNPP 2010)

L'Afrique de l'Ouest est une des sous-régions les plus pauvres de toute l'Afrique et du monde avec un PIB par habitant de moins de 400 US\$ (valeur du US\$ en 1995) contre une moyenne mondiale de plus

de 5.400 US\$. Cette disparité se traduit notamment par une espérance de vie et un niveau d'instruction assez faibles (PNUE 2002).

L'économie de la sous-région est largement dépendante de produits primaires exportés généralement à l'état brut ou semi-fini. La monoculture de rente (coton) dans la région soudano-sahélienne, les productions fruitières et de bois en zone forestière sont à l'origine de pollutions chimiques et de dégradations importantes du milieu (déforestation) (PNUE 2002).

2.3 Comme un éléphant dans un jeu de quille: analyse des principaux éléments de la dynamique foncière en Afrique de l'Ouest

La densité de population humaine d'Afrique de l'Ouest semble être depuis longtemps la plus importante du continent (PNUE 2002). Par ailleurs, comme nous l'avons signalé, les conditions climatiques ne sont pas les plus favorables sur toute la zone d'étude du fait de la présence de zones semi-arides assez peu productives. La mise en culture des espaces disponibles a permis de couvrir 80 à 86% des besoins en produits vivriers de cette partie du continent depuis les années d'accession aux indépendances (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007).

Les pratiques agricoles ont également subi des mutations. Au départ traditionnelles, elles ne faisaient que rarement l'usage d'intrants. Ces techniques agricoles traditionnelles ont été conservées tout en intégrant de plus en plus d'intrants (engrais, pesticides etc.). Le volume d'intrants a été multiplié par 5 entre 1970 et 2000 (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007). L'usage des intrants dans la bande soudano-sahélienne s'est surtout répandu avec l'apparition des cultures de rente comme le coton.

Les mouvements de population se sont accrus ces dernières décennies soit du fait de la sécheresse au Sahel, soit par manque de terre dans les régions d'origine, soit en raison de conflits armés. L'arrivée de migrants est synonyme d'extensification et d'individualisme agraire, par abandon des facteurs sociaux traditionnels régulateurs de l'exploitation de l'espace (Pieri 1989). Si, dans certains cas, les migrants apparaissent plus ouverts au progrès technique, le solde net de leur impact sur l'environnement est plutôt négatif. De fortes disponibilités en terre provoquent le plus souvent chez les populations un réflexe d'extensification et de surconsommation d'espace sans qu'il y ait de changement des techniques culturales (Pieri 1989).

L'évolution démographique, culturelle et économique de la population a dès lors été à l'origine d'une pression importante sur les milieux naturels. La mise en culture est à la base de la transformation des paysages avec pour conséquences la diminution de la diversité biologique, la fragmentation et l'isolement des habitats, la perturbation des dynamiques hydrologiques et l'amenuisement des ressources forestières et pastorales. Cette fragmentation a été facilitée par l'ouverture des routes reliant les principaux centres urbains (Figure 8), à partir desquelles de nouveaux espaces ont été rendus accessibles aux habitants (Barnes 1999).

L'érosion augmente en fonction de la densité de la population. En zone soudano-sahélienne, dès que la population dépasse 20 à 40 habitants/km², le temps de jachère diminue et devient inefficace (Roose 1994), laissant ainsi une grande partie des sols à nu en favorisant ainsi l'érosion. Ce processus finit par épuiser les sols qui doivent être progressivement abandonnés et oblige les agriculteurs à chercher tôt ou tard d'autres terres à cultiver. Ceci est particulièrement le cas à proximité des grands centres urbains qui tendent à concentrer des densités de population importantes (Figure 9).

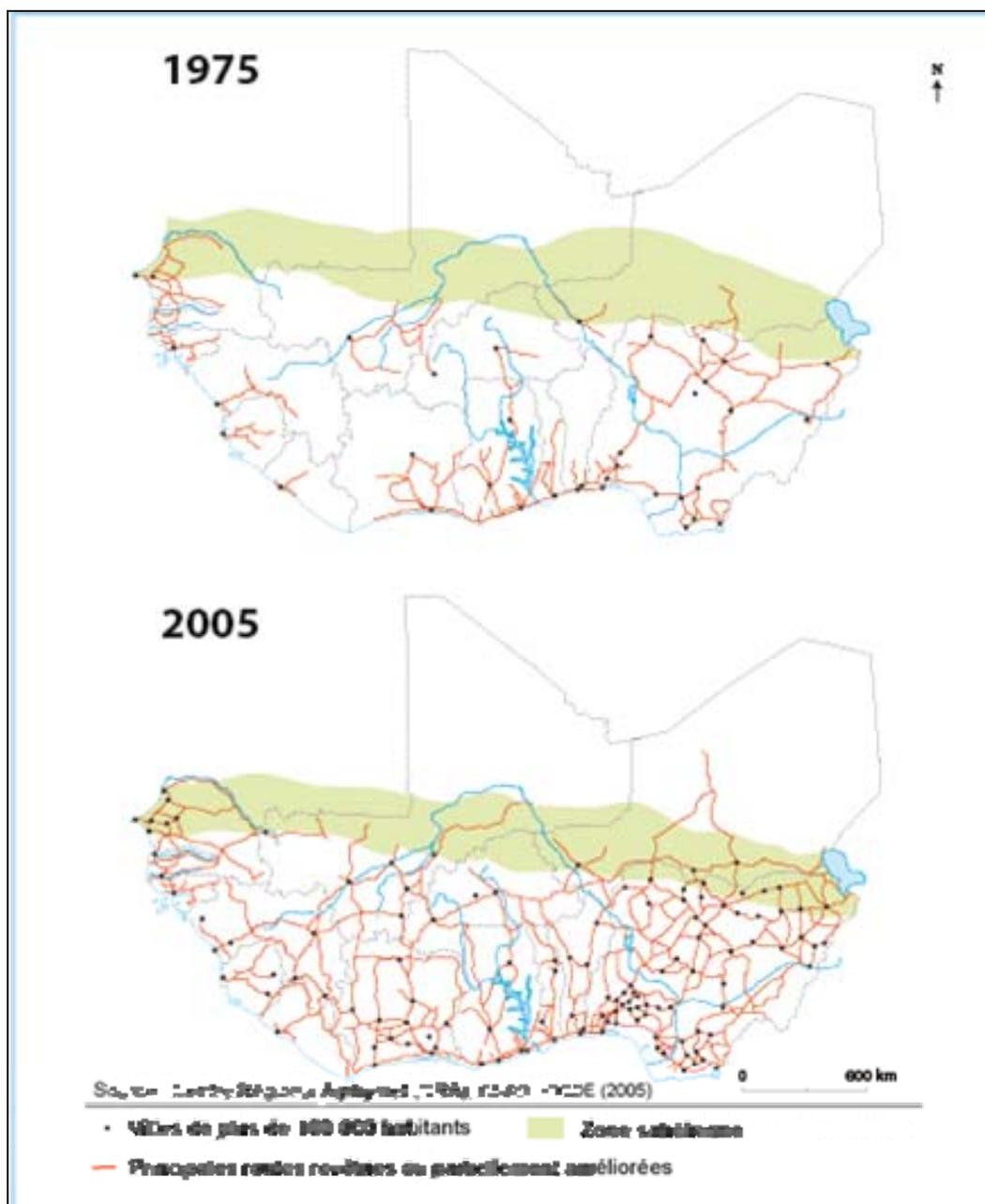


Figure 8. Évolution des infrastructures routières en Afrique de l'Ouest (source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2007)

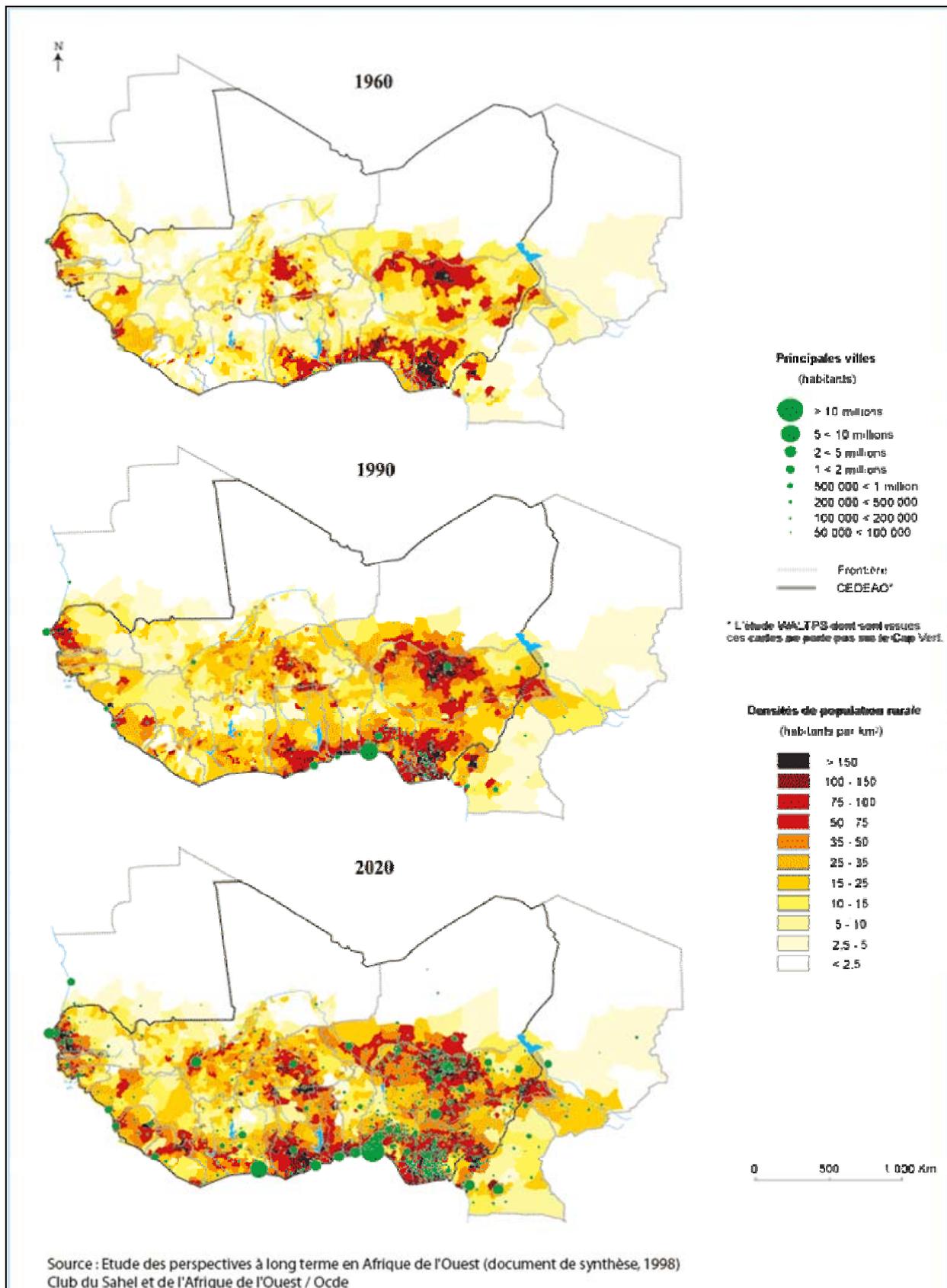


Figure 9. Peuplement de l'Afrique de l'Ouest de 1960 à 1990 et projection à 2020 (source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2007)

Très peu d'études ont été menées pour estimer l'impact de l'agriculture sur l'environnement et sa durabilité. L'agriculture traditionnelle était durable mais la suppression des jachères (suite à la pression démographique), l'usage des pesticides qui acidifient les sols et l'introduction de cultures de rente ont

bouleversé cet équilibre. Les ethnies traditionnellement agricultrices mettent un champ en jachère 30 ans après 5 ans de culture (Hauchard 2005), ce qui est loin d'être le cas d'autres ethnies souvent migrantes. Un champ cultivé de manière intensive ne pourra produire des rendements satisfaisants que quelques années (5 à 7 ans) (Hauchard 2005). Au Sénégal près de 30% des terres sont considérées comme dégradées du fait notamment du défrichement intensif (Ndour 2001). Il n'est pas évident que l'agriculture soit aussi rentable qu'il y a 50 ans et à ce rythme il est d'autant moins probable que l'agriculture de subsistance reste rentable dans le futur. Ceci pose forcément un problème accru de sécurité alimentaire. Du fait que l'Afrique de l'Ouest n'a jamais atteint l'autosuffisance alimentaire (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007), si les rendements baissent et que la population ne cesse d'augmenter, la dépendance alimentaire de l'Afrique de l'Ouest ne cessera de s'accroître, accentuant d'autant plus la pauvreté de cette partie du monde.

À l'échelle régionale, les superficies cultivées sont passées de 8,4 à 23% de la superficie totale des terres entre 1975 et 2000 (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007, USGS 2007a & b). Cette évolution s'est faite au détriment des savanes et des forêts. Ces espaces ont été convertis en espaces agro-pastoraux tandis que le couvert forestier s'est réduit en moyenne de 1,5% par an entre 1990 et 2000 (PNUE 2002), ce qui représente le taux de dégradation le plus élevé de toute l'Afrique.

En 1960, 85% de la population de l'Afrique de l'Ouest vivait dans un milieu rural centré sur une économie d'autosubsistance. À cette époque, l'économie rurale, presque exclusivement agricole, générait la moitié du PIB d'Afrique de l'Ouest. Depuis, la population citadine a été multipliée par 5 entre 1972 et 2000 atteignant 120 millions d'habitants soit 43% de la population de la sous-région (PNUE 2002) (Figure 10). Les actifs du milieu rural, même s'ils sont beaucoup plus nombreux, ont perdu de leur importance au profit notamment des actifs de l'informel urbain qui génèrent 30% du PIB régional. La richesse ainsi créée dans les villes a pour effet d'accroître d'autant plus le flux des ressources naturelles vers celles-ci. Les ressources y sont en effet achetées plus cher qu'en brousse et des filières spécifiques se sont mises en place (Colyn & al 1987, Chardonnet 1995). C'est notamment le cas pour la viande de brousse et du bois de chauffage.

En République Centrafricaine, la capitale Bangui est certainement le plus gros centre de consommation de viande de brousse du pays. On a estimé que 5.000 tonnes de viandes sont consommées chaque année par les citadins (Fargeot 2004). Le même phénomène a été enregistré à Abidjan en Côte d'Ivoire (Lauginie 2007, Chardonnet 2009).

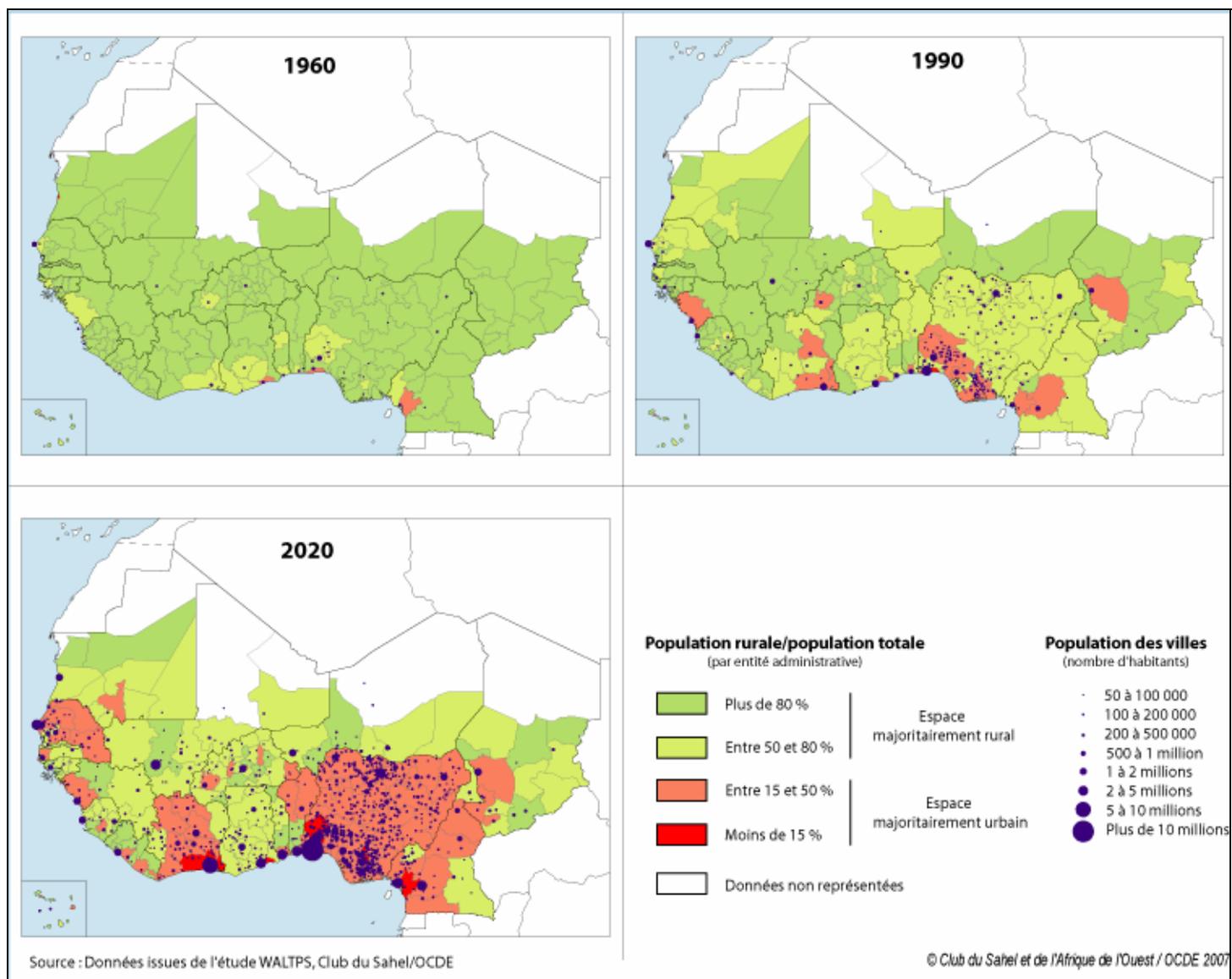


Figure10.Évolution du pourcentage de population rurale et de la taille des villes en Afrique de l'Ouest (source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2007)

Les populations, qu'elles soient citadines ou rurales utilisent le plus souvent le bois de chauffage comme source d'énergie. Le bois de chauffage reste en effet le combustible le plus abordable pour la plupart des gens. Cette exploitation soutenue contribue à la dégradation des habitats naturels. Entre 1961 et 2009, la production de bois de chauffage à l'échelle de l'Afrique de l'Ouest a doublé (Figure 11), tandis qu'elle a perdu 16,7% de ses massifs forestiers entre 1990 et 2010. Ce taux de déforestation est le plus élevé de toutes les sous-régions d'Afrique (FAOSTAT 2010).

La déforestation aurait favorisé de manière significative les inondations qui frappent de plus en plus régulièrement la zone d'étude (UNEP 2006) (inondations du Sahel en 2009 et 2010). Cette érosion hydraulique combinée avec l'érosion éolienne contribue en outre à la dégradation des terres (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007).

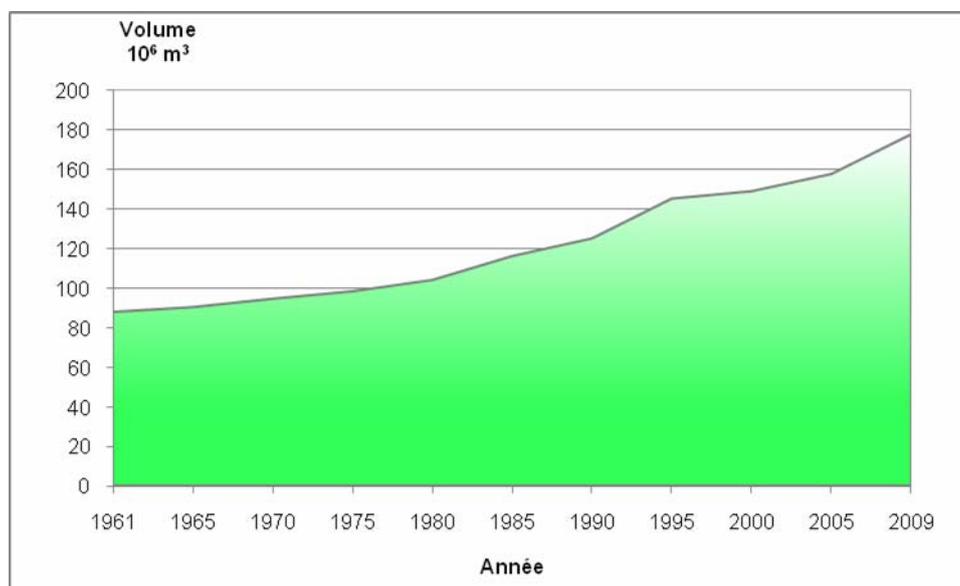


Figure 11. Volume (en millions de m³) de bois de chauffage produit dans les pays de la zone d'étude entre 1961 et 2009 (source : FAOSTAT 2010).

La combinaison de ces différents processus a rendu de nombreux espaces peu 'fréquentables' pour les éléphants. Leurs domaines vitaux se sont dès lors réduits à certaines aires protégées plus ou moins bien conservées (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Barnes 1999).

2.4 Pressions du bétail transhumant

La transhumance est un système traditionnel performant qui permet aux pâturages et aux sols de soutenir des biomasses assez importantes mais sur une courte durée à un endroit et un moment donné (Ogle 1996). Ce système permet de faire pâturer beaucoup plus de têtes de bétail que dans un système sédentaire à l'instar de la migration des gnous du Serengeti. Il a été calculé que la productivité (protéine kg/ha/an) d'un système transhumant était au minimum deux fois supérieure à un système sédentaire sahélien et 1,2 à 7 fois plus élevée que la productivité des ranchs les plus modernes des États-Unis et d'Australie (Ogle 1996). À la différence de ceux-ci, le système de

transhumance du Sahel ne consomme aucune énergie fossile. L'élevage est un secteurs économique important : il représente une des premières sources de revenu pour les pays sahéliens (30 à plus de 40% du PIB selon les pays) (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007).

Durant les années 50, la faune était encore abondante partout dans la zone d'étude et la consommation de viande de brousse y était courante (Bouché & Lungren 2004), sans qu'elle soit pratiquée quotidiennement dans les zones plus sahéliennes (M. Dermé comm. perso.).

L'urbanisation et la croissance économique moyenne de 2 à 6% par an (CEDEAO sans date, BIDD 2008) observées ces dernières décennies, ont été marquées par une occidentalisation des modes de vie en ville (Becquey & al 2010). Ceci a eu pour effet d'accroître la demande en viande bovine qui a triplé dans la sous-région entre 1965 et 2009 (Figure12).

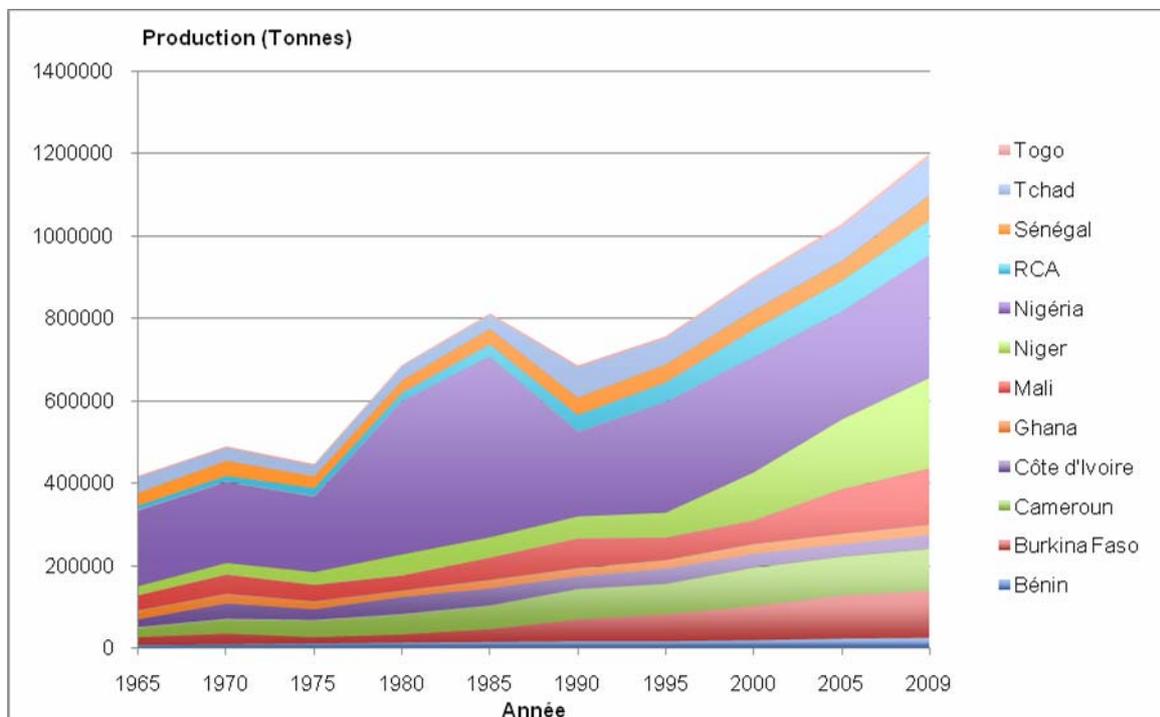


Figure 12. Évolution de la production de viande bovine dans la zone d'étude (source : FAOSTAT 2010)

Jusque dans les années 1970, la transhumance se confinait pour l'essentiel dans la bande sahélienne. À la suite de la sécheresse des années 70 et 80, les éleveurs ont pris l'habitude de quitter le Sahel en saison sèche pour se rendre dans les régions soudanaises situées plus au sud. Ces mouvements sont motivés par la présence d'eau libre et de pâturages verts disponibles en plus grandes quantités (Haessler & al 2003, Jullien 2006). La disparition progressive de l'onchocercose et l'évolution des techniques de lutte trypanocitaire dans la bande soudanaise a rendu des espaces vivables pour le bétail favorisé sa pénétration.

Ces déplacements se sont vite heurtés à la présence des agriculteurs sédentaires et ont occasionné des conflits. Depuis les années 50, la population sédentaire, essentiellement agricultrice, a créé un

véritable front agricole qui est devenu difficile à franchir pour les transhumants. Afin de limiter les conflits, les transhumants ont cherché à pénétrer dans les aires protégées moins surveillées mais qui recèlent aussi du pâturage et de l'eau de qualité en grande quantité (Sam & al 2002, Prins 1992, Boutrais 2010).

Simultanément, sous l'effet conjugué d'une réduction des maladies et de la demande croissante de viande (Figure 12) (FAOSTAT 2010), l'effectif de bovins domestiques a plus que doublé entre 1965 et 2008 (Figure 13) (FAOSTAT 2010) dans les pays de la zone d'étude.

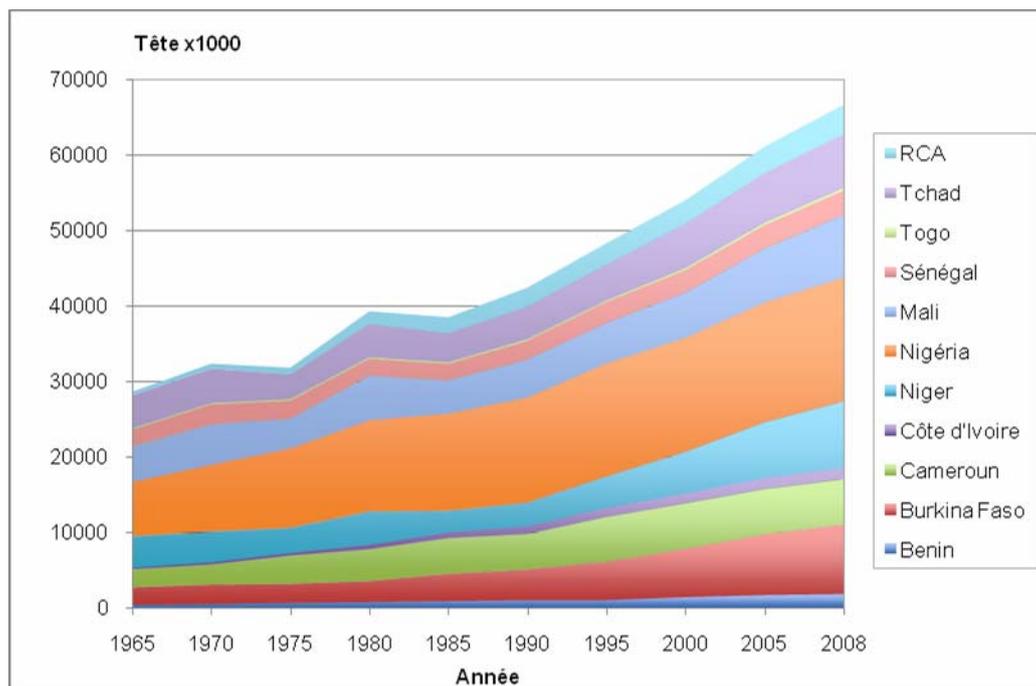


Figure 13. Évolution de la population de bétail (en milliers de têtes) de la zone d'étude entre 1965 et 2008 (source : FAOSTAT 2010)

En dehors des conflits fonciers liés à la présence du bétail (Haessler & al 2003), la transhumance, si elle n'est pas correctement encadrée, pose un grand nombre de problèmes pour la conservation des écosystèmes naturels et pour la biodiversité (Lungren & Bouché 2005, Boutrais 2010). Ces problèmes sont d'autant plus saillants que la plupart des gouvernements ont établi des couloirs de transhumance qui longent ou parfois traversent les écosystèmes sensibles, mettant la faune en contact direct avec le bétail. Rappelons que la plupart des problématiques n'apparaissent qu'avec une densité importante de bétail. Ce n'est pas tant le système de transhumance qui pose problème que l'afflux massif de bétail en saison sèche.

2.4.1 Concurrence pour l'eau, le fourrage et l'espace

La transhumance constitue une concurrence directe pour la faune. Dans la bande soudano-sahélienne, la faune s'écarte systématiquement du bétail à une distance d'au moins 5 km (Sam & al 2002, Hibert & al 2010).

Le maintien de densités de bétail élevées à un endroit donné sur une longue période de temps, crée un dénudement des sols sur de grandes surfaces favorisant leur appauvrissement et leur érosion.

Ces phénomènes pourraient par ailleurs favoriser le changement climatique qui aboutirait à l'aridité des sols (Sinclair & Frixell 1985). La concentration importante de bétail provoque l'accumulation d'urine (ammoniaque) qui rend le pâturage non attractif pour la faune et peut également provoquer l'eutrophisation des mares isolées de taille moyenne, rendant l'eau imbuvable pour la faune (obs. perso.). Rappelons que si le bétail est transhumant, la plupart des espèces fauniques de la bande soudano-sahélienne sont sédentaires et ne peuvent pas toutes se déplacer aussi loin.

La transhumance participe également à l'assèchement progressif des mares. La coupe des ligneux par les éleveurs pour alimenter le bétail en fourrage et pour produire du bois de chauffe, favorise l'érosion hydraulique et éolienne. Cette situation provoque le comblement progressif des mares ou parfois des rivières qui au départ étaient pérennes mais deviennent progressivement temporaires et finissent par disparaître (§6.2 et 6.3).

2.4.2 Diffusion des maladies

Le bétail transhumant non contrôlé est également le vecteur d'épizooties graves comme la peste bovine et le charbon qui affectent à la fois les élevages locaux et la faune. Depuis les épisodes de peste bovine au Kenya en 1995 et 1996 (Planton 1990, Kock & al. 1999), on sait que la faune sauvage ne joue pas le rôle de réservoir de la maladie. Cependant elle peut être à la fois :

- une victime par l'importance des mortalités suite à une contamination par des troupeaux de bovins ;
- un vecteur en favorisant la diffusion du virus au sein de la population atteinte et en pouvant le retransmettre à de nouveaux troupeaux ;
- une sentinelle par l'alerte que peut provoquer une mortalité importante ou la présence d'anticorps sur de jeunes animaux.

Il n'existe pas de porteurs sains de cette maladie; après un épisode viral de 10 à 15 jours, les animaux guéris de la peste bovine n'hébergent plus le virus et ne représentent donc pas un danger pour les animaux sains comme c'est le cas pour d'autres maladies (Scott & al 1986). À la fin des années 60 et au début des années 80 des milliers d'animaux sauvages sont morts de la peste bovine en RCA (Loevinsohn 1978, Delvingt & Tello 2004). Le bétail transmet également la pneumonie bovine qui affecte les prédateurs qui s'attaquent au bétail (Chardonnet & al 2005).

2.4.3 Braconnage

L'activité des bergers transhumants ne se limite pas à faire paître leur bétail. Ils participent aussi au braconnage pour s'alimenter ou pour collecter de l'ivoire. Leurs grands déplacements favorisent l'évacuation de l'ivoire vers d'autres pays (§6.2).

Par ailleurs les transhumants n'hésitent pas à empoisonner les carcasses pour tuer les prédateurs tels que les lions (Chardonnet & al. 2005). Ces agissements ont également un effet sur les charognards (hyènes, vautours) et met à mal des populations déjà fortement réduites.

2.5 Conflits armés

Selon le contexte, les conflits armés peuvent ou non participer directement ou indirectement à la dégradation des populations fauniques et des éléphants en particulier (Kalpers 2001, §6.2). Dans certains cas les conflits armés peuvent conduire à la disparition de la population humaine de certaines régions (Lindsell & al 2011). Ce fut le cas par exemple du Nord Mozambique ou du Parc National de la Comoé en Côte d'Ivoire dans les premières années de la guerre civile de 2002-2006 (Laugnie comm. perso.). Cette situation nouvelle favorise souvent la recrudescence de la faune. Dans d'autres cas (Soudan, Somalie) la faune et les éléphants en particulier sont décimés par les belligérants, les réfugiés ou même les populations locales qui recherchent l'ivoire pour acheter des armes et des munitions et de la viande pour se nourrir (Kalpers 2001). Par ailleurs la disponibilité d'armes en grande quantité favorise parfois les activités illégales après la fin des hostilités.

Les conflits armés du Tchad, de RCA, du Soudan et de Côte d'Ivoire, ont contribué directement ou indirectement au déclin des éléphants dans ces régions. (Laugnie 2007, Bouché & al 2010a, Poilecot 2010).

2.6 Commerce de l'ivoire : une longue histoire

Même si l'éléphant était toujours omniprésent dans toute la zone soudano-sahélienne jusque dans les années 1950 (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Bouché & Lungren 2004). Son exploitation pour l'ivoire y a démarré bien longtemps auparavant.

En 500 av. JC les éléphants du Moyen Orient se sont éteints suite à leur chasse intensive. Au 1^{er} siècle de notre ère les populations d'éléphants du Nord de l'Afrique avaient déjà subi d'importantes diminutions du fait de la demande romaine en ivoire et en éléphants vivants. Entre le 4^{ème} et le 7^{ème} siècle l'éléphant d'Afrique du Nord a disparu (Spinage 1973, Seaver 2009). À la suite de la chute de Rome en 410 après JC, Byzance est devenu le principal centre de commerce et de sculpture de l'ivoire, jusqu'à la conquête arabe de l'Afrique du Nord aux 6^{ème} et 7^{ème} siècles. Cependant la

disponibilité d'ivoire s'est réduite à partir de la fin du 11^{ème} jusqu'au 12^{ème} siècle, essentiellement en raison de l'instabilité politique dans les royaumes fatimides d'Égypte aux 9^{ème} et 10^{ème} siècles mais également par le fait qu'il fallait chercher l'ivoire plus loin vers le sud. Il était donc nécessaire d'utiliser des routes maritimes et terrestres plus longues et donc plus incertaines tant sur le plan de la sécurité que des difficultés de la navigation maritime (les détroits étant des passages difficiles à franchir avec un voilier) (Seaver 2009).

Entre le 7 et le 8^{ème} siècle, les routes commerciales furent développées et contrôlées par les califats arabes et par les populations vivant au sud du Sahara et le long de la Méditerranée. L'ivoire était ensuite destiné aux principaux centres commerciaux et ports européens : Bruges, Gênes, Venise, Marseille et Paris mais également exporté vers la Chine où la demande excédait la disponibilité d'ivoire en provenance d'Inde (Seaver 2009).

À ces époques, deux voies principales se sont développées en Afrique du Nord et de l'Ouest : l'une entre les villes de Tombouctou (actuel Mali) et Niani (actuelle Guinée Conakry) et les ports méditerranéens de Ceuta et d'Oran ; l'autre entre l'Oasis de Kawar (actuellement Bilma au Niger) et le port de Tripoli (actuelle Lybie). Les éléphants étaient exploités sur une zone s'étendant du Sénégal au Nigeria actuels (Guérin 2010).

Une autre route a été développée par les Arabes le long de la côte orientale de l'Afrique. Ils exploitaient les éléphants sur une zone s'étendant du Mozambique et Zimbabwe jusqu'à l'actuelle Somalie. Il semble que la route de l'est principalement maritime, n'ait eu que peu d'impact sur les populations d'éléphants d'Afrique centrale (Guérin 2010). Il semble aussi que les deux marchés (oriental et occidental) se concurrençaient assez peu.

A partir du 13^{ème} siècle, la disponibilité d'ivoire est devenue de plus en plus importante en Europe jusqu'au 14^{ème} où elle est devenue abondante. Ceci est dû à la conjonction de plusieurs facteurs : la construction de bateaux plus appropriés pour passer les détroits, une intensification des relations diplomatiques entre les centres commerciaux du nord de la Méditerranée et les royaumes arabes du sud, mais également une demande de plus en plus importante d'ivoire du fait de l'émergence de la période gothique en Europe (Guérin 2010).

Ces relations commerciales se sont prolongées jusqu'à l'arrivée des Portugais sur les côtes occidentales de l'Afrique au 15^{ème} siècle. Ils furent rapidement suivis par les Français, les Hollandais et les Anglais qui établirent des comptoirs le long des côtes (Barnes 1999). Le nom de Côte d'Ivoire est le symbole le plus marquant qui subsiste aujourd'hui de cette époque.

Une époque d'intense exploitation de l'ivoire a débuté au 17^{ème} siècle en Afrique de l'Ouest. L'abattage fut si important qu'au 18^{ème} siècle les éléphants se sont raréfiés au moins le long de la côte (Barnes 1999). Ceci a eu pour effet que les prix de l'ivoire ont été multipliés par 10 en 50 ans. Au

cours du 19^{ème} siècle le développement économique en Europe et en Amérique du Nord, a fait exploser la demande d'ivoire. Cette période correspond à la pénétration des Européens sur le continent et l'apparition d'armes à feu de plus en plus performantes (Barnes 1999).

Les statistiques de l'AOF montrent une croissance exponentielle de l'exportation d'ivoire entre 1890 et 1910 avant de chuter drastiquement alors que les prix continuaient à augmenter. Ceci illustre bien la surexploitation et la baisse massive des populations d'éléphants à cette époque (Barnes 1999).

Durant la première guerre mondiale, les exportations étaient presque à l'arrêt. Le commerce a repris juste après celle-ci. Les exportations d'Afrique de l'Ouest n'ont repris que dans des proportions beaucoup plus modestes. Les exportations sont passées de 16 tonnes d'ivoire par an avant la première guerre mondiale à moins de 4 tonnes entre les deux guerres mondiales (Barnes 1999). Ceci conduit à penser que la chute des effectifs était telle que les années de guerre, donc de répit, n'ont pas permis à la population d'éléphants d'Afrique de l'ouest de se restaurer. Durant la grande période de braconnage des années 80, seulement près de 11,5 tonnes pour la décennie 1980 (soit en moyenne 80 kg/an et par pays) ont été récoltées (soit 0,2% du total continental) avant l'interdiction du commerce de l'ivoire en 1989 (Barnes 1999). L'Afrique de l'Ouest n'est donc plus réellement ciblée pour l'ivoire depuis plusieurs décennies.

L'exploitation des éléphants de savane d'Afrique centrale semble être apparue plus tard. Ce n'est qu'au milieu du 19^{ème} siècle que les esclavagistes et les commerçants arabes y ont pénétré et ont commencé à exploiter l'ivoire. L'arrivée des Européens a été la plus tardive dans ces régions (Roulet 2004) et l'ivoire a été exploité en quantité importante jusqu'à la fin des années 80 (Froment 1985, §6.2).

Depuis 1973 et la naissance de la CITES (Convention internationale sur le commerce de faune et de flore menacées d'extinction), les débats autour du commerce de l'ivoire ont toujours été agités. Les importants massacres d'éléphants des années 1980 ont abouti à l'interruption totale du commerce international en 1989 (Western 1989b) avec comme conséquences la chute des cours de l'ivoire et une croissance de certaines populations d'éléphants surtout en Afrique orientale (Blanc & al 2003 & 2007). Cependant les pays d'Afrique australe se sont plaints du fait que leur bonne gestion de l'éléphant aboutissait à des populations nombreuses desquelles ils souhaitaient exploiter l'ivoire. En 1997 la reprise partielle et conditionnelle du commerce de l'ivoire pour certains pays a créé un pic de la demande d'ivoire en 1998 dû à la nouvelle demande provenant de marchés non réglementés d'Asie et d'Afrique (Milliken & al 2009). La demande s'est ensuite tassée jusqu'en 2005 mais a ensuite connu un autre pic en 2009. Le commerce légal de l'ivoire a donc pour effet d'encourager le trafic illégal vers les pays émergents. La Chine est demandeuse de grandes quantités d'ivoire et est le principal marché d'ivoire illégal actuel (Milliken & al 2009).

L'Afrique de l'Ouest est globalement assez peu affectée par le commerce illégal de l'ivoire, même si certaines villes comme Abidjan, Douala et Lagos sont souvent citées comme des plaques tournantes de ce commerce (Milliken & al 2009). Cependant les volumes d'ivoire qui y transitent sont largement supérieurs aux volumes d'ivoire que portent les éléphants de ces pays (Milliken & al 2009). L'ivoire provient surtout d'Afrique Centrale et ne fait qu'y transiter. Même si les cas de braconnage existent en Afrique de l'Ouest, leur nombre est tellement faible qu'il n'est pas significatif. Par ailleurs le risque de se faire prendre et le nombre d'intermédiaires rendent le braconnage assez peu lucratif (Bouché & Lungren 2004). En revanche en Afrique centrale les récents massacres d'éléphants ont quasi exterminé les grandes populations de savane (Chardonnet & Boulet 2008, Poilecot 2010, Chapitre 5, §6.2).

Le premier objectif de l'abattage illégal d'éléphants est le plus souvent la collecte de l'ivoire (CITES 2010). Dans très peu de cas les éléphants sont abattus pour la viande. L'abattage d'un tel animal est très vite connu et repéré. Cela demande un effort logistique considérable pour un groupe de chasseurs de traiter et d'évacuer des quantités de viande importantes en peu de temps. Dans la plupart des pays les autorités interviennent suffisamment rapidement pour éviter le trafic de viande d'éléphant.

2.7 Conclusion

L'exploitation de l'éléphant pour l'ivoire en Afrique de l'Ouest est un phénomène très ancien dont les origines remontent au moins à la conquête arabe de l'Afrique du Nord au 7^{ème} siècle. Cependant l'abattage illégal pour l'ivoire est aujourd'hui un phénomène très limité en Afrique de l'Ouest mais il est encore très répandu en Afrique centrale. L'éléphant fait face à une série d'enjeux qui affectent sa conservation à long terme. La zone soudano-sahélienne subit des changements climatiques majeurs depuis les années 70 qui sont marqués par une tendance à l'assèchement accompagné d'une hausse progressive des températures moyennes. La zone d'étude est la région d'Afrique la plus peuplée du continent. La population, essentiellement rurale, a plus que quadruplé en 60 ans tout en gardant un niveau de vie très faible. L'agriculture et l'élevage se sont étendus à toute la zone soudano-sahélienne à cause des changements climatiques, de la croissance démographique et de l'extension du réseau routier. L'exode rural massif a occasionné la concentration des populations en ville. L'augmentation du niveau de vie des citadins provoque une pression de plus en plus importante sur les ressources naturelles provenant du milieu rural. Tous ces phénomènes ont eu pour effet de morceler et d'isoler les populations d'éléphants. En outre certaines populations d'éléphants ont été victimes de conflits armés ou de leurs séquelles (disponibilité d'armes de guerre).

Chapitre 3. Conservation de l'éléphant dans la zone soudano-sahélienne

La conservation des éléphants est étroitement associée aux aires protégées (AP) qui les accueillent. Ces AP représentent souvent les derniers bastions de la conservation de l'éléphant en Afrique de l'Ouest. Au-delà des missions dévolues à ces espaces, il est nécessaire d'analyser la manière dont ces AP fonctionnent en Afrique de l'Ouest afin de mieux comprendre les enjeux actuels de la conservation de l'éléphant.

3.1 Les aires protégées : un héritage colonial

La plupart des aires protégées d'Afrique de l'Ouest ont été créées par les pouvoirs coloniaux durant la première moitié du 20^{ème} siècle (Jeannin 1936, Duplaquet 1955, Giffart 1959, WPDA 2003, Blom & al. 2004). Comme dans beaucoup d'autres régions du monde, la création d'aires protégées avait pour but la préservation d'espèces sauvages charismatiques et de leurs milieux, en soustrayant des espaces aux activités humaines (Gifard 1959, Gallardo 2008, Krug 2000). Ceci doit être porté à l'initiative des premiers mouvements de conservation en réaction à la chasse excessive pratiquée par les colons (Gifard 1959, Gallardo 2008, Chardonnet 2009). La notion de sauvegarde des écosystèmes dans le but de préserver la biodiversité est en revanche beaucoup plus récente (Krug 2001). Beaucoup d'AP actuelles étaient qualifiées par le pouvoir colonial de ' vastes espaces inhabités ' souvent caractérisés par la trypanosomiase et l'onchocercose endémiques. Lors de leur création, les AP étaient entourées de grandes savanes peu peuplées mais qui abritaient toujours de grandes densités fauniques. (Boy 1958, Sayer 1977).

La création des premières aires protégées dans la zone d'étude remonte aux années 20. Au départ la plupart de ces zones sous administration coloniale française ont reçu le statut de refuge, de réserve de faune, ou de forêt classée sous le contrôle scientifique du Muséum national d'Histoire naturelle de Paris. Encouragé par la Conférence de Londres, la création des premiers parcs nationaux (catégorie de protection II de l'UICN cfr. Annexe 1) est intervenue en 1933 avec le classement des premiers parcs Bamingui Bangoran et Saint-Floris en Oubangui-Chari (actuelle RCA) (Duplaquet 1955). Le classement de la plupart des autres aires protégées en parcs nationaux ou en catégories de protection les plus élevées équivalentes aux catégories I à IV de l'UICN (Annexe 1) n'est intervenu que juste avant la période des indépendances (1960) (Tableau2). Aux indépendances, 30 AP que l'on classerait aujourd'hui dans les catégories I à IV de l'UICN couvrant un peu plus de 100.000 km² avaient été créées (Figure14). Entre 1970 et 1980, une inflation du nombre de parcs nationaux a eu lieu. Cette période correspond à la mise à l'agenda politique international des questions

environnementales et à la véritable globalisation de l'outil des aires protégées (Rodary & Millian 2010). En une dizaine d'années le nombre et la superficie des AP de statut de protection élevé ont doublé (Figure14). Ce classement n'a concerné pour l'essentiel que d'anciennes réserves de faune ou forêts classées créées pendant la période coloniale (Tableau2). Cependant en Afrique de l'Ouest la superficie consacrée aux aires protégées est la moins importante de toutes les régions d'Afrique subsaharienne (Tableau 1).

Le phénomène de classement à un niveau de protection plus élevé résulte donc apparemment de décisions des États africains souverains et non d'un héritage colonial (Tableau3). Cependant l'influence directe ou indirecte des anciennes métropoles a sans doute contribué à cette évolution. Cette période fait suite aussi à l'avènement des mouvements écologistes et leur irruption sur l'échiquier politique en Europe et aux États-Unis à la suite de la création d'Organisation Non Gouvernementales (ONG) telles que le WWF (*World Wide Funds for Nature*) et AWF (*African Wildlife Foundation*) créées en 1961(Gallardo 2008). Au départ, l'intervention des ONG reste fortement marquée par une volonté de conservation de la nature contre l'expansion de l'homme.Le dispositif fut complété plus tard par la création en 1973 de la CITES régissant le commerce international des espèces,convention internationale qui engage formellement les États qui y adhèrent contrairement aux ONG dont les programmes d'action sont dictés par leur vocation et leurs propres objectifs.

Ces grands organismes de conservation sont devenus des références. Ils ont apporté une dimension transnationale à la protection de la faune et de la nature, et en sont devenus les principaux acteurs. (Rodary & Milian 2010). Ils définissent des régions prioritaires pour la création d'AP en fonction de différents critères écologiques (endémisme, diversité, espèces menacées, etc.). Ex : les *Hot Spots* de Conservation International lancés en 1998, les *Important Birds Areas* de *Birdlife International*, les 200 écorégions globales (*Global 200*) initiées en 1998 par le WWF, les *African Heartlands* de l'AWF, ou encore les portfolios qui orientent les acquisitions de *The Nature Conservancy*. Ces institutions norment et hiérarchisent les actions du monde de la conservation tant en termes de priorités écologiques que d'affichage médiatique (Rodary & Milian 2010). Elles attirent de ce fait une part non négligeable des fonds dédiés à la conservation.

3.2 De la conservation à la confrontation : une approche coloniale francophone des aires protégées

En Afrique de l'Ouest, contrairement à d'autres parties du continent (Afrique de l'Est et du Sud), les AP n'ont pas été valorisées de manière à contribuer sérieusement aux économies nationales. D'autres priorités de développement ont été poursuivies (agriculture, éducation, santé, etc.) (Lungren & Bouché 2005). Or dans bien des pays, ces espaces et ces ressources contribuent au moins localement à la survie des populations (chasse, bois, eau, pâturage, produits forestiers non ligneux) (Lauginie 2007, Tincani 2010) (Encadré 1). Il reste cependant évident que si ces AP n'avaient pas été créées, les maigres ressources fauniques y compris les éléphants existants aujourd'hui auraient

certainement disparu à l'instar de ce que l'on observe dans les espaces non protégés de la zone d'étude (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Barnes 1999, Chapitre 7).

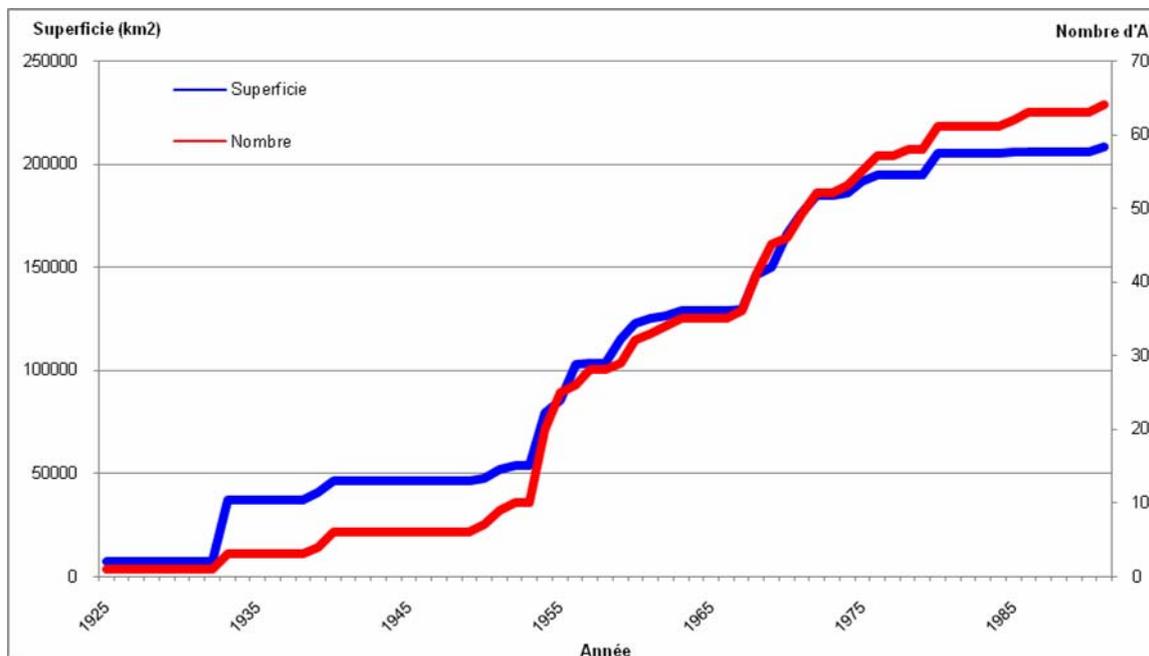


Figure 14. Fréquence cumulée du nombre et de la superficie des aires protégées de catégorie UICN I à IV (source : WDPA, 2003)

Tableau 1. Population et Densité Humaine, Superficie et Pourcentage d'Aires Protégées en Afrique

Sous-région au sud du Sahara	Population en million en 2000	Superficie par Sous-région km ²	Densité de population humaine moyenne (n/km ²)	Superficie (km ²) d'aires protégées Statut UICN 1 à 4	Pourcentage des aires protégées Statut UICN 1 à 4
Afrique de l'Ouest	225	6.057.732	37,1	293.800	4,9
Afrique centrale	90	5.244.057	17,2	330.900	6,3
Afrique de l'Est	150	4.945.498	30,3	417.400	8,4
Afrique australe	150	6.798.751	22,1	979.700	14,4
Total	615	23.046.038	26,7	2.021.800	8,8

Col 2,3,5 & 6:source UNEP 2002

Les administrations des gouvernements nationaux ont hérité des pouvoirs coloniaux de l'accès à la terre et aux ressources naturelles (Roe & al. 2009). Les espaces de conservation ont été longtemps perçus comme des zones d'intérêt des États pour les loisirs de touristes étrangers ou pour les couches aisées de la population autochtone (Giffard 1959), au détriment des intérêts des populations riveraines (Lungren & Bouché 2005, Norton-Griffiths 2007). Ce sentiment a été à l'origine de pressions diverses de celles-ci qui dans certains cas ont été expulsées par la force de territoires dont elles se considèrent propriétaires sans percevoir quelque bénéfice que ce soit (Nelson 2003, Lungren & Bouché 2005, West & al. 2006). Aujourd'hui encore les communautés ne sont que peu ou pas associées aux processus décisionnels de gestion des ressources naturelles (6 États sur 12 de la zone d'étude associent effectivement les communautés à la gestion de la grande faune) (Roe & al 2009). Dans les pays où des structures communautaires de gestion de la faune existent, les villageois n'ont que rarement été réellement formés à cette tâche (UICN 2009, Bouché & al 2010b). Il en résulte un mauvais fonctionnement des structures de gestion (peu démocratique), une gestion financière peu transparente et une gestion de terrain peu appropriée (Bouché & al 2010b).

Tableau 2. Historique du classement des AP en Afrique de l'Ouest

Pays	Parc	Premier classement		Deuxième classement		Année Classement parc	Source
		Statut	Année	Statut	Année		
Centrafrique	Manovo-Gounda-Saint Floris	Parc Saint-Floris	1933			1933	Duplaquet 1955
Centrafrique	Bamingui-Bangoran	Bamingui-Bangoran	1933			1933	Duplaquet 1955
Togo	Kéran					1950	WPDA 2003
Mali	Boucle du Baoulé					1954	WPDA 2003
Sénégal	Niokolo-Koba	Refuge	1926	Réserve de Faune	1953	1954	Guifard 1951
Togo	Fosse aux Lions					1954	WPDA 2003
Burkina Faso	W du Burkina Faso	Parc refuge	1927	Réserve	1937	1954	Lungren & Bouché 2005
Niger	W du Niger	Parc refuge	1927	Réserve	1937	1954	Lungren & Bouché 2005
Bénin	W (Benin)	Parc refuge	1927	Réserve	1937	1954	Lungren & Bouché 2005
Centrafrique	André Félix	Réserve de faune	1940			1960	Duplaquet 1955
Bénin	Pendjari	Réserve de faune	1954			1961	WPDA 2003
Tchad	Zakouma	Réserve de faune	1958			1963	Dejace & al 2000
Burkina Faso	Deux Balés	Forêt classée	1937			1967	WPDA 2003
Côte d'Ivoire	Comoé	Refuge Nord	1926	Réserve de Bouna	1942	1968	Laugnie 2007
Cameroun	Waza	Réserve de chasse	1934	Réserve forestière et de chasse	1938	1968	MEFC 1997
Cameroun	Bouba Ndjida					1968	WPDA 2003
Cameroun	Benoué	Réserve de Faune	1932			1968	Tsakem 2006
Cameroun	Mozogo - Gokoro					1968	WPDA 2003
Tchad	Manda					1969	WPDA 2003
Ghana	Mole National Park	Wildlife refuge	1958			1971	Wilson 1993
Cameroun	Kalamaloué					1972	WPDA 2003
Nigeria	Kainji Lake					1975	WPDA 2003
Burkina Faso	Kabore-Tambi	Forêts classées Pighiri et Nazinon	1936	Forêt classée de Po	1953	1976	WPDA 2003
Cameroun	Faro					1980	WPDA 2003
Guinée	Badiar	Forêt classée	1940			1985	WPDA 2003
Nigeria	Yankari	Game reserve	1956			1991	Omondi & al 2006

Avec le temps et une démographie galopante, un grand nombre d'AP se sont retrouvées isolées (Roth & Douglas-Hamilton 1991). Les AP sont de plus en plus perçues par les populations locales comme un frein à leurs activités économiques plutôt que comme un patrimoine à préserver (Norton-Griffiths 2007). L'agriculteur comprend peu que l'on gèle des superficies aussi importantes alors qu'il pourrait en retirer des revenus par l'agriculture. Ceci est accentué par le fait que la pression sur les terres est devenue importante jusqu'aux limites des AP (Vermeulen 2004, Clerici & al. 2006). Les éleveurs, depuis la sécheresse des années 70-71, ont de plus en plus utilisé les AP comme aires de pâturage sur le chemin de la transhumance (Prins 1992, Sam & al 2002, Bouché 2010, Boutrais 2010).

Par ailleurs, la plupart des États ont mis en place un processus de décentralisation qui encourage la société civile à entreprendre des activités économiques et à devenir plus autonome au niveau local. Si les AP ne peuvent devenir une source de revenus, ou du moins s'autofinancer, leur avenir est compromis (Baldus 2002, Lungren & Bouché 2005). Dans le contexte actuel de besoin en terre de culture, il est moralement et sociologiquement indéfendable de justifier la conservation de terres sur lesquelles les densités animales avoisinent zéro du fait d'un manque chronique de gestion.

3.3 Aires protégées de papier et perte de biodiversité

Si la plupart des AP sont apparues entre les années 20 et 40, la gestion de la faune était embryonnaire voire inexistante jusqu'à la période des indépendances (Duplaquet 1955, Boy 1958, 1963, 1964). Pourquoi gérer alors que les ressources fauniques et les habitats abondaient? Rappelons que le but premier était de soustraire ces réserves à l'action de la chasse 'sportive' aux grands trophées menée par les colons (Gallardo 1998, Roulet 2004)! Les très faibles densités humaines autour des AP favorisées par les maladies endémiques constituaient en soi une protection efficace.

Les premiers décrets de régime d'exploitation des forêts ont été promulgués en 1900 dans les colonies françaises. Le régime forestier d'Afrique Occidentale Française (AOF) ne sera pour sa part établi qu'en 1935 (Madec 1997). Le premier ingénieur des Eaux et Forêts est arrivé en 1925 en Côte d'Ivoire. L'effectif maximal d'agents des Eaux et Forêts pour toutes les colonies africaines françaises y compris Madagascar a été atteint en 1955, soit 250 personnes, dont 114 ingénieurs (Madec 1997). Dans ces conditions il n'était pas possible de gérer correctement de vastes superficies. A titre de comparaison le seul Burkina Faso dispose aujourd'hui d'un millier d'agents forestiers (Bado comm perso). Ils sont 910 au Mali (Lauginie 2009) et 400 en RCA (Zowoya comm. perso.). À l'origine, la partie la plus importante du personnel forestier était probablement affectée aux exploitations forestières en forêt dense humide (Madec 1997). Une législation spécifique sur les AP a vu le jour lors de la création de celles-ci alors qu'avant la gestion de la faune se limitait à la lutte contre le braconnage et à l'application de la réglementation de la chasse (Roulet 2004).

Encadré 1. Bénéfices indirects des aires protégées

Les AP rendent toute une série de services, d'abord aux populations locales (Lauginie 2007) et indirectement à la population mondiale qui n'a été que trop rarement voire jamais prise en compte. La moitié des principes actifs des médicaments actuels sont issus d'organismes sauvages et les principes actifs des plantes interviennent dans le quart de toutes les prescriptions médicales aux États-Unis (Tudge 1992). Dans des pays tels que la Côte d'Ivoire et la RCA, la faune nourrit une part non négligeable des habitants (Lauginie 2007, Fargeot 2004). Le chiffre d'affaire du commerce de la viande de brousse au Ghana atteint 250 millions de US\$ alors qu'il est de 148 millions US\$ en Côte d'Ivoire (Chardonnet 2009). Au Burkina Faso, les produits forestiers non ligneux (PFNL) contribuent à 36% des revenus familiaux (légèrement supérieurs aux revenus du coton : 33%) (Tincani 2010). Ces PFNL assurent une bonne part de la sécurité alimentaire de ces populations. On notera que le bois de chauffage provient également de ces AP (forêts classées aménagées pour la production de bois) puisqu'il a largement disparu ailleurs (Lauginie 2007). Malgré son aspect illégal, le pâturage du bétail dans les AP contribue pour une part importante à l'alimentation du bétail en saison sèche au Tchad (§6.2), au Mali (Blake & al 2003, Bouché & al 2009), au Burkina Faso et au Niger (Boutrais 2010). Rappelons que l'élevage représente 35% du PIB des pays d'Afrique de l'Ouest (CEDEAO-CSAO/OCDE 2007) ! Pour clôturer cette liste non exhaustive des services rendus par les AP, Ces dernières possèdent des ressources en eau convoitées par les agriculteurs et les pasteurs alors que les ressources halieutiques sont ciblées par les pêcheurs etc. (Lungren & Bouché 2005). Les AP maintiennent une végétation moins aride qu'en dehors car l'évapotranspiration du couvert arboré contribue à la pluviométrie régionale (Laurance & Williamson 2001). Pour s'en convaincre il suffit d'analyser la carte de végétation d'Afrique soudano-sahélienne pour constater que leur périmètre abrite les habitats les plus humides (White 1983). Si tous ces aspects sont pris en considération, il n'est pas évident que les AP ne puissent pas concurrencer d'autres formes d'utilisation des terres. Par ailleurs l'agriculture 'moderne' (jachère courte) accélère la dégradation des terres (Hauchard 2005). Elle finit par rendre les terres moins fertiles et les rendre incultes. L'usage de pesticides affecte les abeilles *Apis mellifera* qui se traduit par une baisse du potentiel de pollinisation (Vermeulen 2004, Chardonnet & al 2005). Dans ce contexte, les AP bien gérées qui multiplient les modes de production faunique associés à l'usage des PFNL pourraient alors concurrencer d'autres formes d'exploitation des terres, d'autant plus que la demande de produits fauniques (animaux vivants, viande etc.) sur les marchés locaux est de plus en plus importante en terme de volume et de prix (Lungren & Oyélé 2010).

Depuis lors le contexte a changé. La dégradation des habitats et des populations fauniques autour des AP est le résultat de l'assèchement du climat et des pressions anthropiques croissantes (Clerici & al. 2006, Chapitre 2). Au cours de ce processus un grand nombre d'AP ont été progressivement isolées les unes des autres avec pour conséquence une perte de contact entre les populations animales de ces différentes aires protégées (Bradshires & al. 2001, Bouché & Lungren 2004, Lauginie 2007, Chapitre 7). Ce phénomène d'insularisation a également contribué à la perte de biodiversité et à la diminution des populations fauniques à l'instar des populations d'éléphants (Bradshires & al 2001, Lauginie 2007, Craigie 2010, Chapitre 7).

Encadré 2. L'expérience du Ranch de Gibier de Nazinga

L'expérience du Ranch de Gibier de Nazinga (RGN) a permis de normer un grand nombre de critères de gestion. Elle reste à ce jour en Afrique de l'Ouest la seule expérience où un plan de gestion et d'aménagement a été suivi et révisé pendant près de 20 ans par la même équipe de gestion entourée de spécialistes de différents domaines (Lungren 1990, Portier & Lungren 2007). L'équipe de gestion et de recherche est à l'origine de plus de 400 rapports et publications dans des domaines touchant à la gestion de la faune (Portier 2000). Si l'expérience a bénéficié d'un financement de 2 à 3 millions de US\$ dans les années 80, le Ranch est devenu financièrement autonome depuis la fin des années 80. Le RGN représente un des seuls exemples en Afrique de l'Ouest où la population d'éléphants est passée de 40 individus à la fin des années 70 à 550 aujourd'hui (Bouché 2007a). Les expériences techniques du RGN ont été diffusées au Burkina Faso mais n'ont été que très peu exportées dans les états voisins. Cette expérience a largement influencé la mise en concession de chasse dans d'autres AP du Burkina Faso en 1996 (Compaoré Eugène comm.perso). L'expérience menée à Nazinga a contribué à placer le pays comme le leader de l'Afrique de l'Ouest en matière de gestion de la faune même si celle-ci est perfectible dans plusieurs AP du Burkina Faso (Lungren & Bouché 2005, UICN 2008c). La Zone de Chasse de Konkombouri a même connu une croissance des densités fauniques supérieure. Elle s'est approprié les mêmes principes tout en les adaptant à une structure privée (Bouché 2007c, 2008).

Ce n'est qu'après l'accession aux indépendances que les premières recherches scientifiques systématiques ont été menées essentiellement en Afrique orientale et australe (Bourlière & Verschuren 1960, Norton-Griffiths 1978, Grimsdell 1978, Western & Grimsdell 1979). L'Afrique de l'Ouest est longtemps restée à l'écart de l'émulation scientifique en matière de gestion de la faune. C'est encore largement le cas aujourd'hui (Barnes 1999, Junker 2008). La mise au point des véritables plans de gestion concrets (gestion des points d'eau, gestion des feux et du pâturage, gestion de la lutte anti-braconnage (LAB), gestion de la périphérie) associés à un plan d'aménagement réaliste a été initié au Ranch de Gibier Nazinga entre le début des années 1970 et

les années 1980 (Lungren 1990) (Encadré 2). Cette initiative reste encore à l'heure actuelle une véritable exception en Afrique de l'Ouest.

Aujourd'hui de nombreuses AP disposent d'un plan d'aménagement et de gestion (UICN 2007, 2008a b c, 2009). Ces documents sont constitués de recommandations d'actions souvent très théoriques, peu concrètes et généralement inapplicables, voire inutiles (Lungren & Bouché 2005). Dans nombre de cas les plans d'aménagement d'AP sont réalisés par des experts étrangers qui ont souvent une longue expérience de gestion de projet. Cependant la durée des projets qu'ils ont eu à gérer n'excédant pas 3 à 5 ans. Si cette période est souvent suffisante pour découvrir et jauger les problématiques, elle est insuffisante pour suivre le résultat des activités de terrain mises en œuvre. La plupart des experts n'ont jamais eu l'occasion d'expérimenter et de façonner leurs propres actions de gestion sur une ou deux décennies sur le même site afin d'en observer les résultats. Par ailleurs la plupart d'entre eux sont issus d'une culture de projets financés par des bailleurs extérieurs. De même peu d'entre eux ont eu à gérer des AP avec leurs propres moyens financiers dans un but de production faunique (chasse, vision, cropping, pêche etc.) et de profit commercial. Très peu de projets ont pu mener des réalisations viables au-delà de la fin de leur financement. Dès la fin du projet, le manque de subventions se traduit par la disparition progressive des moyens financiers et logistiques, rendant la structure inefficace et anéantissant peu à peu les acquis (Vermeulen & Larubia 2008). Par ailleurs peu de projets ont été exécutés dans la perspective d'atteindre une autonomie financière et de gestion à leur clôture (Lungren 1990). En général la phase de projet suivante est attendue avec impatience quitte à perpétuer la dépendance des bailleurs étrangers (Vermeulen & Larubia 2008).

Les législations actuelles en matière de faune et d'AP ne sont pas toujours pertinentes ou nécessitent des mises à jour. Elles sont cependant généralement suffisantes pour traiter la plupart des cas. Hélas les lois ne sont que peu ou pas appliquées, parfois au profit de certaines autorités suite à des pressions politiques, ou bien par manque d'organisation ou de volonté (Smith & al. 2003, Roe & al. 2009). L'apparition d'ONG spécialisées comme LAGA (*The Last Great Ape Organization*), qui engagent des procédures judiciaires avec l'accord des États à l'encontre des contrevenants, ne sont pas le fruit du hasard (LAGA 2011). Si les procédures étaient exécutées comme il se doit, de telles ONG ne seraient jamais apparues.

Tous ces faits ont pour conséquence que certaines AP n'existent plus que sur le papier (Blom & al 2004, Lungren & Bouché 2005, UICN 2008a,b,c, 2010). La mission que les États sont censés remplir est compromise. Par ailleurs, même si les parcs sont bien gérés, souvent leur superficie est trop petite pour protéger la biodiversité à long terme (Douglas-Hamilton & al. 2005). Il est donc nécessaire de conserver des terres supplémentaires dans les écosystèmes menacés (Krug 2001).

3.3.1 Compétence du personnel et organisation des aires protégées

En matière de conservation, la volonté et l'engagement politique sont des conditions de réussite indispensables. Les populations d'éléphants ne peuvent survivre si les États concernés n'ont

que peu ou pas de volonté d'investir dans les ressources humaines et financières nécessaires à la protection et l'aménagement de leurs AP (CITES 2010). La volonté et l'engagement politiques doivent se traduire par l'application des lois et des actions de bonne gouvernance (Smith et al 2003). Ils doivent également impliquer les communautés et le secteur privé dans la gestion des AP. Le manque de compétence et d'organisation du personnel dans beaucoup d'AP explique dans une certaine mesure la perte de biodiversité (Smith et al. 2003). À ce titre le *Programme des Aires protégées d'Afrique centrale et de l'Ouest* de l'UICN (UICN PAPACO) a entrepris d'évaluer le niveau de gestion des AP par pays sur une base standardisée (UICN 2008 a,b,c, 2009, 2010).

3.3.1.1 Formation des cadres des Eaux et Forêts

Dans le contexte francophone, la faune est comprise comme un sous-secteur de la forêt au niveau de la distribution des compétences institutionnelles. Le bois rapporte en effet plus que la faune dans de nombreux pays, y compris dans les pays sahéliens (FAOSTAT 2010). Étant donné le caractère ' polyvalent ' du forestier, celui-ci est amené au cours de son cursus à se disperser à la fois dans l'étude de la gestion forestière et de la gestion faunique. Les formations équivalentes en Afrique de l'Est se concentrent uniquement sur la gestion de la faune pour le même laps de temps (2 à 3 ans) (Chardonnet 1995).

Si, dans bon nombre de pays, une fois sorti de l'école, les agents connaissent assez bien la législation forestière, les procédures administratives et la botanique ; leurs compétences en matière de faune sont souvent limitées. C'est qu'il n'est pas toujours possible pour les écoles d'envoyer leurs étudiants sur le terrain par manque de moyens.

3.3.1.2 Problèmes d'organisation

Beaucoup d'agents forestiers ne s'engagent pas dans la conservation de la faune par vocation, mais simplement pour gagner de l'argent et avoir l'assurance d'un salaire régulier. Le manque de volonté de passer du temps sur le terrain et les salaires peu élevés expliquent le faible niveau de motivation et donc l'inefficacité relative de la LAB. Il est d'ailleurs symptomatique que chaque sortie de terrain soit conditionnée par la perception de *per diem* pour les agents.

D'un point de vue organisationnel, les AP souffrent souvent d'une rotation rapide des agents, d'un manque de supervision et parfois d'un manque de leadership (Paolini 2010). Certains cadres nationaux ne restent pas plus de 2 ans au même poste. Cette rotation rapide du personnel a pour effet un 'gaspillage' des compétences. Les agents mettent à peine en pratique les expériences acquises qu'ils sont remplacés par d'autres pour lesquels tout le travail est à recommencer.

Dans certains cas, le manque de leadership favorisé par des structures hiérarchiques peu efficaces et parfois par une gestion peu transparente, voire suspecte, étouffe tout espoir d'envisager une LAB

efficace (d'Huart & Ndiaye 2006, Paolini 2010). Les agents indisciplinés ne sont pas sanctionnés et il en résulte un sentiment d'impunité. Le prestige de l'uniforme et le port d'arme leur confèrent un sentiment de puissance et d'autorité qui donne parfois lieu à des abus (Smith & al 2003).

Dans bien des cas, le personnel est basé en ville plutôt que sur le terrain, essentiellement pour des raisons de facilités logistiques. Or ces villes sont rarement à proximité des AP. Au cas où des braconniers sont signalés, les équipes de LAB sont parfois obligées de parcourir plusieurs heures de route pour intervenir. Il est évident qu'une fois arrivées sur les lieux, les braconniers ont eu tout le temps de disparaître. Chaque sortie sur le terrain peut être anticipée par les braconniers parce que les agents font ' leurs courses ' avant de se rendre sur le terrain. La couverture GSM de plus en plus étendue permet aux braconniers d'être informés chaque fois qu'une patrouille quitte la ville, ce qui voue la LAB à l'échec.

Dans les AP bénéficiant du financement de projets, la disponibilité de véhicule fait que les agents préfèrent se déplacer en véhicule plutôt qu'à pied rendant les patrouilles inefficaces (Paolini comm. perso.). Dans certains cas, les agents sont livrés à eux-mêmes et souffrent d'un manque de ravitaillement et de logistique (Lungren & Bouché 2005). C'est particulièrement vrai lorsque les conditions de vie en brousse (logement et logistique) sont difficiles. Ce type de situation peut pousser les agents à braconner (Bouché 2002). Les éléphants sont très sensibles aux activités humaines. Ils peuvent se comporter de deux façons : soit les fuir et s'éloigner à plusieurs kilomètres lorsqu'ils sont dérangés (Bouché & al 2007b, Hibert & al 2010) soit s'en approcher jusqu'à vivre aux côtés des humains comme c'est le cas dans les camps touristiques du Ranch de Gibier de Nazinga (Burkina Faso) et de Mole NP (Ghana). (Delvingt & Vermeulen 2007). Au PN de Mole, au Ghana la LAB s'effectue à partir de postes de garde distribués dans tout le Parc et qui sont occupés par des équipes tournantes qui y restent plusieurs jours. Ce système exige une logistique pour ravitailler les agents sur le terrain. Cependant il a été montré que le nombre d'éléphants diminuait avec la distance qui les séparait des postes de garde (Bouché 2002). Cette constatation a jeté le doute sur l'efficacité de la LAB et l'intégrité des agents.

En Afrique de l'Ouest et Afrique centrale, le suivi des ressources fauniques n'est que peu ou pas réalisé. A quelques exceptions près (Encadré 2), l'écart entre deux inventaires successifs peut atteindre plusieurs années, voire avoisiner le quart de siècle (§6.2). Les États comptent quasi systématiquement sur l'aide extérieure pour les financer (Chapitre 7). Les États n'ont démontré que peu de capacité à suivre l'évolution de leurs populations d'éléphants et de prendre des décisions appropriées. Le suivi est d'autant plus difficile à réaliser que dans la plupart des pays la faune ne rapporte rien.

La gouvernance non participative et peu transparente des institutions nationales qui empêchent les communautés locales d'accéder aux ressources naturelles est préjudiciable au développement de la gestion communautaire (Roe & al 2009, Chardonnet 2009, Leader-Williams & al 2009, Vermeulen

2010). Dans certaines AP, les mauvaises relations avec les communautés attisent leur hostilité vis-à-vis des AP (d'Huart et Ndiaye 2006). Dans certains cas les agents souvent venus d'autres régions du pays considèrent que les communautés ne comptent que des braconniers, que tout dialogue est impossible et que l'AP appartient à l'État ainsi que le gibier qui s'y trouve. Si d'un point de vue légal c'est exact, on tient rarement compte fait que les populations ont été dans certains cas expulsées de territoires sur lesquels elles ont vécu. Sans un changement de comportement pour plus d'ouverture et de dialogue il y a peu d'espoir que le braconnage mené par des villageois, connaissant souvent beaucoup mieux le terrain que les agents,² se réduise.

3.4 Un héritage onéreux

Lors de son indépendance, chaque État a reçu un certain nombre d'AP en héritage. Par ailleurs les jeunes États ont été encouragés par le monde extérieur à créer de plus en plus d'AP de niveau de protection élevé nécessitant d'emblée des ressources supplémentaires (Leader-Williams & Albon 1988). Si l'intention était au départ louable et de bonne foi, on n'a jamais pris en considération le coût que ces jeunes nations auraient à supporter.

Le coût de gestion d'un bloc faunique de 750 km² (taille d'un bloc moyen en Afrique de l'Ouest) en zone soudanienne a été estimé à 45.000 €/an soit 61 €/km²/an (Lungren & Bouché 2005). Ces coûts sont liés aux activités de gestion des points d'eau, des brûlis, de la LAB et de la périphérie, à quoi s'ajoute la gestion/entretien des infrastructures (bâtiments, pistes) et les inventaires fauniques. Ces coûts ne tiennent pas compte des aménagements indispensables qui devraient être mis en place tels que la construction des points d'eau (7.500 à 75.000 €/ouvrage) et l'ouverture des pistes (Lungren & Bouché 2005). Si l'on tient compte du fait que la plupart des États consacrent environ 10% de leur territoire aux AP, le coût de gestion deviendrait rapidement prohibitif par rapport aux moyens dont ils disposent en considérant le contexte socio-économique actuel. Les États sont alors obligés de dépendre de bailleurs internationaux pour gérer leurs parcs. Or comme nous l'avons vu au §3.3, les bailleurs de fonds internationaux répondent à des logiques différentes de celles du terrain. Très peu d'ONG internationales sont présentes dans la zone d'étude³. Par ailleurs ces ONG dépendent elles-mêmes des bailleurs pour leur fonctionnement et la mise en œuvre de projets. Même si le fonctionnement de ces ONG est plus souple, la durabilité des financements se pose dans les mêmes termes que pour les projets directement financés par des agences de coopération.

Afin de pallier le caractère aléatoire des projets, certaines AP se sont dotées de *Conservation trust Funds* (CTF) ou fonds fiduciaires. Les CTF sont des fonds constitués par la contribution de bailleurs internationaux, de fondations privées, d'ONG, etc. et dédiés à une AP particulière. L'argent récolté est placé en banque afin de générer des intérêts. Ceux-ci sont utilisés pour financer la gestion courante

²Bien souvent les agents font appels aux 'pisteurs' villageois pour les aider dans leurs tâches lorsqu'ils vont en brousse

³ Jusqu'il y a peu seule l'UICN menait des projets dans toute la zone d'étude grâce à son réseau de bureaux nationaux et son bureau régional, et dans une moindre mesure le WWF qui se concentrait l'essentiel de ces activités en Côte d'Ivoire. Ce n'est qu'en 2007 que l'AWF s'est installée dans la sous-région.

de l'AP. Un conseil d'administration, qui regroupe les représentants de chaque contributeur, supervise la gestion de fonds et approuve les budgets de fonctionnement (Spergel & Taieb 2008). Les avantages et désavantages sont résumés dans l'Encadré 3.

Encadré3

Avantages et désavantages des *trust funds* pour la conservation (Spergel & Taieb 2008)

Avantages :

1. Ils permettent de financer les frais récurrents.
2. Ils facilitent la planification à long terme.
3. Ils favorisent une large participation des acteurs conduisant à des prises de décisions transparentes et renforcent la société civile.
4. Ils permettent de réagir rapidement aux nouveaux défis.
5. Ils permettent de planifier à long terme indépendamment des changements gouvernementaux et des modifications des priorités politiques.
6. Ils sont plus aptes que les bailleurs internationaux à travailler de manière flexible en tenant compte des détails à petite échelle.
7. Ils favorisent une meilleure coordination entre bailleurs, gouvernement et société civile.
8. Ils permettent aux bailleurs de se conformer aux recommandations d'efficacité de l'aide.
9. Ils constituent un moyen pour collecter et sécuriser des contributions privées plus importantes pour la conservation de la biodiversité.

Désavantages:

1. Ils mobilisent de grandes quantités de capital pour des revenus modestes et des coûts administratifs élevés (14,5 à 27%).
2. Ils sont exposés à la volatilité des marchés et à la possibilité de perte de capital.
3. Ils peuvent créer des pressions pour dépenser plutôt que de renforcer le capital.
4. Les financements sécurisés peuvent générer de l'autosatisfaction s'il n'y a pas de motivation à la performance.
5. Ils peuvent privilégier des financements qui reflètent l'approche en usage dans les projets et risquent de négliger le cadre légal et économique.
6. Les bailleurs ne sont toujours pas capables d'assurer le suivi de ce type d'investissement à long terme et d'assurer la comptabilité conforme à celle en usage pour des fonds publics (cours des comptes).

En Afrique la plupart des CTF sont concentrés dans les pays anglophones (Spergel & Taieb 2008). Les nombreuses ONG en Afrique francophone manquent de flexibilité et sont peu coutumières de mode de financement. Beaucoup de pays d'Afrique francophone sont caractérisés par une structure gouvernementale centralisée en matière de conservation (Spergel & Taieb 2008). Cette centralisation peut avoir plusieurs conséquences:

- Peu d'intérêt de la part du gouvernement à fournir et garantir l'autonomie aux ONG ou aux opérateurs privés comme les CTF;
- Une approche *top-down* qui entre en conflit avec la nécessité d'un processus consultatif des acteurs durant la création des CTF et au cours de leur gestion (condition indispensable pour attirer des fonds privés);
- Une autorité sur la gestion des AP trop importante.

Il conviendrait de trouver l'équilibre entre suffisamment de représentation gouvernementale et suffisamment d'autonomie pour inclure la plupart des acteurs, créer les réseaux nationaux et internationaux et attirer de futurs financements privés (Spergel & Taieb 2008).

Les CTF sont assez récents et peu nombreux en Afrique de l'Ouest et centrale: le premier fut créé en 1997, les autres dans la première moitié de la décennie 2000. À ce jour, seuls le Bénin, le Cameroun, la Côte d'Ivoire, le Ghana et la RCA disposent de CTF. Les CTF doivent être utilisés comme des moyens complémentaires de financement de projets classiques. Il n'en demeure pas moins que la majorité des financements proviennent des bailleurs internationaux habituels et donc de leurs exigences (Spergel & Taieb 2008). Le montant d'un CTF varie entre 2 et 3,6 millions US\$. Par ailleurs les CTF connaissent un démarrage assez long. Le fonctionnement effectif des CTF est trop récent dans la région et trop limité et ne permet pas de tirer de conclusion à ce stade (Spergel & Taieb 2008).

3.5 Privatisation de la gestion faunique

Dans nombre d'endroits, le secteur public est incapable de fournir un niveau socialement désirable de protection de la biodiversité (Krug 2001). En dehors de l'Afrique australe, les autres régions d'Afrique ont subi une perte régulière de biodiversité dans les aires protégées gérées par les États (Bradshires & al 2001, Western & al 2009, Craigie & al 2010, Chapitre 7). Les pays qui ont permis au secteur privé d'investir dans la gestion des ressources fauniques ont vu croître les effectifs d'animaux sauvages (Child 1995, Krug 2001, Bouché 2008, Western & al 2009).

L'accroissement de la faune dans les zones gérées par le secteur privé a été enregistré en Afrique de l'Ouest essentiellement au Bénin et au Burkina Faso (Sinsin 2000, 2001, 2002, Bouché 2007d, Bouché & al 2011) mais avec une exception notoire pour le Sénégal (Renaud 2006). D'autres tentatives d'implication du privé ont eu lieu dans d'autres pays (Niger, Côte d'Ivoire, Mali) (Bouché 1999, Bouché & al 2005, Lauginie 2009) mais soit elles ont avortés, soit elles sont trop récentes pour être évaluées.

Les opérateurs privés sont considérés comme partenaires des États pour la gestion de la grande faune dans 7 pays sur 12 de la zone d'étude (Sénégal, Burkina Faso, Bénin, Niger, Cameroun, Tchad et RCA) (Figure 1). Des blocs fauniques sont loués par les États à des opérateurs privés (Chardonnet 1995, Roulet 2004). En retour ceux-ci peuvent y mener certaines activités d'aménagement et de

gestion (surveillance, eau, feux, pistes, infrastructures) et de production faunique (le plus souvent la chasse safari et parfois le tourisme de vision). Cette location à des opérateurs privés représente une forme de gestion et de valorisation décentralisée de l'espace (Roulet 2004). Elle permet à l'État de gérer et de valoriser indirectement des espaces qu'il n'aurait pas les moyens de gérer lui-même. Le terrain et les animaux restent dans tous les cas propriétés des États. Ceux-ci accordent des quotas d'abattage à chaque zone de chasse louée. Les taxes de location de zone et d'abattage reviennent dans la plupart des cas aux États (Chardonnet 1995, Roulet & Mamang 2008) avec une redistribution effective plus ou moins importante des recettes aux communautés locales dans le cas particulier des zones cynégétiques villageoises (Roulet 2004, 2010, §6.3 et 6.4). Dans la plupart des cas ces blocs loués sont voués au départ à la chasse safari ciblant les espèces porteuses de trophées et susceptibles d'attirer une clientèle de chasseurs internationaux. Dans la zone d'étude, seul le Cameroun autorise la chasse safari à l'éléphant. Dans tous les autres pays, l'éléphant bénéficie d'une protection (juridique) totale renforcée par les efforts et l'effet dissuasif de la présence soutenue (au moins une partie de l'année) du concessionnaire sur le terrain.

On distingue deux types de location de zone faunique: l'amodiation et la concession. L'amodiation consiste à louer un territoire sur lequel coexistent les activités de l'amodiateur et certaines activités communautaires légales (cueillette des PFNL, chasse locale à but d'autoconsommation, pêche etc.) sans obligation de disposer de l'autorisation préalable de l'amodiateur. Cette situation représente un désavantage majeur car n'importe quel villageois peut par exemple mener sa chasse en même temps que l'amodiateur, ce qui crée souvent des conflits (Lungren & Oyélé 2010). La concession consiste à louer un territoire où en principe seules les activités du concessionnaire sont autorisées. Néanmoins certaines activités communautaires peuvent y être tolérées (ex : collecte des PFNL, pêche) mais toujours au cas par cas et avec l'accord préalable du concessionnaire (Lungren & Oyélé 2010). En principe la chasse menée par les villageois y est interdite. L'avantage pour le concessionnaire est qu'il dispose de l'exclusivité des activités qu'il mène dans sa zone. Toute personne observée sur une zone louée en dehors des pistes d'accès au camp principal et sans autorisation du concessionnaire est susceptible de poursuite. Dans tous les pays, les locataires ont le droit de poursuivre et d'arrêter les contrevenants pour les déferer aux services forestiers. Dans certains pays les locataires de zones de chasse ont même un statut légal de lieutenant de chasse et sont donc des auxiliaires des conservateurs.

Un des grands enjeux c'est qu'en Afrique, les opérateurs privés n'ont pas accès aux crédits à des taux équivalents à ceux du marché international. En Afrique de l'Ouest et centrale ces taux peuvent atteindre de 7% à plus de 11% (Le Griot.Info 2011). Cette situation n'encourage donc pas ces opérateurs à investir. C'est d'autant plus vrai que la période d'investissement nécessaire peut parfois être longue (5 ans) avec pour conséquence une mise en œuvre des aménagements lente qui ne permet pas à la faune en général, et aux populations d'éléphants en particulier, de croître rapidement. Dès lors le concessionnaire ne peut demander des niveaux de quotas suffisants dont dépend directement la rentabilité de son affaire.

3.5.1 Une attribution des zones de chasse parfois contestable

Un des défauts du système d'amodiation et de concession dans les zones de chasse en Afrique est leur mode d'attribution 'politique'. Cette approche renforce le caractère de mauvaise gouvernance lié à l'activité de chasse safari (Leader-Williams & al 2009, Chardonnet 2009). Dans beaucoup de pays les concessionnaires ne sont, au départ, pas toujours sélectionnés selon leurs compétences par un appel d'offre ouvert. Les concessionnaires ou amodiataires sont aussi sélectionnés dans un certain nombre de cas en fonction de leur pouvoir d'influence que ce soit auprès du gouvernement local ou auprès du gouvernement de l'ancienne puissance coloniale (Leader-Williams & al 2009).

En plus de l'effet pervers que provoque cette influence, les services en charge de la faune font l'objet de pressions 'politiques' ou hiérarchiques diverses, de telle sorte qu'il leur est parfois difficile de faire preuve de rigueur et d'impartialité face aux opérateurs privés que ce soit dans l'attribution des zones ou des quotas de chasse (Leader Williams & al 2009).

La chasse safari génère annuellement des volumes financiers substantiels (même si le niveau des recettes est assez faible en raison des coûts élevés). Ces revenus suscitent dans certains cas des actes de corruption (Leader Williams & al 2009, Chardonnet 2009). De tels procédés favorisent le nivellement par le bas des locataires sélectionnés sur base de critères politiques et financiers.

3.5.2 De la difficile transition du guide de chasse vers le gestionnaire : le professionnalisme des opérateurs en question

Un grand nombre de guides de chasse sont d'anciens chasseurs. Si certains font chasser leurs clients dans les meilleures conditions d'éthique en ce qui concerne le respect des lois et règles de chasse, peu d'entre eux sont des gestionnaires avisés. L'état d'esprit propre à l'exploitation minière n'a, dans certains cas, pas fondamentalement changé depuis les grandes chasses du 19^{ème} siècle. On tire d'abord et on regarde ensuite. Récemment encore, l'exploitation déraisonnable a causé l'épuisement presque total des ressources fauniques dans certaines zones de RCA qui finalement n'ont plus trouvé d'acquéreur par manque de rentabilité (Roulet & Mamang 2008).

Progressivement les guides de chasse ont dû s'adapter et devenir des gestionnaires, surtout dans les pays où l'accès aux zones de chasse est limité. On peut remarquer que dans les pays qui ont adopté le régime de concession de longue durée, les zones ont fait l'objet d'actes de gestion et d'aménagements fauniques concrets (points d'eau, réseau de pistes, entretien de salines, création d'infrastructures, etc.) (Lungren 2009, Bouché & al. 2011).

Les zones de chasse (ZC) de la zone d'étude sont exploitées moins de la moitié de l'année (en saison sèche, de décembre à avril). Le guide de chasse est présent dans sa zone un ou deux mois avant la

saison de chasse ainsi que durant celle-ci. À la fin de la saison de chasse le guide abandonne sa zone jusqu'à la saison suivante. Il n'existe presque aucun opérateur qui maintienne une activité tout au long de l'année. Bien souvent une équipe de surveillance avec des moyens limités est attachée à la surveillance des campements alors que le reste de la brousse est accessible aux braconniers qui peuvent ainsi profiter du relâchement de la surveillance dans la ZC. S'il est vrai que l'efficacité des braconniers est limitée par la luxuriance de la végétation en saison des pluies, ils n'en demeurent pas moins actifs.

La raison souvent avancée pour justifier cet abandon est la suivante : les saisons de chasse sont calquées sur la saison sèche parce que la saison des pluies ne permettrait de mener aucune activité. Cet argument d'inspiration coloniale, largement faux, a influencé et influence encore aujourd'hui l'approche des opérateurs. Cette conviction est renforcée par des lois qui interdisent la grande chasse en saison des pluies. Le RG de Nazinga (RGN) a prouvé qu'il était possible de mener certaines activités de gestion et de valorisation toute l'année (ex. tourisme de vision). Une autre raison beaucoup plus vraisemblable qui justifie cet abandon est que les opérateurs considèrent que la chasse dans leur zone n'est qu'une activité parmi d'autres. Durant cette période creuse, ils mènent d'autres activités dans des secteurs variés. Le RGN est aujourd'hui une des seuls AP d'Afrique de l'Ouest accessible toute l'année par un réseau de pistes adapté (Delvingt & Vermeulen 2007).

Il faut reconnaître que beaucoup de zones de chasse sont peu ou mal gérées (UICN 2008c). Les investissements dans certains cas ne sont que peu ou pas adaptés ou souffrent d'un déficit de conception et, plus rarement, ils ne sont même pas rationnels (Lungren & al 2005, Lungren & Bouché 2005). Il faut cependant souligner que l'appui des projets de conservation aux guides de chasse a toujours été très modeste voire nul, excepté peut-être en RCA avant 2005 (Boulet & al 2003, 2004).

Lorsque les zones de chasse étaient peu nombreuses, beaucoup de locataires ont été contraints d'investir eux-mêmes dans les aménagements (points d'eau, pistes, campements, etc.), soit parce que la faune était trop peu abondante au départ pour chasser durablement, soit parce que l'État les y avait obligés.

Si la situation est loin d'être idéale, il ne faudrait pas occulter le travail réalisé par plusieurs concessionnaires. Certains d'entre eux sont devenus peu à peu de véritables professionnels de la gestion de la faune et leur renommée dans ce domaine n'est plus à démontrer. Ils ont prouvé qu'à partir de zones pauvres en faune il est possible non seulement d'en restaurer les densités (Bouché 2010) mais également d'en augmenter la capacité de charge écologique à des niveaux inégalés en Afrique soudano-sahélienne (Bouché 2008, Bouché & al 2011). Cette expérience est reproductible mais nécessite des gestionnaires expérimentés pour la mettre en œuvre.

3.5.3 Des safaris chasse trop bon marchés

Les safaris en Afrique de l'Ouest sont les moins coûteux du marché du safari africain, ce qui s'explique en grande partie par l'absence d'animaux porteurs de grands trophées (Roulet 2004, Chardonnet 2009). Le concessionnaire qui vend des séjours de chasse à des prix réduits, ne peut en retirer que de faibles revenus qui ne lui permettent pas d'investir de manière conséquente pour aménager sa zone. Dès lors les populations fauniques stagnent à des niveaux de densité faibles autorisant un quota de chasse proportionnellement réduit. C'est un cercle vicieux auquel l'opérateur privé doit mettre fin. Inversement ses revenus augmenteront s'il est capable d'investir dans la gestion et les aménagements appropriés de manière à influencer sur l'évolution des populations d'éléphants dans la zone.

Les meilleurs concessionnaires ont réussi à relever le prix des séjours de chasse en offrant des prestations de niveau plus élevé. Après plusieurs années certains guides de chasse ont acquis la réputation que leurs clients sont quasiment assurés de pouvoir abattre le gibier de leur choix en raison de son abondance (Bouché & Renkens 2007, Bouché & al 2011). Dans le monde très fermé de la chasse les nouvelles se répandent très vite : les meilleures zones et les meilleurs guides sont rapidement identifiés et recherchés par une clientèle qui négligera ses offres exagérément basses incapables de concurrencer les produits des meilleurs opérateurs.

3.5.4 Un manque de communication avec les communautés locales

Un des grands reproches souvent adressés aux opérateurs de safari est de manquer à leurs devoirs sociaux. Les opérateurs payent généralement leurs taxes mais évitent souvent de tisser des liens avec les communautés voisines. Cette absence de communication est interprétée comme un manque de considération par les communautés voisines et est une source d'incompréhension débouchant sur des conflits entre le locataire et les communautés. Les très faibles revenus qui reviennent à la population, en raison de l'absence de système légal obligatoire et transparent de distribution des bénéfices, contribuent à renforcer les conflits (Roe & al 2009, Chardonnet 2009, Vermeulen 2010).

3.5.5 Des zones fauniques sous exploitées

Très peu de zones fauniques en Afrique centrale et de l'Ouest ont fait l'objet d'une diversification des productions fauniques (grande et petite chasse safari, tourisme de vision, pêche villageoise, *cropping*, capture et vente d'animaux vivants) (Lungren 1990). La grande chasse safari est généralement la première et souvent la seule activité ciblée par les locataires (Bouché 2007c, Bouché & al 2010, Roulet 2004). Cette activité présente l'avantage de s'accommoder d'une structure et d'une logistique assez légère et de conditions de gestion assez sommaires. Si la grande chasse safari génère des recettes relativement importantes, les frais de fonctionnement sont très élevés (Bouché & al 2011). Comme cette activité n'accueille qu'un nombre réduit de clients, elle ne nécessite et donc ne

gène peu d'emplois. Par ailleurs les quotas étant limités, ce mode de production génère un rendement (€/km²) faible et par conséquent son impact économique auprès des communautés est également faible (Lungren & Bouché 2005, Chardonnet 2009, Roulet 2010a, Bouché & al 2010).

Le tourisme de vision et la petite chasse (effectuée dans les zones villageoises) sont de plus en plus souvent associés à la grande chasse safari là où c'est possible (Bouché 2007c). Lorsque les densités atteignent des niveaux situés entre 0,7 et 1,0 fois la capacité de charge, le *cropping*, la capture et la vente d'animaux peuvent y être associés (Lungren 1990, Lungren & Bouché 2005, Sinclair & al. 2006).

Dans le cas du RG de Nazinga, le *cropping* n'a plus été mené de manière rationnelle et dans un but de production significatif depuis 1989 (Delvingt & Vermeulen 2007). Quoiqu'en disent certains (Chardonnet 2009), l'abandon du *cropping* à Nazinga n'est pas dû à des causes rationnelles de manque de rentabilité financière mais il est essentiellement dû à la reprise en main de cette activité en 1990 par des techniciens peu ou pas suffisamment expérimentés, dont les compétences techniques n'ont pas permis de maintenir l'activité rentable (Lungren comm perso). Durant la période où le *cropping* a été testé, entre 700 à 800 animaux ont été abattus annuellement pour la viande ; celle-ci étant vendue sur place à des grossistes se chargeant de la revendre à la capitale. Pendant la même période les effectifs de faune ont continué à augmenter (Lungren 1990).

Tableau 3. Potentialités socio-économiques au profit des populations locales (homme (ho.jour de travail) et rentabilité (€/km²) annuelles des différents types de production faunique possibles pour un bloc moyen de 700 km² en Afrique de l'Ouest (d'après Lungren & Bouché 2005).

Mode de production		Homme . jour de travail			Rentabilité
		Gestion	Production	Total	€/km ²
1	Grande chasse	5.293	1.980	7.273	26,5
2	Tourisme de vision	5.293	6.064	11.357	78,6
3	Tourisme de vision + petite chasse	5.293	7.819	13.112	97,8
4	Tourisme de vision+ petite chasse+ grde chasse	5.293	9.799	15.092	118,7
5	Tourisme de vision+ petite chasse+ grde chasse+cropping	5.293	13.309	18.602	130,7

N.B. La rentabilité de la grande chasse a été estimée à environ 20 €/km² dans le Nord RCA (Bouché & al 2010, Roulet 2010a). Ce tableau ne prend pas en compte les recettes des autres partenaires (État, opérateur etc.)

Le Tableau 3 montre que, quelque soit le type de production ciblé, la gestion essentielle⁴ d'un bloc faunique moyen de 700 km² génère le même volume d'emplois (colonne gestion). La mise en œuvre de la seule activité de grande chasse (mode de production 1) génère moins d'emplois que les autres modes de production fauniques (modes de production 2 & 3), y compris le tourisme de vision mené de manière professionnelle (accueil de 10 touristes par semaine pendant 32 semaines/an). L'idéal est de combiner les activités de tourisme de vision, la grande et petite chasse (cette dernière se pratiquant dans les zones villageoises) et le *cropping*. Une telle combinaison (mode de production 5) génère 2,5 fois plus de volume de travail et près de 5 fois plus de recettes socio-économiques que la seule activité de grande chasse (Tableau 3 : mode de production 1, Figure 15). En complément aux modes

⁴ La gestion essentielle concerne l'entretien et la gestion de l'eau, brûlis, surveillance, entretien des pistes et des bâtiments, inventaire faunique, relation avec la communauté ; ne prend pas en compte les investissements des infrastructures point d'eau, bâtiments, ouverture des pistes

de production faunique présentés au Tableau 3, il est également possible d'ajouter les recettes de la pêche villageoise et de la capture et la vente d'animaux vivants. L'optimisation des bénéfices socio-économiques des communautés locales à travers la gestion durable et professionnelle des ressources naturelles menée de cette manière est susceptible de convaincre les communautés de l'intérêt de conserver les animaux sauvages comme l'éléphant, même si celui-ci est parfois responsable d'importants dégâts aux cultures.

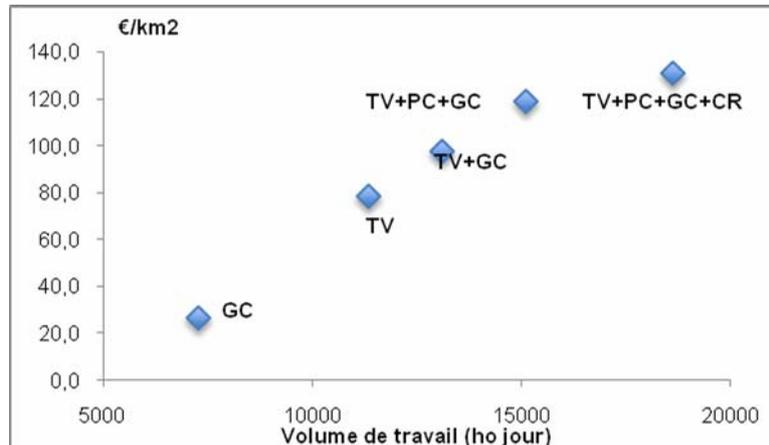


Figure 15. Relation entre le volume de travail (homme jour) et la rentabilité (€/km²) des revenus socio-économiques par la combinaison de divers modes de production faunique. GC : grande chasse, TV : tourisme de vision, PC : petite chasse, CR : *cropping*

3.6 Un suivi international des populations d'éléphants : le Programme MIKE

La CITES, a été mise en place afin de réglementer le commerce international d'espèces sauvages menacées d'extinction. À ce jour, cette Convention a été signée par 175 États. Les espèces animales y sont regroupées en 3 annexes (www.cites.org) :

- L'Annexe I comprend toutes les espèces menacées d'extinction. Le commerce de leurs spécimens n'est autorisé que dans des conditions exceptionnelles pour des raisons scientifiques par exemple.
- L'Annexe II comprend toutes les espèces qui ne sont pas nécessairement menacées d'extinction mais dont le commerce des spécimens doit être réglementé pour éviter une exploitation incompatible avec leur survie.
- L'Annexe III comprend toutes les espèces protégées dans un pays qui a demandé aux autres Parties à la CITES leur assistance pour en contrôler le commerce.

Dès 1975, l'éléphant d'Asie fut placé en Annexe I de la Convention. Sa situation était alors critique à la fois à cause du braconnage mais également suite à la réduction de l'habitat disponible en Asie du Sud et du Sud-est. Il restait entre 36.000 et 44.000 éléphants d'Asie en 1993 (Daniel 1993).

3.6.1 Le cas de l'éléphant d'Afrique

L'éléphant d'Afrique était inscrit en Annexe II à l'origine de la Convention. Dans les années 70 et 80 de grandes populations d'éléphants ont été exterminées (Douglas-Hamilton 1983, 1987, Western 1989b).

En 1989 lors de la Conférence des Parties à la CITES à Lausanne, sur base de chiffres alarmants, les Parties (États) se sont prononcées pour le classement de l'éléphant Africain en Annexe I (Western 1989b). Une des conséquences a été la chute du prix de l'ivoire d'éléphant et la réorientation du commerce sur l'ivoire d'hippopotame (Weiler & al 1994, Michez & Vermeulen 2010).

Au cours du 20^{ème} siècle, l'Afrique australe, a connu une augmentation très importante de ses populations d'éléphants (Whyte & al 1999, Barnes 1999). Cette augmentation est à l'origine de nombreux conflits avec les populations humaines également en croissance. Certains États ont estimé nécessaire de réduire artificiellement leurs populations d'éléphants, soit en déplaçant des animaux, soit en les commercialisant, soit en tentant d'appliquer des techniques contraceptives (qui jusqu'ici ont eu peu d'effets voire des effets inverses à ceux souhaités du fait que les femelles étaient constamment en rut), soit par des opérations d'abattages organisés de hardes entières (*culling*) (Whyte & al 1999). Il ne s'agit en aucun cas de chasse sportive (telle que pratiquée au Cameroun) dont le niveau de prélèvement est trop faible pour réguler une population.



2a



2b

Photos 2a & b. Carcasses d'éléphants abattus pour l'ivoire. République Centrafricaine. Les trompes ont été coupées et l'ivoire a été extrait à la machette ou à la hache. À gauche le fœtus a été extrait par les braconniers en signe de provocation. La viande n'a pas été emportée.

En 1997, lors de la 10^{ème} Conférence des Parties à Harare, les États se sont finalement prononcés pour le déclassement des populations d'éléphants d'Afrique en Annexe II pour certains pays d'Afrique australe (Botswana, Namibie, Zimbabwe et Afrique du Sud). La résolution a été justifiée par l'argument qu'il fallait permettre à ces États d'écouler leur stock d'ivoire sur le marché international. Cet ivoire dit 'commercial' provient de stocks accumulés à partir d'ivoire trouvé (sur une carcasse par exemple), confisqué ou saisi, mais aussi d'opérations de *culling* ou de *cropping*. L'ivoire commercial

doit être distingué de celui provenant des trophées de chasse qui est considéré comme non commercial.

3.6.2 Nécessité de systèmes de suivi : MIKE et ETIS

La mise sur le marché d'un grand stock d'ivoire a fait craindre le risque d'une recrudescence du braconnage d'éléphants en raison d'une relance de la demande. Même s'il est techniquement possible de déterminer l'origine d'une défense grâce à une analyse génétique (Georgiadis & al 1990), il est en revanche coûteux et fastidieux de réaliser ces analyses sur plusieurs dizaines de tonnes d'ivoire. Par ailleurs une fois arrivé sur le marché de destination finale il est pratiquement impossible de pouvoir suivre toutes les pièces car les défenses sont souvent débitées en pièces plus petites.

La résolution 10.10 de la CITES a mis en place deux systèmes de suivi : l'un appelé MIKE et l'autre ETIS. Le premier système, MIKE, est le système de suivi de l'abattage illégal d'éléphants. Le second est ETIS (*Elephant Trade Information System*) système d'information sur le commerce de l'éléphant qui est géré par l'ONG *TRAFFIC*. ETIS a pour but d'informer la CITES sur les activités commerciales qui concernent l'éléphant. ETIS fonctionne principalement sur base de données des saisies surtout d'ivoire, effectuées dans tous les pays du monde. Il vise notamment à localiser les plaques tournantes du commerce illégal.

Les deux systèmes ont pour but d'informer la CITES sur l'état des populations d'éléphants, sur l'importance de l'abattage illicite et du commerce illégal afin que la CITES puisse prendre des décisions adaptées en ce qui concerne la conservation de l'espèce.

3.6.3 Objectifs de MIKE

Le système MIKE poursuit les objectifs suivants:

- déterminer les tendances réelles de l'abattage illicite de l'éléphant ;
- déterminer l'évolution des tendances avec le temps ;
- déterminer les causes de cette évolution dans le temps ;
- intégrer les analyses appropriées des informations obtenues celles du Système d'information sur le commerce des éléphants (ETIS) afin d'aider les États de l'aire de répartition et d'autres Parties à la CITES à prendre des décisions.

3.6.4 Mise en œuvre de MIKE

Étant donné qu'il est difficile et coûteux d'effectuer un suivi sur toute l'aire de distribution de l'éléphant, 51 sites échantillons ont été choisis dans quatre sous-régions d'Afrique (Afrique de l'ouest, centrale, orientale et australe) et 20 autres sites ont été sélectionnés dans 2 sous-régions en Asie (Sud et Sud-est). Ces sites correspondent le plus souvent à des aires protégées. Deux types d'activités sont

menés sur le terrain : le suivi du renforcement de l'application des lois (*Law Enforcement Monitoring*) et le recensement des populations d'éléphants.

1. Suivi du renforcement de l'application des lois (*Law Enforcement Monitoring*)

S'il est possible de déterminer qu'une population d'éléphants augmente ou diminue au cours du temps, il est par contre très difficile de déterminer les raisons de ces fluctuations notamment lorsqu'elles se manifestent de manière abrupte. Une baisse importante de l'effectif d'une population d'éléphants n'est pas due dans tous les cas au braconnage. En effet d'autres causes comme les maladies contagieuses (maladie du charbon p.ex.) ou encore un cycle de sécheresse (Douglas-Hamilton & Wall 2009) peuvent être à l'origine d'une chute drastique des effectifs. Ces effets ne peuvent pas toujours être appréhendés à partir d'un recensement mais ils peuvent être mieux détectés par des équipes postées en permanence sur le terrain. Au niveau de chaque site, des agents de terrain effectuent des patrouilles et utilisent des formulaires MIKE. Les informations collectées sur le terrain sont de deux types : l'enregistrement individuel de chaque carcasse et les rapports de patrouille. Les rapports de patrouille enregistrent les efforts menés et les saisies (*catch*) effectuées (braconnier, ivoire, viande etc.). Le but recherché est d'évaluer et de suivre le ratio saisie/effort au cours du temps. Les données collectées sont systématiquement géoréférencées par GPS. MIKE n'est pas en soi une activité de lutte anti-braconnage mais plutôt un système de suivi de cette activité. Il sera ainsi possible de déterminer un *catch-effort* index défini par le rapport entre les captures (braconniers appréhendés, carcasses, armes ou butin saisi) effectuées par les patrouilles et les efforts menés par celles-ci (Jachmann 2008). L'avantage de cet index est qu'il est comparable dans le temps et l'espace.

Plus récemment un nouvel indice appelé PIKE (*Proportion of illegally Killed Elephant*) a été créé. Cet indice représente le rapport du nombre des carcasses braconnées sur le nombre de toutes les carcasses observées (CITES 2010). Il représente un indice relatif mais robuste du taux de braconnage. Il s'est révélé nettement plus facile à relever que les informations recueillies par les fiches de patrouille qui nécessitent un effort de collecte des données beaucoup plus important. Différentes analyses ont été menées et ont permis d'effectuer un suivi depuis 2002 (CITES 2010). Ce suivi a permis de mettre en évidence que la recherche d'ivoire est la principale raison des abattages illégaux.

2. Recensements

Afin de déterminer l'impact de l'abattage illégal il est nécessaire d'estimer les populations d'éléphants à intervalles réguliers. Dans ce but des recensements sont organisés tous les 2 à 3 ans dans chaque site. Des méthodes aériennes ou pédestres sont appliquées selon l'habitat (Chapitre 5). Sur base de tous les résultats obtenus, il est possible de mettre en rapport la distribution des éléphants avec la distribution des carcasses et les zones d'activité de patrouille. Il

est également possible d'informer les autorités sur les forces et les faiblesses des patrouilles dans les sites et leur permettre d'être plus efficaces avec les moyens dont elles disposent.

Le Programme MIKE n'a été mis en œuvre sur le terrain que depuis 2002. Un grand nombre de formations répétées ont été menées dans tous les sites (de Meulenaer 2009) et MIKE a promu et financé des inventaires dans un grand nombre de sites d'intervention. Cependant MIKE est régulièrement confronté à un manque de moyens pour assurer le bon fonctionnement des patrouilles car leur performances restent assez faibles, en raison d'une rotation rapide des agents qui les composent – ce qui exige de reprendre régulièrement la formations des nouvelles recrues à zéro – du manque de matériel électronique (GPS, ordinateurs) ou de la nécessité de remplacer régulièrement le matériel et de la fréquence trop faibles des inventaires successifs (CITES 2010).

Comme souhaité, MIKE et ETIS ont fini par constituer un baromètre robuste de la conservation de l'éléphant et du commerce illégal d'ivoire, en fournissant aux États Parties à la CITES les informations nécessaires pour une prise de décisions adaptées pour le devenir des populations d'éléphants. Les résultats des recensements présentés dans cette thèse ont contribué à mettre à jour le système MIKE.

3.7 Conclusion

Les aires protégées représentent un héritage colonial que les gouvernements africains se sont appropriés mais qu'ils ont de plus en plus de mal à financer. Les autorités en charge des AP n'ont que rarement considéré les communautés comme des interlocuteurs valables et des partenaires de premier plan. Les populations ont le plus souvent été écartées des processus décisionnels et du partage des recettes issues de la faune. Les AP sont de plus en plus perçues par les populations locales comme un frein à leurs activités économiques plutôt que comme un patrimoine à préserver avec pour conséquence une faible adhésion des populations à la conservation des AP, ce qui les conduit à y mener des activités illégales.

Les AP subissent également une perte de biodiversité liée dans certains cas à un manque de compétence, de motivation et d'organisation du personnel. Ceci influe directement sur la qualité et l'effort de surveillance des AP dont sont victimes les populations d'éléphants.

Pour pallier le sous-financement et le manque de contrôle de certains territoires, des États ont confié la gestion de ces zones à des opérateurs privés afin de les valoriser. Dans la plupart des cas ces territoires sont loués par des opérateurs privés qui les valorisent le plus souvent par la chasse safari à partir de quotas attribués par les États pour chaque territoire ou zone de chasse. Les attributions de ces zones de chasse et des quotas sont parfois contestables parce qu'elles résultent dans certains cas d'une sélection irrégulière au détriment de locataires potentiels plus compétents. La corruption et le manque de professionnalisme de certains opérateurs privés ont pour conséquence de rendre la gestion et la valorisation de la zone peu efficace. La modicité des revenus qui en découlent ne permet

pas à l'opérateur privé d'investir sérieusement et efficacement dans les aménagements et dans une gestion favorable à la croissance et au maintien de densités fauniques élevées (*à fortiori* des éléphants).

Des programmes spécifiques de conservation de l'éléphant comme celui du Programme MIKE ont été mis en place afin de fournir des informations sur l'évolution de l'abattage illégal d'éléphants en relation avec l'évolution de leurs populations d'éléphants tout en renforçant les capacités des agents de terrain.

Chapitre 4. Zone d'étude, objectifs et stratégie scientifique

4.1 Étendue géographique et contexte climatique

La zone soudano-sahélienne est un continuum qui s'étend approximativement sur 6.000 km, de l'océan Atlantique à la mer Rouge. Il couvre environ 6.213.000 km² ou 20% du continent africain. Au sein de cette bande, on distingue généralement la zone soudanienne et la zone sahélienne (White 1983). La présente étude couvre les pays suivants : Sénégal, Mali, Côte d'Ivoire, Burkina Faso, Ghana, Togo, Bénin, Niger, Nigéria, Cameroun, Tchad et République Centrafricaine (Figure 16). Cette étude a été menée dans les aires protégées où subsistaient récemment les dernières populations d'éléphants (Figure 17). Toutes les aires protégées étudiées représentent 5% de la superficie globale (Chapitre 7).

La zone soudanienne s'étend du Sénégal à l'Éthiopie, et couvre environ 3.731.000 km². Les précipitations s'échelonnent entre 500 et 1.400 mm par an. La température moyenne varie entre 24 et 28°C. Les habitats les plus courants vont de la forêt sèche à divers types de savane arborée et des galeries forestières peuplées par les espèces suivantes : *Vittellaria paradoxa*, *Combretum spp.*, *Acacia spp.*, *Anogeissus leiocarpus*, *Azelia africana*, *Burkea africana*, *Isobertia doka*, *Terminalia spp.*, *Pilostigma spp.*, *Balanites aegyptiaca*, *Detarium microcarpum*, *Lophira lanceolata*, *Parkia biglobosa*, *Prosopis africana*, *Tamarindus indica* ou encore *Ziziphus spp.* (White 1983).

La zone sahélienne s'étend de l'océan Atlantique à la mer Rouge et couvre approximativement 2.482.000 km². Les précipitations s'échelonnent entre 150 et 500 mm par an. La température moyenne varie entre 26 et 30°C. Les habitats les plus courants sont la savane arborée sahélienne, la savane semi désertique et les savanes secondaires peuplées par les espèces suivantes : *Acacia tortilis*, *A. seyal*, *Commiphora africana*, *Balanites aegyptiaca* (White 1983).

Le climat de la zone d'étude est caractérisé par trois saisons : une saison sèche froide qui s'étale de novembre à fin février, une saison sèche chaude de mars à mai et une saison des pluies de juin à octobre. Durant la saison sèche froide souffle l'Harmattan, un vent froid et sec venant du nord-est, provoquant le dessèchement des herbacées et la défoliation des ligneux tandis que durant la saison des pluies souffle un vent de mousson provenant du sud-ouest (Boudet 1991).

La zone d'étude s'étend sur plusieurs bassins versants. Parmi les plus importants on notera celui des fleuves Niger, Chari, Volta et Sénégal (Figure 16).

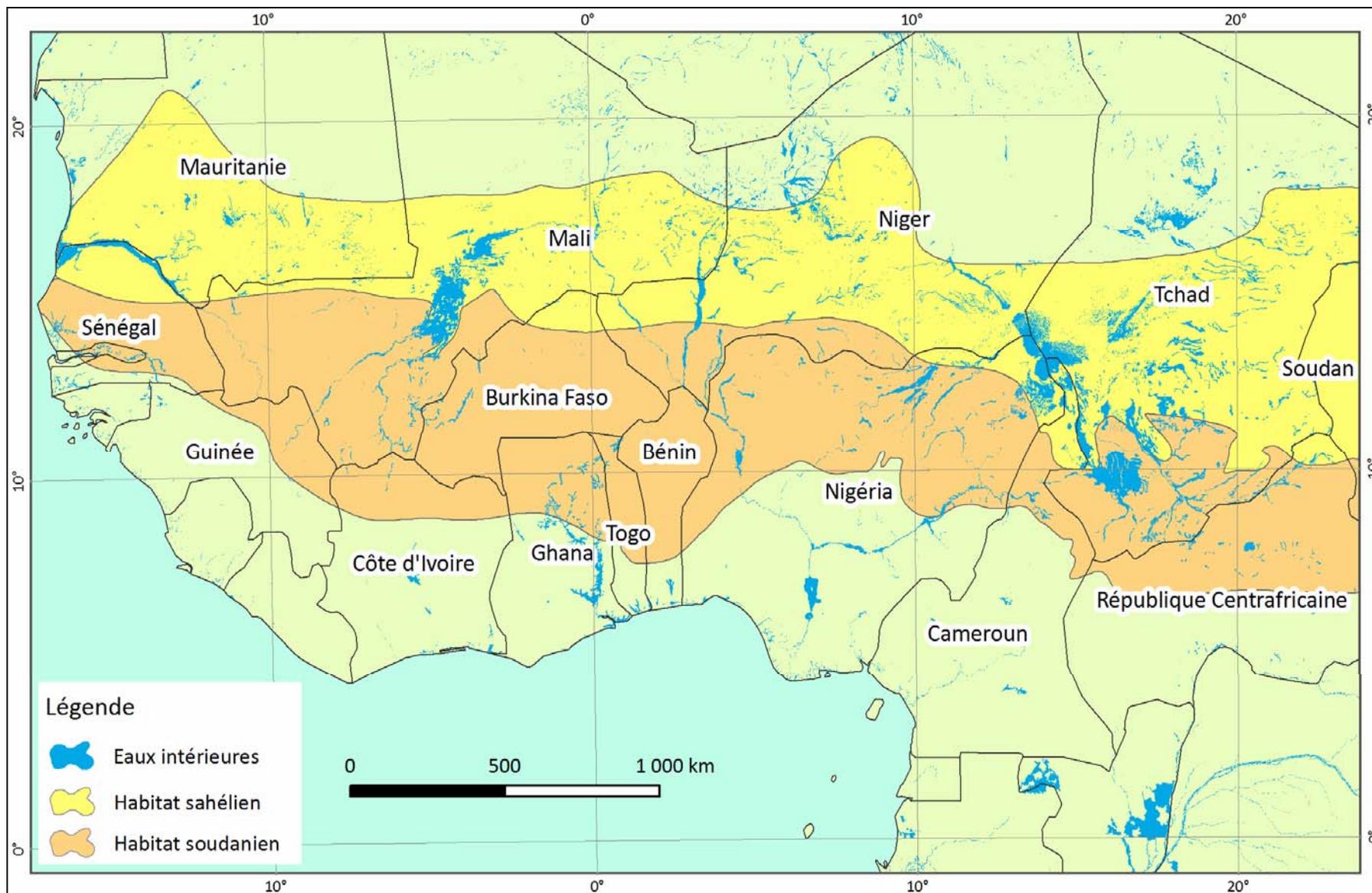


Figure 16. Zones climatiques d'Afrique soudano-sahélienne et principaux cours d'eau

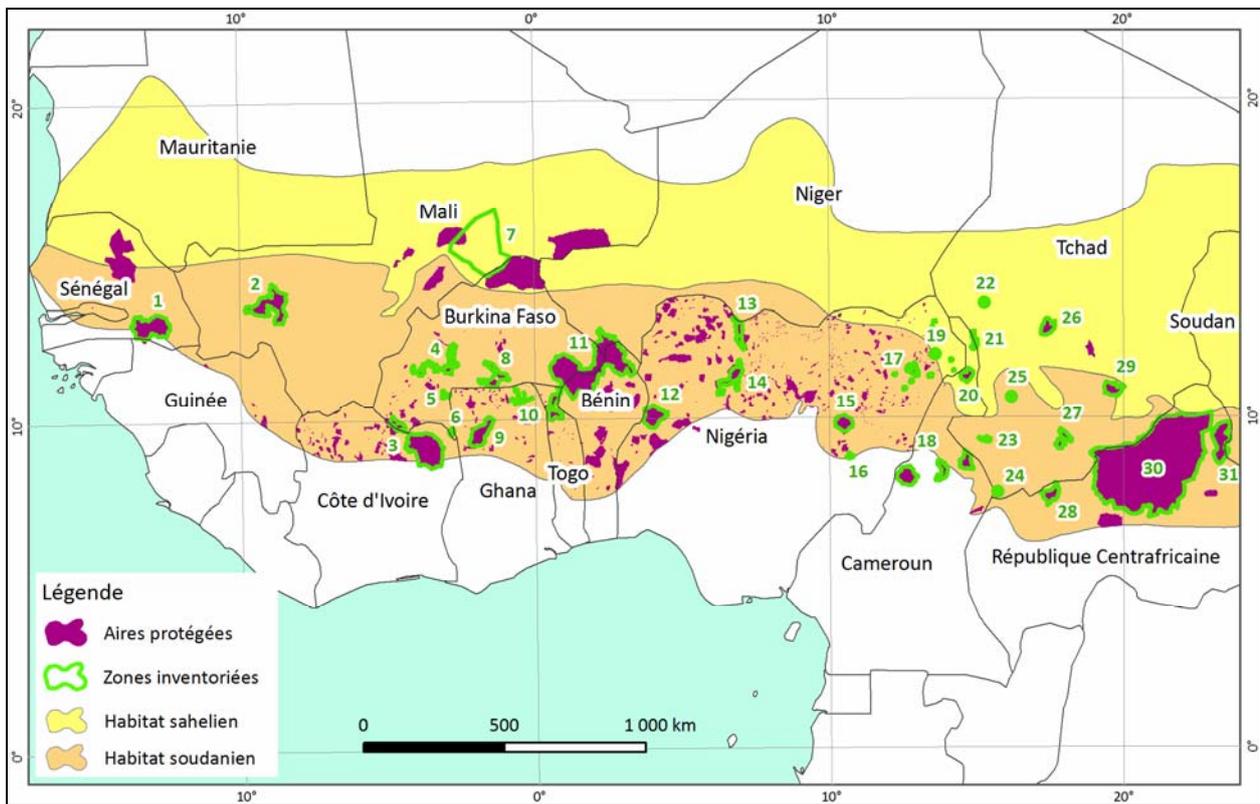


Figure 17. Aires protégées couvertes par l'étude. Les noms se rapportant aux numéros figurent au Tableau 1

Tableau 4. Liste des aires protégées couvertes par cette étude

Afrique de l'Ouest		Afrique centrale	
1	Parc National du Niokolo Koba	18	Complexe Faro Benoué Bouba Njida
2	Boucle du Baoulé	20	Parc National de Waza
3	Complexe Comoé	21	Kalamaloué
4	Complexe de la Boucle Mouhoun	22	Kouloudia Doumdoum
5	Complexe Bontioli Nabéré	23	Zone de Gagal Yapala
6	Forêt Classée de Koulbi	24	Larmanaye
7	Gourma	25	Mansenya-Mandjafa
8	Complexe Po Nazinga Sissili	26	Zone du Lac Fitri
9	Parc National de Molé	27	Siniaka-Minia
10	Red Volta Forest Reserve	28	Zone de Dembo Nana Barya
11	Ecosystème WAPOK	29	Parc National de Zakouma
12	Parc National de Kainji Lake	30	Complexe du Nord RCA
13	Babah Rafi	31	Complexe André Félix
14	Kwiambana		
15	Parc National de Yankari		
16	Kambari		
17	Sambissa		
19	Chad Bassin		

4.2 Objectifs et stratégie scientifique

Le premier objectif de cette thèse est d'analyser l'évolution des populations d'éléphants dans la zone soudano-sahélienne face aux défis environnementaux et à l'évolution de la démographie humaine. L'étude de l'évolution de ces populations a été effectuée à partir des résultats de comptages successifs. Une synthèse bibliographique (Chapitre 5) décrit et compare les différentes méthodes utilisées pour recenser ces populations. Nous avons d'abord été mené à étudier les populations d'éléphants à une échelle locale, sur base d'inventaires menés dans un certain nombre d'aires protégées. Nous avons enfin travaillé à l'échelle globale en considérant toutes les populations d'éléphants vivant dans la zone d'étude.

Dans le cadre de ce premier objectif, les questions qui seront abordées sont les suivantes :

1. Quelle méthode de comptage est la plus appropriée pour recenser les populations d'éléphants dans l'habitat soudano-sahélien ?
2. Comment a évolué la population d'éléphants d'Afrique de l'Ouest depuis 40 ans ?
3. A quelles menaces l'espèce est-elle confrontée ?

Le second objectif a pour but de proposer des pistes pour la conservation de l'éléphant dans le contexte soudano-sahélien. Les questions suivantes seront abordées :

1. Les aires protégées actuelles répondent-elles aux besoins de la conservation et de la gestion de l'éléphant ?
2. Quelles mesures de conservation et de gestion complémentaires doivent être envisagées ?

4.3 Organisation de la thèse

La suite de ce document est structurée de la manière suivante :

Partie 2. RESULTATS

- Le chapitre 5 aborde la comparaison des méthodes d'inventaires d'éléphants dans les habitats soudano-sahélien. Il est constitué d'un article sous presse dans la revue *BASE*.

How to count elephants in West African savannahs? Synthesis and comparison of main game-count methods. Philippe Bouché, Philippe Lejeune et Cédric Vermeulen

- Le chapitre 6 présente différentes études de cas traitant de l'évolution de population d'éléphants. Le paragraphe 6.1 traite le cas particulier de la population d'éléphants du Gourma. Cette population présente la caractéristique d'être la population la plus septentrionale du continent et de vivre dans un habitat exclusivement sahélien. Le statut et les menaces pour leur conservation y sont discutés. Ce paragraphe est constitué d'un article publié dans la revue *Pachyderm*.

Les éléphants du Gourma. Mali. Statut et menaces pour leur conservation. Philippe Bouché, Benoit Doamba, Bouramou Sissoko et Stéphane Bouju (2009) *Pachyderm* 45: 47-56

Le paragraphe 6.2 étudie le cas particulier de la conservation de l'éléphant dans le nord de la République Centrafricaine. Il présente les menaces qui affectent la population d'éléphants de cette région du monde. L'évolution des populations d'éléphants entre 1985 et 2005 y est décrite. Ce paragraphe est constitué d'un article publié dans la revue *African Journal of Ecology*.

Has the final countdown for wildlife extinction in northern Central African Republic begun? Bouché Ph, Renaud P-C, Lejeune Ph, Vermeulen C, Froment J-M et al. (2010) *Afr. J. of Ecol.* 48 (4) : 994-1003.

Le paragraphe 6.3 présente le déclin de la grande faune au cours des 4 dernières décennies au nord de la Centrafrique. Les causes de ce déclin y sont discutées et des propositions de conservation sont suggérées. Ce paragraphe est constitué d'un article publié dans la revue *Environmental Monitoring and Assessment*.

Game over! Wildlife collapse in Northern Central African Republic. Philippe Bouché, Roland Nzapa Mbeti Mange, Floride Tankalet, Florent Zowoya, Philippe Lejeune, Cédric Vermeulen. *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI : 10.1007/s10661-011-2475-y

Le paragraphe 6.4 présente les résultats d'un inventaire pédestre de grande faune dans les zones cynégétiques villageoises du nord de la RCA. Le modèle de gestion villageoise par la communauté y est discuté. Ce paragraphe est constitué d'un article soumis à la revue *Tropical Conservation Science*.

Wildlife Population Status in Community Hunting areas of Northern Central African Republic

Philippe Bouché, Philippe Lejeune, Cédric Vermeulen, Roland Nzapa Mbeti Mange et Florent Zowoya.

- Le chapitre 7 présente l'état actuel de la population d'éléphant dans la zone soudano-sahélienne. L'évolution des tendances sur les quatre dernières décennies y est décrite. Les principales menaces sur les populations et des propositions d'action de conservation y sont présentées. Ce Chapitre est constitué d'un article publié dans la revue *PloS ONE*.

Will elephants soon disappear from West African savannahs? Philippe Bouché, Iain Douglas-Hamilton, George Wittemyer, Aimé J. Nianogo, Jean-Louis Doucet, Philippe Lejeune, Cédric Vermeulen (2010) *PloS ONE* 6 (6). e20619. doi:10.1371/journal.pone.0020619.

Partie 3. DISCUSSION GENERALE

- Le chapitre 8 présente la discussion de cette thèse. Le déclin de l'éléphant dans la zone d'étude et de la viabilité des petites populations d'éléphants y est traité. Les méthodes d'inventaires et la pertinence de l'éléphant comme indicateur de la santé des habitats et des autres espèces de faune y sont également discutés. Enfin l'utilité de poursuivre les efforts de conservation des populations d'éléphants y est débattue.
- Le chapitre 9 présente les perspectives de conservation de l'éléphant selon plusieurs scénarios. La mise en œuvre de corridors pour briser l'isolement des petites populations d'éléphants y est décrite.
- Le chapitre 10 présente les conclusions de la thèse à la fois en termes d'apport à l'étude de la conservation des éléphants et de stratégie de conservation.

PARTIE 2. RESULTATS

Chapitre 5. Les inventaires comme outil de gestion des populations d'éléphants

Ce chapitre fait le point sur les différentes méthodes utilisées pour compter les éléphants.

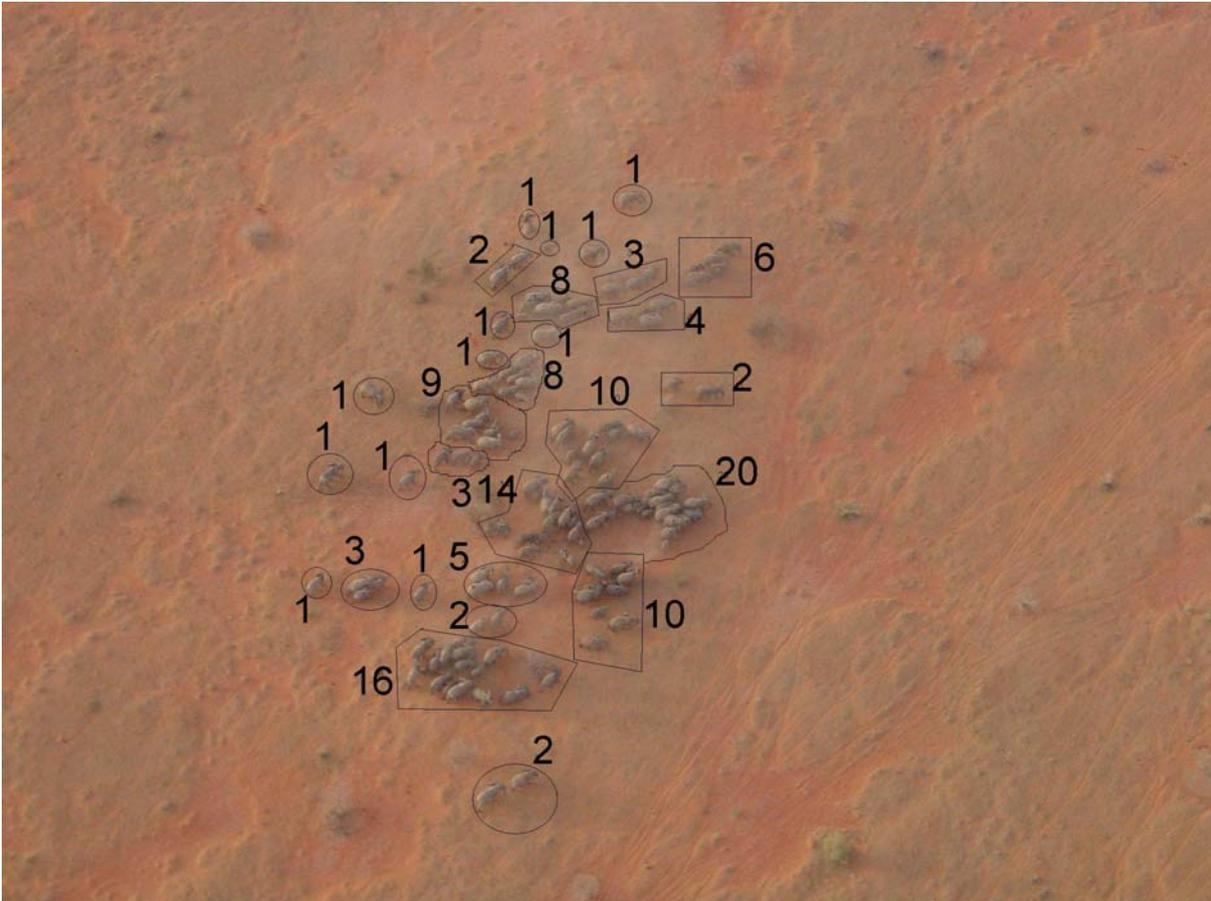


Photo 3. Comptage d'éléphants à partir d'un document photographique. Gourma Mali, 2003

How to count elephants in West African savannahs? Synthesis and comparison of main game-count methods

Philippe Bouché, Philippe Lejeune, Cédric Vermeulen

Unité de gestion des Ressources Forestières et des Milieux naturels, Faculté des Sciences

Agronomiques de Gembloux, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

Article publié dans BASE : sous presse

Abstract

The comparison of some elephant count methods -aerial sampling count (ASC), aerial total count (ATC) and direct foot count (FC) - has been presented through surveys' study cases implemented in Benin, Burkina Faso and Niger. We compare them in terms of effort and cost to survey an area (sampling efficiency), efficiency in data collection (detection efficiency) as well as accuracy and precision. ASC returns low sampling and detection efficiency and very low precision and accuracy figures when counting elephant populations below 0.5 elephant/km². Precision can partly be improved by stratification. FC returns the best sampling and detection efficiency but insufficient data number to produce reliable estimates. Therefore some authors often not produced results for elephants. ATC is a costly method in absolute value. It requires important logistic and no measure of error is possible. However it provides relatively good sampling and detection efficiency as well as relatively accurate figures appreciated by wildlife managers if technical requirements are respected. ATC could be recommended to survey small population of West African elephant each 3 to 5 years to minimize yearly count costs.

Résumé

The comparison of some elephant count methods -aerial sampling count (ASC), aerial total count (ATC) and direct foot count (FC) - has been presented through surveys' study cases implemented in Benin, Burkina Faso and Niger. We compare them in terms of effort and cost to survey an area (sampling efficiency), efficiency in data collection (detection efficiency) as well as accuracy and precision. ASC returns low sampling and detection efficiency and very low precision and accuracy figures when counting elephant populations below 0.5 elephant/km². Precision can partly be improved by stratification. FC returns the best sampling and detection efficiency but insufficient data number to produce reliable estimates. Therefore some authors often not produced results for elephants. ATC is a costly method in absolute value. It requires important logistic and no measure of error is possible. However it provides relatively good sampling and detection efficiency as well as relatively accurate figures appreciated by wildlife managers if technical requirements are respected. ATC could be recommended to survey small population of West African elephant each 3 to 5 years to minimize yearly count costs

Introduction

West African elephants (*Loxodonta africana*) are characterised by generally small and isolated populations (Roth et al., 1991, Bouché et al., 2004a, Bouché et al., 2011); in consequence many elephant populations are vulnerable or endangered (Bouché et al., 2011) and their abundance has to be monitored (Blanc et al., 2007).

Small and often clumped populations carry stochastic variability that imposes large statistical challenges when wishing to define population sizes and trends. The count of small populations returns low precise estimates (Jachmann 2001, Barnes 2002, Ferreira et al., 2009). Therefore, as a small population drops, it is unlikely to detect changes in numbers until the population is well on the way to extinction (Taylor et al., 1993, Barnes 2002). In consequence, the selection of the most appropriate method is a critical issue.

The human demographic pressure surrounded West African protected areas is high. It becomes almost inevitable for elephants to come across human settlements without confining their movements to the protected areas' limits (Barnes 1999, Clerici et al., 2007, Bouché et al., 2011). When elephants do roam beyond the limits of protected areas, they often damage crops and raid fruit trees (Nakande et al., 2007). Several elephant populations use to roam across unprotected areas increasing human-elephant conflicts (Barnes 1999, Bouché et al., 2004a, Bouché et al., 2011). Elephants' distribution and movements' information are thus important to manage and secure the elephant range as well as mitigate conflicts (Blanc et al., 2007).

Elephant populations are counted for six decades in African savannahs. If several methods exist, only in a very few cases different elephant count methods have been compared (Jachmann 1991, 2001, 2002, Whitehouse et al., 2001, Gaidet-Drapier et al., 2006). The aim of this paper is to present different elephant count methods, to compare the most used in West Africa through study cases and to help to select the most appropriate one according to the habitat and the small elephant population densities living in West African savannahs.

Elephant total count methods

Aerial total count

Aerial total count consists to scan the entire study area from high wing aircraft or helicopter along flight lines sufficiently close to theoretically count all elephant in (Douglas-Hamilton 1996). The sum of elephant counted represents the population's size. To do this, the study area is divided in blocks. Each of them is scanned by an aircraft in few hours (generally during the cooler's hour of the day) (Norton-Griffiths 1978, Douglas-Hamilton 1996, Bouché et al., 2004c&d, Craig 2004). In each block parallel flight lines are drawn. Flight lines' interval is fixed between 0.5 to 1 km according to the visibility and the habitat crossed at the discretion of the crew. Each flight line is extended 2 km beyond the block limit to overlap the neighbouring ones. The overlap count gives an estimate of the number of animal missed in the block and

minimizes the effect of herds crossing over block boundaries (Norton-Griffiths 1978). Flight height ranges between 200 and 400 feet according to the visibility conditions. The aircraft crew is composed by a pilot in charge of navigation, a front seat observer in charge of data recording and photographs, and two rear seat observers in charge of spotting and counting the animals. Each herd or single individual as well as their location are recorded.

After each day flight and once the survey completed, the survey coordinator has to discriminate all double counts. Within each block, some elephant double counts are easily detected by the crew during the count. Inter-blocks double-counts must be discriminated. To do so, the front seat observer records herds' composition (age and adults' sex) as well as GPS location. Numeric photography is used to count large herds (>15 elephants). The sum of elephant counted (excluding double-counts) gives the total number of the study area. Actually it is unlikely that all individuals and herds could be detected by the observers, therefore aerial total count provides a minimum estimate (Norton-Griffiths 1978 ; Douglas-Hamilton 1996 ; Bouché et al., 2004 c&d) (tables 1 & 2).

Aerial total counts are implemented to count particular species from which the expecting results should be better than aerial sample count (Norton-Griffiths 1978). Targeted species should be gregarious and conspicuous at 100 m of height. They should represent important species on the recreative, economic or the habitat impact points of view. They are generally highly mobile. The aerial total count is therefore usefull if the whole ecosystem is taken into account (Norton-Griffiths 1978 ; Douglas-Hamilton 1996 ; Bouché et al., 2004 c&d).

Individual recognition count

Individual recognition consists to build an individual identification database where each elephant of a population is individually identified by the combination of his physical characteristics (sex, body, ears and tusks' shape, scars, etc.) (Douglas-Hamilton 1972, Moss 1996). No statistic is required. The sum of elephant recorded in the database represents the population's size. A small team of observers in charge of the database's building and update can achieve this (tables 1 & 2).

Total ground count

Total ground count consists, on very small study area, to divide it into blocks. Survey teams (one per block) travel blocks simultaneously to detect and count precisely each herd (Ouédraogo et al., 2009). The sum of animals counted gives the population's size. The precise count and record of each group's composition and location help to discriminate double-counted herds and to eliminate it from the final figure. Possible sources of bias and solutions are presented (tables 1 & 2).

Elephant sample count Methods

Aerial strip sampling count (ASC)

Aerial sample count consists to fly with a minimum four seater high wing aircraft along parallel transects randomly or systematically distributed across the study area (Pennycuick et al., 1972, Norton-Griffiths 1978). Transects must be placed along the ecological gradient, eg from river to dry savannah, means cutting across ecological zones (Norton-Griffiths 1978, Craig 2004). Stratification can be used if density is not homogenous across the study area. Transects must be flown at constant height and speed. Elephant are counted by two rear seat observers into two strip samples (= sampling units) each situated on each side of the aircraft. A strip sample is materialised by two streamers fixed perpendicularly to the wing struts and parallelly to the aircraft's fuselage (Norton-Griffiths 1978). The distance between streamers is commonly chosen to define a 200 to 250 m width strip at a fly height of 91m above the ground. The more the strip is large, the more animals are missed or underestimated (Bell et al., 1973). Only animals seen between the streamers will be counted (Norton-Griffiths 1978 ; Mbugua 1996). Height control is an important issue. Aircraft must fly at a constant height during the survey. For a given strip width, the more the aircraft flies high, the more the strip width will be large and inversely the more the aircraft flies low, the more the strip width will be narrow (Mbugua 1996). The commonly used flight height is 300 feet (91m) above the ground level (a.g.l.). The flight height is controlled by a radar-altimeter (Norton-Griffiths 1978), a laser range finder (Bouché 2002) or a shadow-meter device (Pennycuick 1973, Norton-Griffiths 1978). The front seat observer records the height each 30 seconds to take into account the height variation (and therefore the strip width variation) in the result as well as elephant location (thanks to a GPS) and numbers. Numeric photography is used to count large herds (>15 elephants).

Knowing the sampling strip width and the transects' length, it is possible to calculate the sampling area's size. Data treatment is performed using the Jolly method 1 or 2 (Norton-Griffiths 1978). Possible sources of bias and solutions, advantages and disadvantages are presented (tables 1 & 2).

Line transect methods

Line transect regroups methods that consists to count directly elephants or elephant dungs along transects distributed randomly or systematically across the study area (Buckland et al., 1993). Each time an animal/dung or a group of animals is detected, the observer records the herds' radial distance to himself (sighting distance) with a laser range-finder or by pacing and use a compass to bearing the herd (sighting angle). Each measure is made to the geographical centre of each herd (Barnes 1996). From sighting distance and angles, the perpendicular distance for each observation can be calculated (Jachmann 1996, 2001). For dung count, each dung or dung groups' perpendicular distance from the transect line is measured with a tape-measurer. Three assumptions are critical to achieving reliable estimates of density from line transect count: 1) animals or dungs on the line are detected with certainty (probability of 100% or 1), 2) animals or dungs are detected at their initial location and 3) measurements are exact (Buckland et al., 1993).

The probability to observe an animal or a group of animals or a dung from the line transect declines when the animal or dung's distance from the transect increases (Buckland et al., 1993, Jachmann 2001). The frequency graphic of grouped perpendicular distances will show the probability of detecting a group of animal at a particular distance to the transect line. Mathematically, the function represented by a curve that links the probability of animal's detection and the perpendicular distance to transect is called detection function (Figure 1) (Buckland et al., 1993, Barnes 1996, Jachmann 2001). The detection function is not only function of animal's distance to transect but also of the vegetation density, the group size, the conspicuousness of the species, the behaviour of the species, and the size of the animal (Buckland et al., 1993, Jachmann 2001).

The true detection function is not known. Several detection functions' models are tested. The one that better fit the field data distribution is finally selected. Models are rather complicated and a specific software named DISTANCE (Buckland et al., 1993) is designed for such task. Large number of data are required (60 to 80 contacts) to reach an acceptable precision (CV of 15 to 30%). Several count sessions of the same study area can be combined to enlarge the data pool (Buckland et al., 1993). However this is only possible if the population is not statistically different from one count to another (Jachmann 2001).

Aerial distance count (ADC)

Aerial distance count consists to count directly elephants along transects distributed randomly or systematically across the study area along the ecological gradient (Buckland et al., 1993). Instead of measuring perpendicular distances of each group encountered, animals are counted into several parallel strips on each side of the aircraft (Buckland et al., 1993). Two sets of streamers are fixed perpendicularly on each wing strut and parallel to the aircraft fuselage (Buckland et al., 1993). As for the aerial sample count, the spaces between streamers are calibrated in order to define given strip width at a given height. Stratification can be used if density is not homogenous across the study area. This survey provides grouped data. It is thus not necessary for the observer to record exact perpendicular distances. According to the line-transect theory, the distribution of animals' observations along transect will be more grouped in the strip closer to transect than the farer ones (Buckland et al., 1993). The crew members' tasks during flight are close to those of aerial sample count. Possible sources of bias and solutions, advantages and disadvantages are presented tables 1 & 2.

Foot count (FC)

Foot count consists to count directly elephants along ground line-transects distributed randomly or systematically across the study area (Buckland & al 1993). An alternative is to use the recce transect. The last consist to join one point to another trough the easiest way. This method is often used in forest to collect data between two transects. However this method is rarely used in savannah where the teams' transport is done by vehicle along roads.

Foot count is implemented by several teams (9 to 20). A team leader and 2 observers compose each team. The team leader is in charge of the navigation along the transect line (thanks to a compass and a

GPS) and the data recording (thanks to a compass and a GPS and a laser rangefinder). He must pay attention to take measurement to the geographical centre of each herd. The two observers are in charge of spotting and counting the animals. The team walks in line along transects. Surveys are implemented during the cooler's hour of the day (generally early in the morning) when animals are more visible and active. When come the hot hours of the day, animals trends to hide in the shade and are therefore less visible.

Transect must be both oriented along the ecological gradient and in the dominant wind direction. Stratification can be used if density is not homogenous across the study area. Teams must walk against the wind. If not, the animals that they are supposed to count can smell them and fly away before they are in visual contact. Animals (especially herbivores) use wind to alert other herds situated downstream of the wind. This will result in a very low number of contact. U or square shape transect must therefore be avoided.

It is imperative that team's speed doesn't exceed 3 kph. More the walk is speedy, more the probability to miss animals is important. Transects length should not exceed 9 to 10 km per day per team. This allows to each team to walk the transect between 6 and 9 am before the hot hours of the day. Longer transects will have for consequence the no respect of speed limits and the increasing of the observers' fatigue especially during several continuous days, or sometimes, successive weeks of count.

A sufficiently dense road network ($0.6 \text{ km} / \text{km}^2$) is required. It allows to drop and recover teams by vehicle at the beginning and at the end of the transect. The road network should be designed in such a way that the roads' intervals don't exceed 9 to 10 km, that corresponds roughly to a transect length. Possible sources of bias and solutions, advantages and disadvantages are presented tables 1 & 2.

Dung count (DC)

Foot count consists in counting elephants directly along ground line-transects distributed randomly or systematically across the study area (Buckland et al., 1993). An alternative is the recce transect which consists to join one point to another trough the easiest way. This method is often used in forest to collect data between two transects; however it is rarely used in savannah where the teams' transport is done by vehicle along roads.

Foot count is implemented by several teams (9 to 20). A team leader and 2 observers compose each team. The team leader is in charge of navigating along the transect line (thanks to a compass and a GPS) and the data recording (thanks to a compass and a GPS and a laser range-finder). He must pay attention to take measurements to the geographical centre of each herd. The two observers are in charge of spotting and counting animals. The team walks in line along transects. Surveys are implemented during the cooler's hour of the day (generally early in the morning) when animals are more visible and active. When the hot hours of the day are coming, animals trend to hide in the shade and are therefore less visible.

Transects must be both oriented along the ecological gradient and in the dominant wind direction. Stratification can be used if density is not homogenous across the study area. Teams must walk against the wind (according to observations made by Bouché). If not, the animals that they are supposed to count can smell them and fly away before they are in visual contact. Animals (especially herbivores) use wind to alert other herds located downstream of the wind. This will result in a very low number of contact. U or square shape transect must therefore be avoided.

It is imperative that team's speed doesn't exceed 3 kph (according to observations made by Bouché). The more the walk is speedy, the more the probability to miss animals is important. Transects' length should not exceed 9 to 10 km per day per team. This allows to each team to walk his transect between 6 and 9 am before the hot hours of the day. Longer transects will induce the non-respect of the speed limit and the increasing of the observers' fatigue especially during several continuous days, or sometimes, successive weeks of count.

A sufficiently dense road network (0.6 km/km^2) is required. It allows to drop and recovers teams with vehicles at the beginning and at the end of the transect. The road network should be designed in such a way that the roads' intervals don't exceed 9 to 10 km, that corresponds roughly to a transect length. Possible sources of bias and solutions, advantages and disadvantages are presented tables 1 & 2.

Vehicle road count (VRC)

Vehicle road count uses the line-transect count method and DISTANCE data analysis (Buckland et al., 1993). Instead of following a transect, the car drives along defined road circuits. This method is implemented by a team of several persons in a car driving at constant speed (Cornélis 2000, Jachmann 2001, Bouché & al 2004b, Gaidet-Drapier et al., 2006). A sufficiently dense road network (0.6 km/km^2) (Jachmann 2001) is required to have the chance to cross the most habitat of the survey area as possible (Jachmann 2001). Possible sources of bias and solutions, advantages and disadvantages are presented in tables 1 & 2.

DNA count (DNAC)

It consists to collect DNA samples from fresh dung along randomly distributed transect. The analysis consists in applying a capture-recapture method (Krebs 1999) from the DNA samples to estimate the elephant population's size (Eggert et al., 2003). A team is required to collect dung samples in the field; these are sent to the laboratory for DNA extraction and analysis.

Study cases

Nazinga Game Ranch (Burkina Faso), Pendjari National Park (Benin), W Regional Park (Benin, Burkina Faso and Niger) (Figure 2) experienced aerial sample, aerial total and foot counts.

Nazinga Game Ranch is part of the Po-Nazinga-Sissili ecosystem in the south of Burkina Faso. It covers 940 km². It benefits of more than 30 years of continuous ecological monitoring (Bouché 2007a). These last decades, Nazinga Game Ranch appears more and more as a conservation island surrounded by cultivations (Bouché et al., 2004d, Bouché 2007a). If some elephants use to roam outside the Nazinga Game Ranch, this phenomenon seems quite limited these last years (Bouché 2007a,b). Wildlife is mainly concentrated for several years to some parts of the Nazinga Game Ranch (Bouché et al., 2004d, Bouché 2007a). Elephant migration is a reduced phenomenon especially during the dry season because Nazinga Game Ranch concentrates the main permanent water points (Bouché 2007a). The period 2000-2003 targeted, is characterised by the quasi-simultaneous implementation of several count methods (Bouché 2007a). Rainfall volume was equivalent in 2000 and 2003 (around 800 mm) (Hien et al., 2003), therefore, the elephant population is expected to be equivalent in size in 2000 and 2003.

The Pendjari Biosphere Reserve is part of the 30000 sq km W-Arly-Pendjari (WAP) ecosystem. Pendjari Biosphere Reserve covers 4850 km² (Figure 2). It was surveyed several times since the 1980's (Sinsin 2000) . Since 2000, aerial sample and aerial total counts (Sinsin 2001, Rouamba 2002a, Bouché et al., 2004c) and several foot counts (Sinsin 2000 & 2001) have been implemented each year at the same period. The total count followed strictly the technical requirements to limit biases as much as possible (Table 1). The 2000-2003 period will be taken into consideration for the purpose of this paper. Each year, at the end of the dry season, animals from the western part of the WAP ecosystem (Figure 2) migrate to the Pendjari River that contains the last water resources of this part of the ecosystem (Bouché et al., 2004c). Between 2000 and 2003, rains showed irregular pattern from 650 mm in 2002 up to 1000 mm in 2000 and 2003. In 2002 rains appeared very late (late july). In contrast, in 2003 first rains occurred early (in april just before the survey). It is likely that 2002's late rains favour the elephants' concentration in the Pendjari Biosphere Reserve during the survey period, while 2003's early rains have probably favour the elephant dispersal.

W complex covers 14,360 km² and is part of the WAP ecosystem (Figure 2). W complex is shared by Benin, Burkina Faso and Niger. Only two recent surveys have been carried out in W complex at the same period of the year at one year of interval. One was an aerial sample count (Rouamba et al., 2002b) and the other one was an aerial total count (Bouché et al., 2004c). This count followed strictly the technical requirements to limit biases (Table 1). No foot count was implemented in W Park due to the large area's size and the weak road network density at that time. In 2002, first rains occurred later (end of july) while in 2003, first rains occurred in April during the survey period. If in 2002 the major part of elephant concentrations occurred along the main river system (Mekrou and Tapoa rivers). In 2003, first rains were still not sufficiently important to favour elephants' dispersal. Except for very few other water points, Mekrou (located in the centre of the W complex), Tapoa and Niger (both located North of the W complex) rivers are the single sources of permanent water in a radius of 50 km and more (Lungren et al., 2005). Migration from other areas of the ecosystem between the two surveys is unlikely. W complex's elephants in 2003 showed a distribution equivalent to the one observed in 2002 (Rouamba et al., 2002b, Bouché et al., 2004c). Radio-tracking data confirmed that W complex's elephants do circular circuits inside W Park and don't seem to mix with elephants from other parts of the ecosystem (Ipavec et al., 2007). We assume therefore that there was no major immigration between the successive surveys.

Elephant counting method's comparison

For the purpose of this paper only aerial sample, aerial total and foot counts will be compared because they are the commonest methods used to count West African savannah's elephants in particular, and other wildlife species in general (Blanc et al., 2007). The single available elephant count's dataset in the sub region have been recorded using these count methods.

Individual reconnaissance is an effective and accurate (Table 2) method but labour-intensive (Moss 1996, Whitehouse et al., 2001). It requires long observation's period by a same team to create a reliable database. This efficient method was unfortunately never used in West African savannahs.

Total ground count and vehicle road count methods have been implemented very occasionally in some areas of West Africa (Jachman 1991, Bouché 2007a, Ouédraogo et al., 2009). We have thus not a comparative basis for all areas. The main sources of biases in total ground count are from failing to search the whole area and failing to spot all animals (tables 1 & 2). Vehicle road counts are open to biases because the road networks are not randomly designed and therefore unlikely to be representative of an area if the road network is not dense enough (tables 1 & 2) (Norton-Griffiths 1978).

Aerial distance-sampling count was never used in West Africa. It suffers from violating one of the most important hypotheses of distance sampling theory: all objects (or animals) along transect should be detected with the probability of 1 (Buckland et al., 1993) (Table 1). During aerial distance count, animals located on the transect line have a great probability to be missed by the observers. These ones can only reasonably observe animals on both sides of the aircraft, at few dozen to hundred meters away from the transect line, but cannot look at the transect line just behind the fuselage. In order to record animals located along the transect line, a camera fixed on the aircraft's belly can be used. Otherwise, the DISTANCE software allows to treat data with a probability below 1 to see animal on the transect (Buckland et al., 1993) (Table 2).

Contrary to forest area where dung count is the most used method (Barnes 1996 & 2002), it has almost never been implemented in savannahs (Jachmann 1991, Bouché 2007a). Dung count requires the calculation of the decay and defecation rates prior to estimate elephant's population (Barnes 1996) (tables 1&2). These parameters have been rarely studied and estimated in savannahs (Jachmann 1991). They represent a source of uncertainty that will be combined to these of the DISTANCE's results, without the possibility to assess the global uncertainty. However, dung count method is a very good tool to assess the elephant distribution and relative abundance (by dung abundance) along the seasons (Table 2) (Barnes 2002). Dung counts have proven to be efficient to detect population changes (Barnes 2002). Unfortunately this method cannot be implemented on very large areas.

DNA count was used for very small forest elephant populations' counts (Eggert et al., 2003) but never in West African savannahs. It necessitates a specialised team and equipped laboratories to analyse the DNA that are not quite common in the study area. The mark-recapture method is also labour-intensive.

The rate of recaptured musts been high (50%) to expect precise results (Krebs 1999). This method cannot be implemented on very large areas.

Comparison criteria

The comparison method has been implemented for each site following the criteria defined by Gaidet-Drapier et al., (2006). In addition accuracy and precision have been discussed.

Sampling Effort Index

A Sampling Effort Index (SEI) was calculated as the number of human-hours required to sample one km². We used the surveyed area as the unit of analysis and calculated it for each survey:

$$SEI = H \times P/A$$

where H is the observation period (hours), P the number of people involved to monitor the area, and A the sampled area (km²).

Sampling Costs Index

We calculated a cost per hour or per km for each sampling method used. All costs were expressed in Euro (€). Estimates were obtained on the basis of observer's allowance, trip, equipment and logistic costs (fuel, equipment maintenance). The allowance for a team leader involved in foot counts was 15€ per day, and 3.8€ per day for local drivers and observers. For aerial surveys, fees were 30€ per day for experienced technicians, 150€ per day for a pilot and 300€ per day count + 15 days for reporting at the same rate for a consultant. Trip costs were calculated from fees of 0.6€ per km for a car and 300€ per hour for an aircraft. We generated a sampling costs index (SCI) for each survey:

$$SCI = (H \times \text{hour cost rate} + I \times \text{km cost rate})/A.$$

where H is the transect observation time (hours), I the transect length (km) and A the sampled area (km²). We summed the costs per hour and per kilometer to account for the fact that costs are estimated independently on either the distance covered or the time spent basis (Gaidet-Drapier et al., 2006).

Detection efficiency index

The detection efficiency index (DEI) is defined here as the average number of animals observed within the area covered during counts. For every census, we had access to the number of individuals counted. To compare the foot and aerial counts, we used an animal detection efficiency index based on the number of elephant individuals (Gaidet-Drapier et al., 2006). We used the sampled area to calculate an elephant detection efficiency index (DEI):

$$DEI = n/A \times R;$$

where n is the total number of elephants counted, A the surveyed area (km²) and R the number of replicates. For the cases discussed here the value of R was equal to 1 because each successive survey using the same method followed various sampling plan and intensity. Therefore we didn't consider them as replicates.

Accuracy and precision

Accuracy and precision produced by each method will be discussed with reference to the literature (Norton-Griffiths 1978, Whitehouse et al., 2001, Ferreira et al., 2009).

Results and discussion

Sampling cost index

Sample Cost Index (SCI) is far more important for foot counts than for aerial counts (Table 3) despite a cost per hour and per km far lower (Table 3). However the areas sampled by foot counts are small. Aerial total counts show generally the highest cost per hour and highest absolute cost (cost/km²) (Table 3), but the important survey effort in time (H) or in km (I) provides a moderate SCI (Table 3). The cost per hour and per km is quite important for aerial sample counts (Table 3). This is due to the low number of flight hours (H) or km (I) invested in comparison to the volume of money invested.

Sampling effort index

The sampling effort index (SEI) is far more important for foot counts than any other method. However the effort is intensive on very small sampling area (A). Despite the effort invested, foot counts didn't provide sufficient important dataset to return reliable estimates (Hien et al., 2003, Sinsin 2000 & 2001). Aerial total count showed a higher SEI than aerial sample count (Table 3).

Detection efficiency index

Detection effort index is generally more important for foot counts. Aerial total counts show a higher DEI than aerial sample counts excepted for Pendjari (Table 3). The changes in weather conditions and elephant densities explain the relatively low DEI in 2003.

Accuracy

Aerial total counts provide a minimum estimates that is known to underestimate the true population (Norton-Griffiths 1978, Whitehouse et al., 2001). However if the technical requirements are respected (Table 1), the magnitude of the underestimate is slightly: about 8 to 10% (Norton-Griffiths 1978, Whitehouse et al., 2001).

Classic 20% sampling rate's aerial counts return accurate estimates when counting population at density of 0.5 elephant/km² and above (Ferreira et al., 2009). For elephant populations living at densities below 0.5 animals/km² (like it is the case in West Africa), 20% sampling rate's aerial counts provide innaccurate results (Ferreira et al., 2009). In our examples (Table 3), aerial sample counts provides estimates 36% lower than aerial total counts for both W and Nazinga (Table 3). Weather conditions' variability influenced strongly Pendjari elephant's distribution in 2001, 2002 and 2003. The early rains that occurred in Pendjari

in 2003 favoured elephant dispersion while the 2001 and 2002's late rains favoured their concentration. This explains why the 2003 Pendjari total count's estimate (867 elephants) was equivalent to the 2001 and 2002 aerial sample counts' estimates (respectively 780 and 856 elephants), while the aerial total counts for the other study cases provided higher results than aerial sample counts. The low data number recorded during foot counts didn't allow to return reliable estimates (Table 3). The foot counts' estimates were far below from those of aerial surveys.

Precision

Aerial total counts cannot provide any measure of error (Table 3). If the population is 0.5 animals/km² aerial sample counts return very poor precision if the sampling intensity is below 75% (Ferreira et al., 2009). However West African elephant population lived in density far below 0.5 animals/ km² (Bouché et al., 2011). An important sampling intensity (75% and more) requires a survey effort equivalent to an aerial total count and is therefore also costly (Norton-Griffiths 1978). Precision can be improved using stratification (Norton-Griffiths 1978, Craig 2004). However often for financial reasons, the time interval between two successive counts is sometimes so long that the population distribution may have changed. Reconnaissance flights are therefore requested prior to stratify but it generates additional costs too.

To produce reliable results, foot counts dataset's size should be of 60-80 contacts (Buckland et al., 1993). Unfortunately no area in West Africa returns the minimum number of direct contacts required by DISTANCE (Buckland et al., 1993) at a reasonable sampling rate (systematic survey plan with 1.5 to 2 km transect interval). Accordingly many of the elephant foot counts' data are not analysed (Hien et al., 2003). Foot count is also quite a costly count but far slower (15 to 40 km² covered per day vs 100 to 250 km²/hour for aerial counts) (Table 3). Foot counts must be dedicated to small size areas up to 5000 km² if a road network of 0.6 to 1 km/km² exists.

For Nazinga, 2003's aerial total count's result was included in the 2000's aerial sample count result's confidence interval (Table 3). The same has been recorded for the Penjari counts: 2003 aerial total count's result was included in the 2000 and 2001's foot counts and 2002 aerial sample count's confidence intervals. (Table 3). However for W complex, 2003 total count's result exceeded 2002 aerial sample count's confidence interval (Table 3).

We suggest a sequence of decisions to help design surveys (Figure 3). This sequence makes use of existing information as well as the level of financial resources and habitat and objectives of a survey. After defining the reasons for which such count should be implemented, the user must respond to one question at each step. From the answer to the question (by yes or no), this figure will guide the user to the next one. Figure 3 helps the user to choose the most appropriate method for his study area taking into account the available resources, the habitat, and the global elephant density (from previous surveys).

Conclusion

In large West African savannahs with a predominantly open vegetation and a flat landscape, aerial surveys will remain the best alternative to count elephants (Jachmann 1991). Despite the undeniable advantages (cost, easy navigation, low logistic, etc.), classic 20% sampling effort's aerial sample counts of small elephant populations (<0.5 elephant/km²) return low precision and accuracy figures (Table 3) rarely appreciated by local wildlife managers. Precision can be improved using stratification. However to reach a precision equivalent to a 95% confidence interval of 10% of the estimate, it will require an effort, thus a cost, equivalent to those of an aerial total count (Norton-Griffiths 1978). On the other hand, very few aircrafts are fitted with radar-altimeter in West Africa. Therefore the flight height's bias cannot be assessed. In the West African context, aerial sample count appears quite poorly adequate to count low-density elephant populations. As the low densities populations drop, it is unlikely to detect changes in numbers before several years or decades (Ferreira et al., 2009). In the same time these populations could collapse (Bouché et al., 2011).

Despite the impossibility to measure the error and his high cost in absolute value, aerial total counts return relatively accurate results if the technical requirements are respected (Table 1). However elephant has a low rate of increase (Ferreira et al., 2009). Elephant counts can reasonably be implemented each 3 to 5 years to minimise yearly costs and anticipate logistic issues. Aerial total counts' results are appreciated by local wildlife manager. It gives them a clear figure to bring decisions and to implement various management options.

Foot count is a useful method if it could be expected a sufficient dataset (60 to 80 observations minimum) from a single count to produce a reliable estimate. Unfortunately this never occurred in West Africa. The combination of several yearly surveys in land-locked areas (no migration) such as Nazinga Game Ranch could help to improve results' precision. This method should be recommended to small area size (<5000 km²) only.

Table 1. Sources of bias, and technical requirement to avoid bias for various count methods.

Method	Source of Bias	Technical requirements
Aerial Total Count	Insufficient coverage of census area	<ul style="list-style-type: none"> Use closer interval (0.5 to 2km) between flight lines according to the habitat Overlap by 2 km in the next block
	Underestimates of visual count of large herds	<ul style="list-style-type: none"> Photograph all herds of >15 animals Map herds in flight Record herds' age and sex composition Circle around the herd
	Double counting of animals that move between strips	<ul style="list-style-type: none"> Photograph of all herds of >15 animals Use shorter flight lines (reduce block width) Record herds' age and sex composition Use GPS
	Quality of the observer	<ul style="list-style-type: none"> Test the observer with the double count method
	Visibility (habitat density)	<ul style="list-style-type: none"> Keep operational factor such height and searching rate within reasonable limits (250 for open areas up to less 100 km²/h and less for dense savannah woodland)
	Sighting probability (low probability to spot small groups than large ones)	<ul style="list-style-type: none"> Keep operational factor such height and searching rate within reasonable limits (250 for open areas up to less 100 km²/h and less for dense savannah woodland)
Individual Reconnaissance Count	Quality of the observer	<ul style="list-style-type: none"> Test the observer to recognise properly elephant individuals
Total Ground Count	Insufficient coverage of census area	<ul style="list-style-type: none"> Increasing searching effort
	Quality of the observer	<ul style="list-style-type: none"> Test the observer use trackers
Aerial Sampling Count	Underestimates of visual count of large herds	<ul style="list-style-type: none"> Use photograph for all herds >15 animals
	Double counting of animals that move between strips	<ul style="list-style-type: none"> Use shorter flight lines Map herds
	Flight height	<ul style="list-style-type: none"> Use radar-altimeter or laser range-finder
	Quality of the observer	<ul style="list-style-type: none"> Test the observer with the double count method
	Visibility (habitat density)	<ul style="list-style-type: none"> Reduce strip width (max 200m)
	Sighting probability (low probability to spot small groups than large ones)	<ul style="list-style-type: none"> Reduce strip width (max 200m)
	Subject to transect width calibration error	<ul style="list-style-type: none"> Increase the number of calibration flights
Strip width' size sensible to aircrafts' bank	<ul style="list-style-type: none"> Pilots must keep wings horizontal 	
Aerial Distance Count	Same as ASC	Same as ASC
	Violating one of the most important hypotheses of distance sampling theory: all objects (or animals) along transect should be detected with the probability of 1	<ul style="list-style-type: none"> Use a camera to record all animals behind the fuselage Use DISTANCE software to treat the data with a probability to see animal on the transect less than 1
Foot Count	High speed walk (risk to miss animals)	<ul style="list-style-type: none"> Control the speed of each team with the GPS
	Distance measurements	<ul style="list-style-type: none"> Use a range finder
	Angle measurement	<ul style="list-style-type: none"> Use precise compass
	Deviation from the transect line	<ul style="list-style-type: none"> Use GPS map display at large scale (5 to 10m) and precise compass
	Quality of the observers	<ul style="list-style-type: none"> Observer quality check Use trackers
	Underestimates of visual count of large herds	<ul style="list-style-type: none"> Use photograph for all herds >15 animals
Dung Count	Deviation from the transect line	<ul style="list-style-type: none"> Use GPS map display at large scale (5 to 10m), compass and topofil
	Decay rate	<ul style="list-style-type: none"> Implement specific research regarding this aspect in the study area
	Defecation rate	<ul style="list-style-type: none"> Implement specific research regarding this aspect in the study area
	Perpendicular distance measurements	<ul style="list-style-type: none"> Do precise measures with a tape measurer
Vehicle Road Count	High speed walk (risk to miss animals)	<ul style="list-style-type: none"> Control the speed with the GPS
	Distance measurements	<ul style="list-style-type: none"> Use a range finder
	Angle measurement	<ul style="list-style-type: none"> Use precise compass
	Quality of the observer	<ul style="list-style-type: none"> Observer check
	Underestimates of visual count of large herds	<ul style="list-style-type: none"> Use photograph for all herds >15 animals
	Road network system is often unlikely representative of the area	<ul style="list-style-type: none"> Stratify by habitat

Table 2. Advantage and disadvantages of methods

Method	Advantages	Disadvantages
Aerial total count	<ul style="list-style-type: none"> • Provides a minimum figure easily understandable for local wildlife managers • Requires no particular avionic equipment • The aircraft can leave the flight line to circle several times the herds to be sure to count every animal or to bring photographs • The crew can adjust the height and strip width according to the visibility, the species to count, the habitat etc. • Returns good information on distribution • Simple navigation and preparation • Relatively accurate : If operational requirements are respected it underestimates slightly (by 8 to 10%) the true population 	<ul style="list-style-type: none"> • Costly • No measure of error possible. • Requires important logistic, equipment one to several aircrafts, large crew and vehicles
Individual recognition count	<ul style="list-style-type: none"> • Requires a small team • Provide a very accurate figure • Provides an accurate estimate of the population structure 	<ul style="list-style-type: none"> • Long process and labour intensive • Need a permanent team well trained to the individual recognition
Total ground count	<ul style="list-style-type: none"> • Affordable • Allow to involve local communities as observers 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficult to guarantee the total coverage of the study area
Aerial sampling and Aerial distance count	<ul style="list-style-type: none"> • Requires relatively low logistic, capital and running cost : one aircraft and a car and one crew (4 persons). • Cost efficient in searching vs commuting time • Returns good information on distribution • Returns accurate estimates for high density population (>0.5 elephant/km²) • Simple navigation and preparation • Stratification improves precision if elephant concentration are known 	<ul style="list-style-type: none"> • Even if operational requirements are respected it provides very low precision for surveys below 75% sampling intensity for a population of 0.5 indiv. /km² or less. • Inaccurate for low density population (<0.5 elephant/km²) • The transects are flown once: the crew has only few seconds to count the herds with the risk of underestimates. • Requires aircrafts fitted with radar-altimeter rare to find in West and Central Africa • Subjects to transect width calibration error • Stratification affects distribution information
Foot count	<ul style="list-style-type: none"> • Provides good figure of the distribution • If the number of contacts are sufficient provide reliable results • A data treatment software is available and regularly updated • Allows to involve local communities as observers 	<ul style="list-style-type: none"> • Requires high number of contacts (60-80) to provide reliable results. Difficult to collect during a single count. • Requires sufficiently density road network (0,6 km/sq km) to drop and recover the teams • Requires large trained team (30 to 70 persons) • Requires several cars to carry the teams to their transect • Doesn't allow to cover very large area (< 5000 km²) • Two times costly than a aerial sample count
Dung count	<ul style="list-style-type: none"> • Provides a good figure of the distribution all along the season • If the number of contacts are sufficient, it provides reliable results • A data treatment software is available and regularly updated • Data collection can be implemented with a minimum number of person 	<ul style="list-style-type: none"> • Requires high number of contacts (60-80) to provide reliable results. • Requires large trained team (30 to 70 persons) • Needs to know the local decay rate according to the season • Needs to know the local defecation rate • Doesn't allow to cover very large area (< 5000 sq km)
DNA count	<ul style="list-style-type: none"> • Can be used to estimate very small population. 	<ul style="list-style-type: none"> • Costly • Doesn't allow to cover very large area • Requires a high recaptured rate of DNA to expect precise results. • Requires equipped labs with high qualified staff • Requires fresh dung (<48 to 72h according to the habitat) to avoid DNA degradation

Table 3 Area name, survey year, method (FC: foot count; ASC: aerial sample count; ATC: aerial total count), estimate, Coefficient of variation (in %), 95% confidence interval, Sampling rate, Total sampled area (A), total observation time (H), cost/hour, transect length (l), Cost/km, Cost/km² of the study area (absolute value of cost), Sampling cost index (SCI), Sampling effort index (SEI) and Detection efficiency index (DEI), Not published (NP) for Nazinga Game Ranch (Nazinga), Pendjari Biosphere Reserve (Pendjari) and W Complex (W).

Area name	Year	Method	Estimate	CV%	95% CI	Sampling rate	A (km ²)	H (hour)	n	Cost/hour	l (km)	Cost/km	Cost/km ²	SCI	SEI	DEI
Nazinga	2000	FC	NP	NP	NP	11%	105,09	164,20	113	69,49	656,8	17,37	12,14	217,17	93,78	1,08
Nazinga	2000	ASC	350	130%	0-1261	24%	226,00	10,00	82	1.028,60	670,0	15,35	10,94	91,03	0,12	0,36
Nazinga	2003	FC	NP	NP	NP	12%	109,39	170,93	193	66,76	683,7	16,69	12,14	208,62	75,00	1,76
Nazinga	2003	ATC	548	-	-	100%	940,00	13,21	548	820,83	1.000,0	11,71	14,82	23,99	0,22	0,58
Pendjari	2000	FC	433	88%	96-1969	6%	309,48	692,75	32	34,19	2.771,0	8,55	4,92	153,05	78,35	0,10
Pendjari	2001	FC	426	55%	0-1197	14%	697,83	617,75	76	38,34	2.471,0	9,58	4,88	67,87	27,44	0,11
Pendjari	2001	ASC	780	NP	NP	10%	503,81	17,00	78	726,47	902,0	13,69	2,89	49,03	0,09	0,15
Pendjari	2002	ASC	856	11%	673-1039	10%	507,20	11,45	123	983,76	1.268,0	8,88	2,55	44,42	0,09	0,46
Pendjari	2003	ATC	867	-	-	100%	4.850,00	108,70	867	820,83	4.260,2	11,71	14,82	27,92	0,13	0,17
W	2002	ASC	743	21%	431-1055	9%	1.280,00	25,30	83	750,08	3.200,0	5,93	1,32	29,65	0,07	0,06
W	2003	ATC	1.182	-	-	100%	14.360,00	123,00	1.182	820,83	19.449,0	11,71	14,82	22,88	0,21	0,08

Figure 1. Study areas (in black) in West Africa.

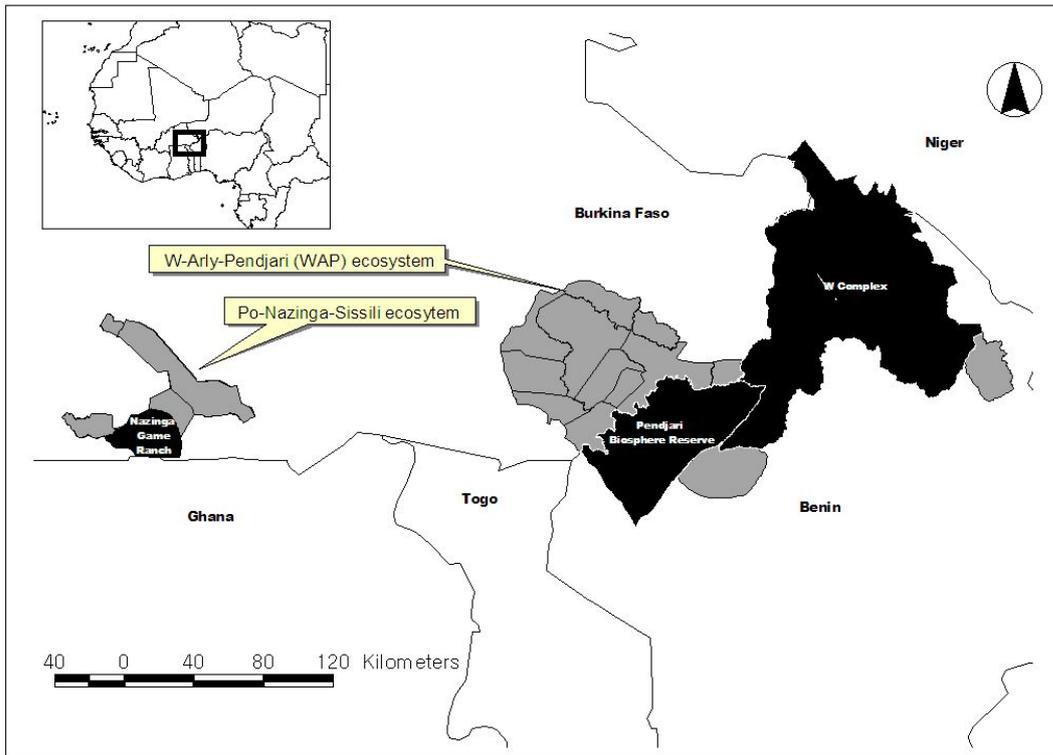
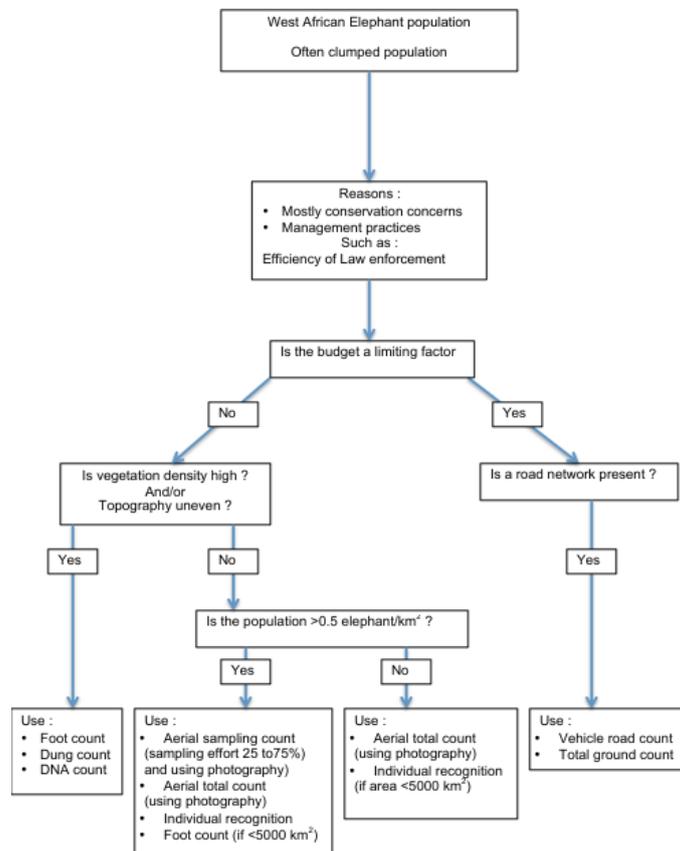


Figure 2. Sequence of decision to select the most appropriate method



Chapitre 6. Suivi des populations d'éléphants : études de cas

Ce chapitre présente quelques études de cas illustrant l'évolution du statut de l'éléphant dans quelques aires protégées ainsi que des recommandations pour la conservation.

6.1 Les éléphants du Gourma. Mali. Statut et menaces pour leur conservation

Philippe Bouché¹, Benoît Doamba², Biramou Sissoko³, Stéphane Bouju⁴

Publié dans Pachyderm 45 : 47-56

1. C/O UICN BRACO 01 BP 1618 Ouagadougou 01 Burkina Faso ph_bouche@yahoo.com
2. Cellule de Mise en Œuvre du Projet de Conservation et de Valorisation de la Biodiversité du Gourma et des Éléphants BP 57 Sévaré Mali
3. Projet de Conservation et de Valorisation de la Biodiversité du Gourma et des Éléphants (PCVBGE) Bamako Mali
4. Ministère de l'Environnement Bamako Mali



Photo 4. Bétail et éléphants à la mare de Banzena Mali

Résumé

Un comptage aérien d'éléphants a été mené au Mali dans le Gourma afin d'actualiser le statut des éléphants qui y vivent et les menaces qui pèsent sur leur survie à long terme. Un effectif minimal de 344 individus a été enregistré, celui-ci semblant stable depuis 2002, au regard des résultats d'inventaires précédents. Les survols ont permis de constater que de fortes pressions anthropiques s'exercent sur les fragiles ressources naturelles du Gourma avec pour conséquence une compétition accrue entre les hommes et les éléphants vis-à-vis des ressources (habitats et eau), constituant ainsi une source d'exacerbation des conflits.

Abstract

An aerial total count was carried out in Mali in the Gourma region to update the elephant status and threats to their long-term survival. A minimum of 344 elephants were counted. This number seems stable since 2002. Observations from the air showed that human pressure is increasing continually on Gourma's fragile natural resources. This means that competition between people and elephants for water and habitat is growing stronger and stronger, and is thus source of increasing conflicts.

Introduction

L'Afrique de l'Ouest abrite depuis longtemps la plus grande densité de population humaine du continent avec un taux de croissance élevé (PNUE 2002). Sous l'effet de l'importante pression anthropique l'habitat originel de la région fut progressivement transformé en zone agro-pastorale, avec comme conséquence la fragmentation des habitats naturels. Ceci a eu pour conséquence que les populations d'éléphants qui subsistent sont de petite taille, extrêmement fragmentées et géographiquement isolées, dont plus de la moitié ne contiennent plus aujourd'hui qu'une centaine d'individus à peine (Roth and Douglas-Hamilton 1991; Said et al. 1995; Barnes et al. 1998; Barnes 1999, Blanc & al. 2007). L'Afrique de l'Ouest abrite aujourd'hui l'effectif d'éléphants le plus faible du continent (2.5% de la population minimum d'Afrique) (Blanc & al. 2007).

Cependant même après les années 50 et malgré la fragmentation généralisée des habitats certains éléphants ou petites populations d'éléphants ont continué de migrer entre certaines aires protégées d'Afrique de l'Ouest, principalement le long des reliques éparpillées de l'ancienne savane soudanienne qui s'étendait entre l'actuel Sénégal et le Nil (Bouché & Lungren 2004).

La population d'éléphants du Gourma partagée entre le Mali et le Burkina Faso constitue la population la plus septentrionale d'Afrique depuis l'extinction, dans les années 1980, de la population d'éléphants des Monts d'Assaba en Mauritanie (Douglas-Hamilton 1979, Douglas-Hamilton & Douglas-Hamilton, 1992). Elle est l'une des plus importantes d'Afrique de l'Ouest et bénéficie d'un statut hautement prioritaire dans la stratégie régionale de conservation de l'éléphant de l'UICN (Union Mondiale pour la

Nature) (UICN 2003). En dépit de son importance en termes écologiques et de conservation, cette population est encore peu connue d'un point de vue scientifique (Blake & al. 2003).

Les éléphants du Gourma semblent avoir vécu depuis longtemps en relative harmonie avec les habitants de la région traditionnellement pastorales nomades et transhumantes accompagnées de leurs bétail (bœufs chèvres, moutons, ânes et chameaux) (Jachmann 1991) avec lesquels ils partagent l'habitat semi-désertique. Les communautés locales Tamasheq (Touareg) et Peuhl (Fulani, Fulbé), ainsi que les populations plus sédentaires Songhaï et Dogon considèrent l'éléphant comme un symbole de bien-être naturel (Blacke & al 2003 ; observations personnelles).

L'apparition de programmes de développement agricole et d'hydraulique rurale, a conduit à la sédentarisation croissante des populations humaines ainsi qu'à la disparition progressives des schémas ancestraux de transhumance du bétail et a contribué à transformer les rapports traditionnels dynamiques, mais stables, entre les éléphants, les hommes et l'écosystème sahélien (Jachmann 1991). À cela s'ajoute la tendance à la baisse du volume annuel des précipitations au cours des 35 dernières années. En conséquence, la compétition accrue vis-à-vis de ces ressources et de ce fait, source d'exacerbation des conflits entre les hommes et les éléphants (Olivier 1983; Jachmann 1991; Pringle & Diakité 1992 ; obs. pers.).

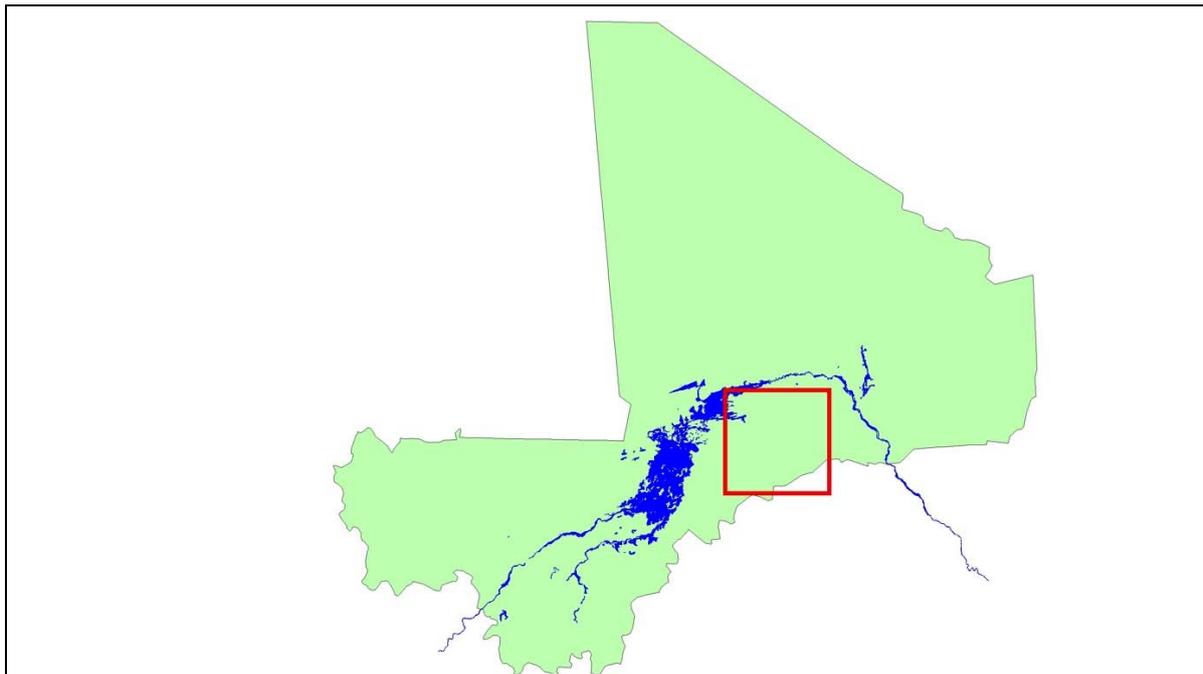
Cet article a pour but de présenter une actualisation du statut des éléphants du Gourma et des menaces qui pèsent sur leur survie à long terme.

Zone d'étude

Les éléphants du Gourma suivent un circuit de migration annuel situé au Mali dans la boucle du Fleuve Niger entre 14.30°N et 16.50°N, et 0.55°O et 2,55°O (Blake & al. 2003).

La zone est dominée par des dunes qui recouvrent 50% de sa superficie, tandis que les plateaux de latérite représentent 25%, les plaines, 19% et les massifs granitiques, 6% (PIRT 1983).

L'ouest du Gourma est délimitée par une série de lacs, alimentés dans le passé par les crues du Fleuve Niger en saison des pluies. Un certain nombre de mares temporaires distribuées dans la moitié nord du Gourma sont alimentées par les eaux d'écoulements provenant des précipitations locales. Actuellement seules quatre de ces mares (Banzena, In Adyatafane, Gossi et Agoufou) tendent à retenir l'eau toute l'année et sont largement utilisées par les populations humaines et les éléphants. Ces mares ont été complètement asséchées à deux reprises au cours de ces 20 dernières années, ce qui a affecté le parcours des éléphants (Blake & al. 2003). Dans la moitié sud du Gourma, les ressources en eau tendent à être temporaires, à l'exception de la mare de Soum située à la frontière avec le Burkina Faso.



Carte 1. Mali et zone d'étude

Le paysage sahélien du Gourma est caractérisé par une alternance de bandes de brousse tigrée basse et relativement épaisse, celle-ci se compose d'une savane boisée constituée principalement de *Grewia bicolor*, *Balanites aegyptiaca* et *Acacia spp.*, dans les dépressions et de steppes sableuses ouvertes plus ou moins recouvertes de graminées annuelles, en particulier par *Cenchrus biflorus*, ou d'un substrat sablonneux. Dans l'ensemble de la région étudiée, les arbres sont de taille relativement petite et gagnent en hauteur et en densité au fur et à mesure que l'on progresse vers le sud. Des peuplements boisés isolés, présents généralement autour de points d'eau, constituent l'habitat de prédilection des éléphants. L'érosion éolienne et hydrique est persistante dans toute la région étudiée et est particulièrement prononcée dans les zones à forte concentration de bétail qui sont dénudées.

Un gradient de précipitation marqué caractérise la région du Gourma, qui s'étale entre les isohyètes de 450 mm dans l'extrême sud et de 150 mm dans l'extrême nord. La région connaît une saison des pluies annuelle durant laquelle la majeure partie des pluies tombent entre fin juin et fin août, suivie par une saison sèche de 8 à 10 mois (Blake & al. 2003).

La présence d'autres espèces de mammifères est rare (liste fournie par Jachmann 1991) et on ignore la situation d'un grand nombre d'entre elles. Les espèces que l'on continue d'observer sont la gazelle à front roux (*Gazella rufifrons*), le phacochère (*Phacochoerus africana africana*), le lion (*Panthera leo*), l'hyène tachetée (*Crocuta crocuta*), l'hyène rayée (*Hyaena hyaena*), le chacal doré (*Canis aureus*), le chat sauvage d'Afrique (*Felis sylvestrus libyca*), le ratel (*Melivora capensis*) la mangouste à queue blanche (*Ichneumia albicauda*), le hérisson à ventre blanc (*Atelerix albiventris*), le patas (*Cercopithecus (Erythrocebus) patas*), le porc-épic (*Hystrix cristata*) et l'oryctérope (*Orycteropus afer*).

Méthodologie

Détermination des zones de survol

Le domaine vital des éléphants du Gourma est très étendu et leur route de migration est la plus importante connue à ce jour pour cette espèce (Blake & al. 2003, Carte 2). Il aurait été onéreux de couvrir l'entièreté du domaine vital de l'éléphant du Gourma alors qu'il est bien connu que les éléphants se concentrent autour des dernières mares permanentes en fin de saison sèche situées au Nord de leur circuit de migration (Olivier 1983, Roth & Douglas-Hamilton 1991, Jachmann 1991, Blake & al. 2003, Barnes & al. 2006 ; observation personnelle). Il était donc nécessaire de réaliser le comptage en fin de saison sèche au moment où les populations d'éléphants sont les plus concentrées autour des derniers points d'eau disponibles.

Dans le Gourma malien, la plupart des populations locales sont principalement pastorales et transhumantes et donc très mobiles. Les ressources en eau étant très limitées en fin de saison sèche, les pasteurs et leur bétail partagent les mêmes points d'eau et les mêmes pâturages que les éléphants. Les populations locales représentent tout naturellement un exceptionnel réseau d'information sur la distribution des éléphants dans le Gourma.

Ainsi la première étape essentielle pour ce type d'inventaire fut la collecte de renseignements de terrain auprès des populations locales. Ce travail a été réalisé préalablement à l'inventaire aérien ainsi que pendant la durée de celui-ci.

Sur base de la distribution des éléphants, il a été possible de délimiter les zones de comptage. Celles-ci étaient restreintes aux dernières mares pérennes disponibles en fin de saison sèche. La plupart des zones concernent les mares isolées (Adjora, Gossi, Igbanmalem, Oussougou), La zone la plus importante concerne une bande de 50 sur 30 km située dans un large oued dont l'emprise couvre les mares de Banzena, In Daman et In Adyatafane (Carte 2).

Plan de vol et comptage

Afin de couvrir au mieux les différentes zones à inventorier, les mares isolées (Adjora, Gossi, Igbanmalem, Oussougou) ont été couvertes par des vols en spirale. Selon les informations de terrain, la zone située entre Banzena, In Daman et In Adyatafane était susceptible d'abriter la plus grande partie de la population d'éléphants (au moins 85%). Cette zone a été divisée en 4 blocs (Carte 1). Pour les 2 blocs centraux couvrant l'oued, des lignes parallèles est-ouest équidistantes d'un kilomètre ont été générées par le SIG. Pour les blocs situés au nord et au sud des 2 blocs centraux des lignes parallèles ont été espacées de 2 km car le sol en ces endroits est couvert par une brousse tigrée ouverte dans laquelle les éléphants sont visibles de loin (Carte 2). Par ailleurs deux vols de reconnaissance ont été menés, l'un entre la mare de Banzena et la zone de Karouassa et l'autre de la mare d'In Daman 2 à celle de Malaki.

Un Cessna 177 Cardinal à ailes hautes, embarquant une équipe de quatre personnes, a été utilisé. L'équipe de comptage était composée d'un pilote, d'un observateur avant droit et de deux observateurs arrière. L'observateur avant droit était en charge de l'enregistrement des données, de la manipulation du GPS et de la prise de photos, tandis que ceux de l'arrière effectuaient le repérage et le comptage des animaux.

Les vols ont été exécutés entre 100 et 130 m au-dessus du sol, ce qui a permis d'observer les éléphants dans de bonnes conditions dans la plupart des habitats rencontrés dans le Gourma. La vitesse de vol a été fixée à 150 km/h. Celle-ci pouvait atteindre 180 km/h en cas de vent arrière.

Pour tous les groupes d'éléphants rencontrés la position était enregistrée sur GPS et dans la mesure du possible les groupes étaient photographiés grâce à un appareil photo reflex numérique à haute définition (8 Mpixel).

En plus des éléphants, les animaux domestiques ont été estimés afin d'évaluer la pression des activités anthropiques.

L'inventaire a été réalisé du 26 mai au 1^{er} juin 2007. 11 heures de vols en comptage ont été effectuées sur 21 heures au total. L'équipe a dû faire face à plusieurs reprises à des difficultés météorologiques les 25, 28 et 30 mai (vents de sable, météo défavorable) empêchant le déroulement normal des vols causant des retards dans le programme.

Traitement des données

Les photos prises ont été téléchargées sur ordinateur et agrandie grâce à des logiciels de manipulation d'image. Les hardes étaient divisées en sous-groupes qui pouvaient être comptés aisément. La structure de la population (classe d'âge : juvénile 1 à 4 ans, sub-adulte 5 à 14 ans, adultes 15 et + et sexe ratio pour les adultes) a été obtenue sur la base de l'appréciation de la taille des individus et de la composition des groupes analysée sur les photos.

Les données journalières ont été saisies et géoréférencées constituant ainsi une base de données contenant à la fois toutes les observations et les positions respectives. À partir de cette base de données, les cartes ont pu être produites ainsi que les calculs des effectifs ; le calcul des effectifs se résumant à la simple addition des individus observés.

Résultats

Eléphant

Le nombre total d'éléphants observés était de 344 individus. La plupart d'entre eux (265 individus soit 77% de la population totale enregistrée) ont été observés à Inani le 31 mai entre 16h27 et 16h49 sur une bande de 20 km de long dans la Vallée d'Inani (Carte 1). Les informations complémentaires de terrain sur d'autres hardes isolées (Sarabangou, Hamkazoma) sont bien connues des populations locales qui y résident et sont restées hors de la zone d'inventaire pendant la durée de celui-ci. Aucune observation n'a été enregistrée à Indaman 1 et 2 car les mares étaient asséchées.

L'estimation finale de la population d'éléphants était comprise entre 344 et 404 individus ce qui selon le classement des estimations de la Base des données des Eléphants d'Afrique figure au Tableau 1.

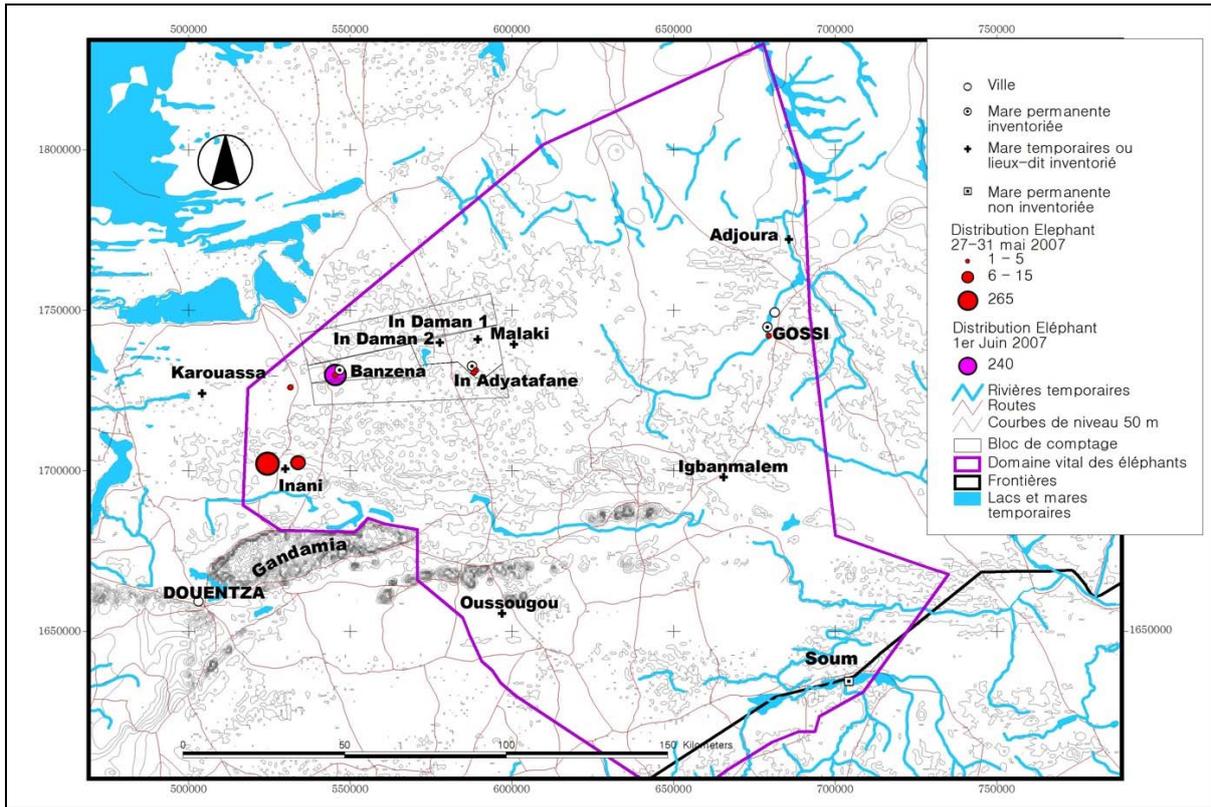
Tableau 1. Estimation finale de la population d'éléphants du Gourma

	Définie	Possible	Spéculative
Gourma	344	35	25

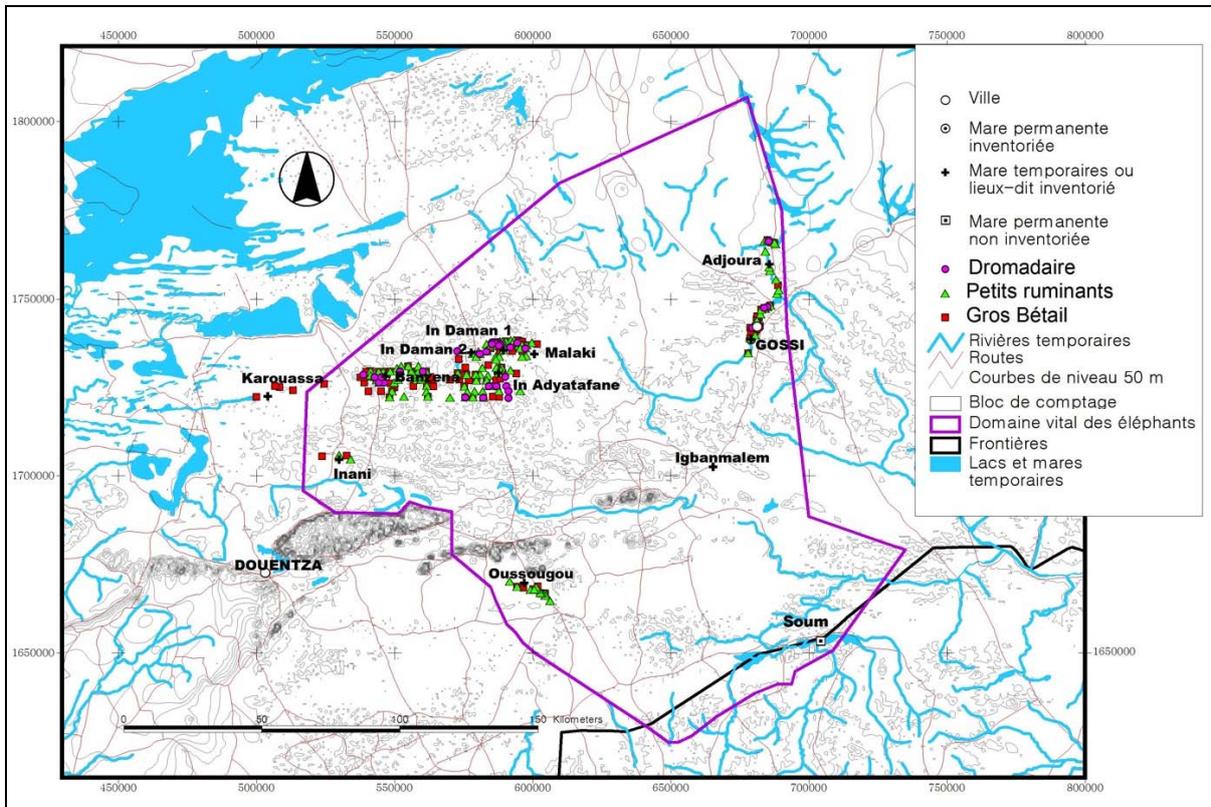
L'estimation possible provient d'animaux qui auraient pu être manqués à partir de photos coupant les troupes d'éléphants, ou d'individus cachés par d'autres, ou encore d'individus manqués dans les forêts sèches denses (voir discussion).

L'estimation spéculative provient d'animaux qui auraient été dispersés suite à l'arrivée précoce des pluies qui aurait contribué à disséminer certains individus hors de la zone d'inventaire (voir discussion).

Lors de l'inventaire nous avons été témoins de l'extrême mobilité des éléphants du Gourma. Durant les survols du 27 au 31 mai au matin, une trentaine d'éléphants seulement avaient été observés et aucun d'eux n'avait été observé à Banzena. Le 31 mai l'équipe au sol a eu l'information que des éléphants se trouvaient à la mare d'Inani, située à mi-chemin entre Banzena et Douentza. Il a donc été décidé d'y réaliser un vol de reconnaissance le 31 mai dans l'après-midi. Suite aux pluies survenues le 25 et le 26 mai et à l'approvisionnement en eau de quelques mares, les éléphants installés depuis plusieurs semaines à Banzena se sont déplacés à Inani. Ils y sont restés jusqu'au 31 mai au soir (Carte 1). Le 1^{er} juin ces éléphants avaient quitté Inani et rejoint Banzena. Le 1^{er} juin un survol de reconnaissance successif à Inani et à Banzena (distance d'environ 40 km) a été réalisé. Notre équipe a dénombré entre 230 et 260 individus à Banzena (ce qui correspond plus ou moins au nombre d'éléphants enregistré à Inani la veille) alors qu'un seul individu a été observé à Inani (Carte 5). Nous avons donc conclu que les éléphants d'Inani semblaient bien être ceux qui se concentrent à Banzena en fin de saison sèche.



Carte 2. Distribution des éléphants



Carte 3. Distribution des animaux domestiques

Composition de la population

Le graphique (Figure 1) fournit une indication provisoire de la composition de la population du Gourma sur base de 232 éléphants photographiés. Il est cependant remarquable que la moitié des femelles étaient suitées. Ce qui traduit une bonne dynamique de la population d'éléphant.

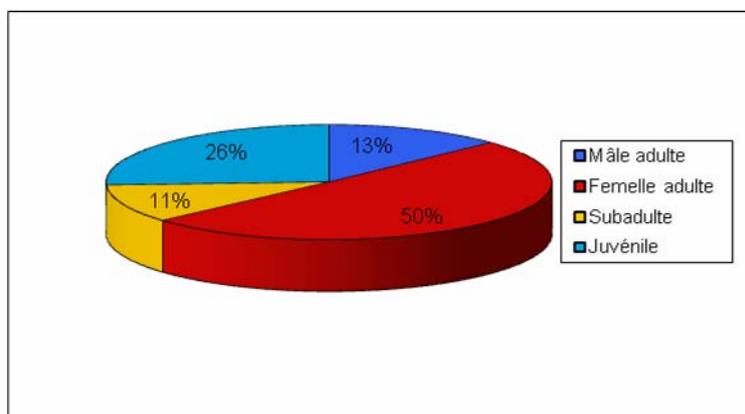


Figure 1. Composition de la population des éléphants du Gourma

Par ailleurs sur un échantillon de 253 éléphants photographiés (73% de la population minimum), 15 individus (soit 6% de l'échantillon) laissaient apparaître les os sous la peau au niveau du bassin. Ceci peut traduire à la fois les conditions de vies difficiles de ces animaux dans l'écosystème à cette époque de l'année mais également la présence d'individus vieux et/ou malades.

Activités humaines

La carte 3 montre la distribution des activités humaines dans les zones inventoriées. Chaque mare est colonisée par les troupeaux d'animaux domestiques et des camps de pasteurs. Ceci est logique dans la mesure où dans la situation actuelle les animaux domestiques sont obligés de partager les mêmes rares ressources en eau et en pâturages que les éléphants. Cependant l'augmentation du cheptel et l'accentuation de la sécheresse depuis les années 70 n'ont fait qu'accentuer la pression humaine sur l'habitat des éléphants.

Les tableaux 2 et 3 fournissent le résultat du comptage des animaux domestiques enregistrés durant les vols. Si l'on tient compte de la superficie du bloc Banzena-Indaman de 740 km² (Tableau 3), la densité totale d'animaux domestiques atteint plus de 20 individus /km².

Le Tableau 4 montre les résultats du comptage des bœufs dans un rayon de 5 km autour des mares. Les mares de Banzena, In Adyatafane et Gossi, qui constituent les dernières ressources en eau de l'écosystème, étaient les plus fréquentées.

Par ailleurs au niveau des mares comme Gossi, In Adyatafane, et Banzena, on observe une tendance croissante à la sédentarisation accompagnée par le défrichage et la mise en culture des berges.

Tableau 2. Résultat du comptage des animaux domestiques

Espèce	Nbre de contacts	Nbre d'individus
Bœuf	125	9.467
Chèvre mouton	146	12.610
Dromadaire	30	112
Âne	31	440
Total	332	22.629

Tableau 3. Résultat du comptage des animaux domestiques dans le Bloc Banzena- In Daman (740 km²)

Espèce	Nbre de contacts	Nbre d'individus	densité n/km ²
Bœufs	81	6.136	8,29
Chèvre mouton	101	8.891	12,01
Dromadaire	25	70	0,09
Âne	19	237	0,32
Total	226	15.334	20,72

Tableau 4. Résultat du comptage des bovins domestiques dans un rayon de 5km autour des mares

Mare	Nbre de contacts	Nbre d'individus	UBT/km ²
Banzena	8	1.414	18,10
In Adyatafane	8	2.464	31,53
Gossi	6	824	10,55
In Daman	12	264	3,38
Oussougou	4	92	1,18
Inani	1	10	0,13

Discussion

Effectifs

L'effectif de 344 individus correspond à un minimum absolu. En effet il existe plusieurs raisons qui plaident en faveur de la sous-estimation de la population totale obtenue lors de ce comptage. Tout d'abord l'arrivée précoce des premières pluies aurait pu provoquer l'éparpillement de certains individus, suite à l'apparition de nouveaux points d'eau et ne garantissant donc plus la concentration maximale des troupeaux au niveau des dernières mares permanentes de saison sèche. Certains individus ont donc pu se trouver hors des zones de comptages couvertes par les survols. Par ailleurs, si la majorité des troupeaux ont été observés dans un habitat ouvert, certains l'ont été dans un habitat très fermé, avec comme conséquence que certains individus ont pu être manqués par les observateurs. Une autre source de sous-estimation pourrait provenir du fait que certaines photos n'ont pas couvert l'entièreté des troupeaux en coupant ceux-ci en deux. De plus, même sur des photos très nettes, étant donné le comportement grégaire de l'espèce, il n'est pas exclu que certains individus plus jeunes aient été cachés par des adultes qui sont de plus grande taille.

Il est donc probable que le nombre d'éléphants manqués soit plus important que ceux présentés dans les résultats. Rien ne nous permet de l'affirmer en dehors d'un autre inventaire réalisé dans le futur dans de meilleures conditions (regroupement maximal des hardes en avril avant les premières pluies).

Composition de la population

Le graphique de la Figure 1 fournit des indications provisoires de la composition de la population qui devra être confirmées dans le futur et doit donc être abordé avec prudence car il est très probable que la proportion de mâles adultes soit sous-estimée. Les mâles peuvent aisément vivre indépendamment des grands troupeaux et une fois isolés ils sont plus difficiles à repérer surtout dans les formations végétales denses. Par ailleurs avec l'arrivée des pluies, signal déclencheur de la reproduction, certains mâles ont tendance à s'associer avec des hardes de femelles et de jeunes. Les grands mâles sont aisément détectables. Cependant si des jeunes mâles adultes ont été associés à ces hardes, ils peuvent avoir été assimilés à des femelles adultes car leur taille ne permet pas toujours de les différencier.

La proportion de juvéniles peut également avoir été sous-estimée du fait qu'ils sont plus difficiles à compter au sein de troupeaux compacts. Par ailleurs ils peuvent facilement être manqués lors de comptage de troupeaux dans des formations végétales denses.

Comparaison avec des résultats précédents

Les résultats des années 70 ont été obtenus par reconnaissances aériennes menées par Lamarche (Douglas-Hamilton 1979, Lamarche 1981) (Tableau 5). Ce sont les informations les plus exactes disponibles pour l'époque. Depuis les années 70 la population a chuté de 550 individus à 322-375 en 2002 et 344-404 individus en 2007.

En 2002 Blake & al. (2003) ont obtenu une estimation d'éléphants comprise entre 322 et 375 individus. Blanc & al. (2007) présentent les résultats d'une étude de reconnaissance individuelle non publiée de Hema & al 2006 qui fixe la population minimum du Gourma à minimum 357 individus. Tous ces résultats sont très proches et l'on peut donc considérer que même si la méthode utilisée a ses limites, elle reste un outil qui semble fournir des résultats proches de la réalité. Cependant Hema & al. 2006 (*in* Blanc & al. 2007) affirment qu'il existerait 141 éléphants non individuellement enregistrés provenant de diverses familles ainsi que 156 autres éléphants partiellement enregistrés soit 297 éléphants supplémentaires. Les informations de terrains doublées par les observations aériennes n'ont pas permis de constater cet effectif supplémentaire.

Les résultats de 2002 et de 2007 utilisant la même méthode (comptage aérien total autour des mares doublé par l'information au sol) ont chacun fournit des résultats très proches dans un laps de temps suffisamment court pour éviter les déplacements d'éléphant d'un côté à un autre du domaine vital. Ceci est par ailleurs en accord avec les résultats obtenus par télémétrie en 2002 (Blake & al. 2003).

Tableau 5. Comparaison des estimations des éléphants du Gourma

Source	Année de l'estimation	Méthodologie	Estimation
Douglas-Hamilton 1979	1972-74	Reconnaissance aérienne et terrestre	550
Lamarche 1981	1979-80	Reconnaissance aérienne et terrestre	550
Blake & al. 2003	2002	Comptage aérien total	322-375
Hema & al 2006	2006	Reconnaissance individuelle	357-654
Cette étude	2007	Comptage aérien total	344-404

Il existe d'autres résultats antérieurs à cette étude présentés par Blake & al. (2003) qui ont décrit en détail les raisons pour lesquels ils sont sans doute peu réalistes ou exploitables.

Sur base des résultats acquis avec la même méthodologie en 2002 et 2007 et sous réserve d'une sous-estimation toujours possible avec cette méthode, la population d'éléphants du Gourma ne semble pas avoir beaucoup évolué en 5 ans (si l'on tient compte de population définie : au plus 22 individus, soit 1,3% par an, ce qui est négligeable). Les déficits pluviométriques enregistrés depuis les années 70, la croissance démographique de la population humaine de ces dernières décennies et des activités qui lui sont liées, ont contribué à créer des conditions de vie difficiles (réduction des habitats naturels, diminution de la disponibilité en eau) qui ne semblent pas permettre la survie d'une population d'éléphants beaucoup plus importante.

L'estimation définie du Gourma correspond à 4,6% de la population totale d'éléphants d'Afrique de l'Ouest (7487 individus) (Blanc & al. 2007).

Menaces pour la survie des éléphants à long terme

Sur base des informations de terrain collectées par notre équipe auprès des populations locales, ce déplacement est dû à la fois à l'arrivée précoce des pluies qui ont créé des mares à Inani (entre le 25 et le 28 mai) mais aussi à cause de la plus faible pression du bétail à cet endroit par rapport à Banzena. Ceci signifie que les éléphants ne manquent pas l'occasion de chercher des zones où la pression des activités humaines est momentanément moins forte, même pour quelques jours, dès que l'opportunité se présente (apparition de nouvelles mares). Inani subit également des pressions anthropiques. En réalité cette zone sans point d'eau pérenne est vite désertée en début de saison sèche et de ce fait constitue une réserve de pâturage en début de saison des pluies. Cette fois-ci les éléphants ont dû arriver suffisamment tôt sur les lieux avant que l'occupation par le bétail domestique n'ait été trop importante.

La sédentarisation et l'utilisation inappropriée des fragiles ressources naturelles du Gourma sont des facteurs aggravants de la destruction des habitats. Ceci se manifeste par des défrichements et la mise en culture des berges des dernières mares en saison sèche avec pour conséquence immédiate l'augmentation des conflits homme-éléphant. À Gossi par exemple toutes les berges de la mare

étaient occupées, à tel point que les éléphants étaient obligés de traverser les jardins et les champs pour aller s'abreuver. De même, l'élimination progressive des galeries forestières situées le long des mares ne retient plus le sable accentuant les effets de l'érosion éolienne et hydraulique qui conduisent inexorablement au comblement des mares. Ceci aura pour conséquence que les dernières mares pérennes du Gourma risquent de devenir progressivement temporaires et probablement à plus long terme ne plus contenir d'eau en saison sèche. À terme la survie des éléphants du Gourma est donc bien menacée.

La transhumance est un système d'élevage écologiquement stable, permettant à la végétation de se régénérer et supporter un grand nombre de têtes de bétail vivant avec les pasteurs dans une aire donnée (Sinclair & Fryxell 1985). Jachmann (1991) rappelait cependant que la capacité de charge du bétail dans le Gourma était de 10,4 UBT/km². On notera que les résultats de densité obtenus à proximité de mares permanentes dépassent largement la capacité de charge (Tableau 5). La poursuite de l'augmentation des densités du bétail, conjuguée à la sédentarisation autour des mares a pour effet le surpâturage à proximité et au niveau de celles-ci et crée une concurrence alimentaire pour les éléphants et la faune en général.

Il faut garder en mémoire que même si un grand nombre de bovins, ovins et caprins sont destinés à la production de viande, dans la tradition pastorale en Afrique beaucoup d'animaux domestiques sont conservés par leur propriétaire comme une marque de prestige et de richesse même si souvent beaucoup de ces animaux sont en mauvaise condition physique. Dans la tradition des peuples pastoraux, la richesse, le prestige et donc le pouvoir sont directement proportionnels au nombre de têtes de bétail appartenant à son propriétaire. Ceci signifie que l'objectif des pasteurs n'est pas nécessairement de répondre à un objectif de production de viande, mais plutôt satisfaire et conforter leur ascension sociale. Dans ces conditions il paraît difficile d'atteindre, du moins à court terme, la recommandation de Olivier (1984) qui suggérait d'augmenter la production animale sans augmenter la capacité de charge.

Par contre l'éléphant reste un animal traditionnellement respecté des populations locales du Gourma (Douglas-Hamilton et Douglas-Hamilton 1992, Olivier 1983, Jachmann 1991) et fait donc peu l'objet de braconnage, même s'il est vrai que les petites défenses des éléphants du Gourma n'attirent pas la convoitise. Par ailleurs malgré la sécheresse, la réduction du couvert végétal et la courbe démographique humaine induisant une augmentation de la pression anthropique sur les ressources, la population d'éléphants reste stable en dépit des conditions de vies extrêmes. Il conviendrait d'étudier de plus près la dynamique de la population afin de mieux comprendre la stagnation apparente de l'effectif global.

Voies de conservation et de valorisation des éléphants du Gourma

Les voies de conservation et de valorisation des éléphants doivent allier à la fois la recherche scientifique et la mise en œuvre d'aménagements de terrain appropriés, qui ne pourront se réaliser sans une volonté politique des états qui se partage le domaine vital de cette population d'éléphant.

Il est évident que le suivi scientifique continu de cette population ne fait que commencer et qu'il sera absolument nécessaire d'approfondir nos connaissances notamment en ce qui concerne les parcours des éléphants et leur domaine vital. En réponse à cette nécessité l'ONG Save the Elephant vient d'équiper neuf éléphants de nouveaux colliers GPS. Par ailleurs l'étude des principaux facteurs décisifs pour la survie de l'espèce reste cruciale. Une attention particulière devra se porter sur les conditions de développement des juvéniles. Dans ce domaine particulier, le Projet de Conservation et de Valorisation de la Biodiversité du Gourma et des Eléphants (PCVBG-E) actuellement en exécution devrait apporter des réponses stratégiques pour la conservation et la valorisation des pachydermes de cette région.

Dans le domaine de la gestion et des aménagements, plusieurs autres pistes existent dont certaines ont été formulées ailleurs (Sinclair & Fryxell 1985, Jachmann 1991, Blake & al. 2003) :

1. L'installation permanente dans la Réserve ainsi que la création de nouveaux forages devraient être strictement limités, voire interdits, en dehors des limites actuelles de Gossi et d'In Adyatafane.
2. La réalisation d'un plan d'aménagement visant à mettre en œuvre des aménagements appropriés à la disposition du bétail transhumant éloigné du domaine vital des éléphants visant à séparer leur parcours respectifs et diminuer la pression humaine sur les dernières mares pérennes de saisons sèches ainsi que sur les habitats et les pâturages. Le bétail devrait être sévèrement limité, voire interdit, dans la Réserve.
3. L'interdiction de création de mare pour le bétail à moins de 75 km des mares pérennes de saison sèche, évitant ainsi le risque de conflit pour l'eau entre les éléphants et le bétail.
4. L'interdiction de défrichement des berges des dernières mares et mise en œuvre des programmes de restauration des berges incluant la plantation d'essences locales appropriées, et la création de barrières anti-érosives.
5. Le surcreusement de certaines mares qui se sont progressivement ensablées afin de sécuriser la disponibilité en eau pour les éléphants.

Ces dernières années le PCVBG-E appuie notamment les communautés pour la création d'aires de conservation qu'elles géreront elles-mêmes et qui complètent la Réserve des Éléphants du Gourma afin de prendre en compte l'ensemble du domaine vital des éléphants. Les plans de gestion de ces aires prévoient des actions d'aménagement et de surveillance mais aussi de valorisation des ressources naturelles y compris l'éléphant, à travers le développement du tourisme par exemple. Ces actions s'accompagnent d'appui à la mise en œuvre d'initiatives de conservation de la biodiversité à

travers des microprojets dont certains viseront à conserver et sécuriser les parcours des éléphants et aussi promouvoir l'écotourisme.

Ces tâches ne pourront s'accomplir que si une collaboration efficace existe entre les deux pays - le Burkina Faso et le Mali - qui partagent le domaine vital des éléphants du Gourma pour la conservation de l'écosystème transfrontalier dans lequel vivent les éléphants. Cette thématique est prise en compte par le Projet de Gestion des Écosystèmes Transfrontaliers Mali-Burkina Faso exécuté par l'UICN.

Conclusion

La population ne semble pas s'être accrue de manière significative depuis 2002. Cela est sans doute la conséquence des conditions de vie actuelles qui ne permettent pas à la population de croître et donc de permettre la survie d'une population beaucoup plus importante. Cela signifie que si la pression des activités humaines se stabilise où continue à s'amplifier, il y a un risque pour que les populations d'éléphants ne puissent plus supporter cette pression et finissent par décliner.

Cette étude tout comme les précédentes (Olivier 1983, Jachmann 1991, Blake & al. 2003), a largement démontré que la poursuite des dégradations de l'habitat dû à l'impact des activités humaines dans le Gourma, finirait non seulement par mettre en jeu la survie des éléphants et de la faune, mais également à terme celle du bétail et des hommes.

Il est donc urgent de mettre en œuvre des aménagements appropriés afin de limiter les pressions anthropiques sur le domaine vital des éléphants et de garantir leur survie et celle des autres espèces sauvages dans le Gourma.

6.2 Has the Final Countdown to Wildlife Extinction in Northern Central African Republic Begun?

Philippe Bouché^{1,3} Pierre-Cyril Renaud^{2,3}, Philippe Lejeune³, Cédric Vermeulen³, Jean-Marc Froment⁴, Alfred Bangara⁵, Okclefort Fiongai⁶, Antoine Abdoulaye¹, Raymond Abakar⁷ and Mike Fay⁸

Publié dans *African Journal of Ecology* 48 (4) : 994-1003

¹ Composante ZCV Programme ECOFAC IV BP 1608 Bangui, Central African Republic

² Laboratoire Paysage et Biodiversité. UFR Sciences. Campus de Belle-Beille, Université d'Angers, Bd Lavoisier, 2, F-49045 Angers, France

³ Unité de gestion des Ressources Forestières et des Milieux naturels, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

⁴ African Parks Network PO Box 2336 Lonehill 2062, Sandton South Africa.

⁵ LACCEG. Département de Géographie. Faculté des Lettres et Sciences Humaines. Université de Bangui. BP 1037. Bangui. Central African Republic.

⁶ Composante Forêt de Ngotto Programme ECOFAC IV BP 1608 Bangui, Central African Republic

⁷ Ngoumbiri Safari c/o BP 1608 Bangui, Central African Republic.

⁸ WCS International Conservation. 2300 Southern Boulevard Bronx, NY 10460-1099, USA.

Abstract

The wildlife populations of Northern Central African Republic experienced precipitous declines during the period 1970s-80s. While anecdotes coming out of the region indicate the wildlife populations remain under serious threat, little is known about their status. An aerial sample count was carried out in the Northern Central African Republic at the end of the dry season in June 2005 and covered an 85 000 km² complex landscape containing national parks, hunting reserves and community hunting areas. Results show a dramatic decline of wildlife since the previous survey in 1985. In 20 years large mammals' numbers decreased by 65%, probably due to poaching and diseases brought by illegal cattle transhumance. Elephant (*Loxodonta africana*) and Buffon kob (*Kobus kob*) populations showed the greatest decline (over 80% each), while buffalo (*Syncerus caffer*), roan antelope (*Hippotragus equinus*) and Giant Lord's Eland (*Taurotragus derbianus*) populations seem stable or increasing these last 20 years. The analysis of the wildlife population distribution by status of the different types of protected areas (national parks, hunting areas) showed that individual encounter rates of elephant and buffalo were lower in national parks than neighbouring hunting areas, while those for roan, giraffe (*Giraffa camelopardalis*) and Buffon kob were higher in the national parks.

Introduction

The north of the Central African Republic (CAR) is a huge, isolated expanse of natural habitat with very low human population (< 0.5 inhabitant/sq km) (Roulet, 2005), which seemed at first to be sufficient to guarantee quiet and security for wildlife. However, since the second half of the 19th century wildlife have suffered from a continuous uncontrolled exploitation process (Froment 1985, Delvingt & Tello 2004, Roulet 2005). Beginning around 1850, Arab slavers and ivory traders raided the region from Chad and Sudan and established the Dar El Kuti Sultanate, a vassal Sudanese powers with its capital at Ndélé (Delvingt & Tello 2004, Roulet 2005). The majority of the people living in northern CAR has Chadian and Sudanese origins (Roulet 2005) and still maintain strong links with Chad and Sudan. Historically, people from Darfur or Salamat have considered the Northern CAR as a reserve of natural resources (ivory, pasture, meat...) or slaves for their benefit. During the colonial period, and after the creation of the current National Parks in the 1930's, the French administration was not able to control Sudanese poaching for bush meat and ivory in this huge area (Delvingt & Lobão Tello 2004). As a consequence one of the largest Northern white rhino (*Ceratotherium simum cottoni*) populations vanished in the mid 20th Century (Roulet 2004).

Originally subsistence agriculture and hunting were the local communities' main activities. The drought that has affected the Sahelian strip since the early 1970s has profoundly changed the socio-economic dynamic in the region. The consequences have been: (i) the Southward extension of cattle transhumance (originally limited to the Sahelian strip in Sudan or Chad) in search of better pastures (Jullien 2006; Haessler & al. 2003; Roulet 2005, UNEP 2006), (ii) the uncontrolled exploitation of natural resources by foreign poachers (first for ivory and rhino horns, next for bush meat, fish, honey

etc.) (Ruggiero 1984; Froment 1985; Spinage 1986; Delvingt & Lobão Tello 2004). Finally some human populations from Chad and Darfur came to live permanently in CAR creating alliances as well as ethnic conflicts (Roulet 2005). Related political problems and armed conflicts have increased insecurity in the northern region, notably due to the proliferation of light automatic rifles (Ruggiero 1984; Delvingt & Lobão Tello 2004). This low populated area has been used as a refuge for multiple rebellions from CAR or the neighbouring countries.

Like many other countries in Africa, (Douglas Hamilton 1983, 1984), the ivory trade in CAR peaked during the years 1975-87 due to high international prices. Many people (villagers, businessmen, rebels, diamond traders etc.) in CAR have contributed to the elephant (*Loxodonta africana*) massacre by trading ivory (Froment 1985). The quasi absence of state authority and the very low human density left huge areas free of control, which favoured illegal activities (pers.obs PB, Roulet, 2005). The black rhino (*Diceros bicornis longipes*) population was still so large in this area 40 years ago that visitors paid them little attention. Fifteen years later its status became critical (Douglas Hamilton & al., 1985). Despite the warning given in the early eighties to save CAR's black rhinos, the population collapsed, dropping from 3000 to 0. The last black rhino was seen there in 1986 (Delvingt & Lobão Tello 2004).

In 1985 an aerial survey (Douglas Hamilton et al. 1985) assessed the wildlife status of Northern CAR. That study highlighted the negative pressure of poaching and illegal cattle transhumance on wildlife populations as well as the consequences of the ivory trade. The results of this survey helped to justify the intervention of the European Commission through the PDRN (Programme de Développement de la Région Nord), which began operating in the area in 1988. It also led to the registration of the elephant on Appendix I of the CITES (Western 1989).

The European Union programmes (PDRN and then ECOFAC: Conservation et Utilisation Rationnelle des Ecosystèmes Forestiers d'Afrique Centrale) combine law enforcement and rural development activities. They launched and support a community hunting areas system to reduce the local illegal hunting pressure. Local people rent community hunting areas to professional hunting guides who attract safari hunting clients from abroad. Safari hunting fees and taxes are paid directly to communities. A portion is remitted to municipalities and the state. This system provides a significant amount of money directly to local communities (around 150 000 Euros per year to the 6 active community hunting areas), which has been invested in social services (schools, health centres, pensions, employments etc.) (Boulet & al. 2003). In 2005 another survey was carried out (Renaud 2005) to evaluate the situation and to relaunch conservation programmes, which had been temporarily suspended.

The purpose of this paper is to assess wildlife population changes over last 20 years and to compare relative changes in different land use categories in the ecosystem.

Material and Methods

Study area

This study was conducted in North-eastern CAR, mainly in the Chari Basin. It covered an area of 85 000 sq km in Bamingui-Bangoran and Vakaga prefectures. The study area is part of the 125 000 sq km northern CAR savannah ecosystem that extends to the north into Chad. This area is a patchwork of national parks (Bamingui-Bangoran and Manovo Gounda Saint Floris), wildlife reserve (Vassako Bolo), hunting sectors and community hunting areas (Fig. 1). Bamingui Bangoran National Park is a Biosphere Reserve and Manovo Gounda Saint Floris National Park is a World Heritage site. More than 80% of the area of both prefectures are gazetted as conservation areas (national park, wildlife reserve or hunting area). Several rivers and streams cross the area. The most important are the Bamingui, Manovo, Gounda, Vakaga, Ouandja, Aouk and Kameur. All of them are tributaries of the Chari River, which feeds Lake Chad.

The climate is characterised by three seasons: a cold dry season from November to end of February, a hot dry season from March to April and a rainy season from May to November. During the cold dry season the Harmattan, a dry, cold wind coming from the Northeast that dries out vegetation, blows. In the rainy season the monsoon wind blows from the Southwest. Annual rainfall varies between 600 mm in the north of the study area and 1,200 mm in the south. Mean annual temperature varies between 25 to 30°C with extremes of 17°C and 45°C. Habitat is mainly composed of bushy to woodland savannah with *Vittelaria paradoxa*, *Combretum* spp., *Acacia* spp., *Anogeissus leiocarpa* [Guill. & Perr.](#), *Azelia africana* Persoon, *Burkea africana* [Hook.](#), *Isobertinia doka* [Craib&Stapf](#), *Terminalia* spp. and by forest galleries of *Danielia oliveri*([Rolfe](#)) [Hutch.&Dalziel](#), *Terminalia* spp., *Anogeissus leiocarpa*[Guill. & Perr.](#), *Khaya senegalensis* [A.Juss.](#), *Rafia sudanica*, and *Borassus* spp along main rivers.

Counting

An aerial sample count (Norton-Griffiths 1978) was carried out in April-May 2005. A high-wing Cessna 185 was used. Flight height was maintained at 91 m above ground level thanks to a radar-altimeter. The pilot navigated with a GPS. The front seat observer took charge of data recording, and used another GPS for animal locations recordings. He was also equipped with a high resolution digital camera for counting groups. Two rear seat observers were in charge of spotting and counting animals. All wild and domestic animals observed were recorded as well as human activities.

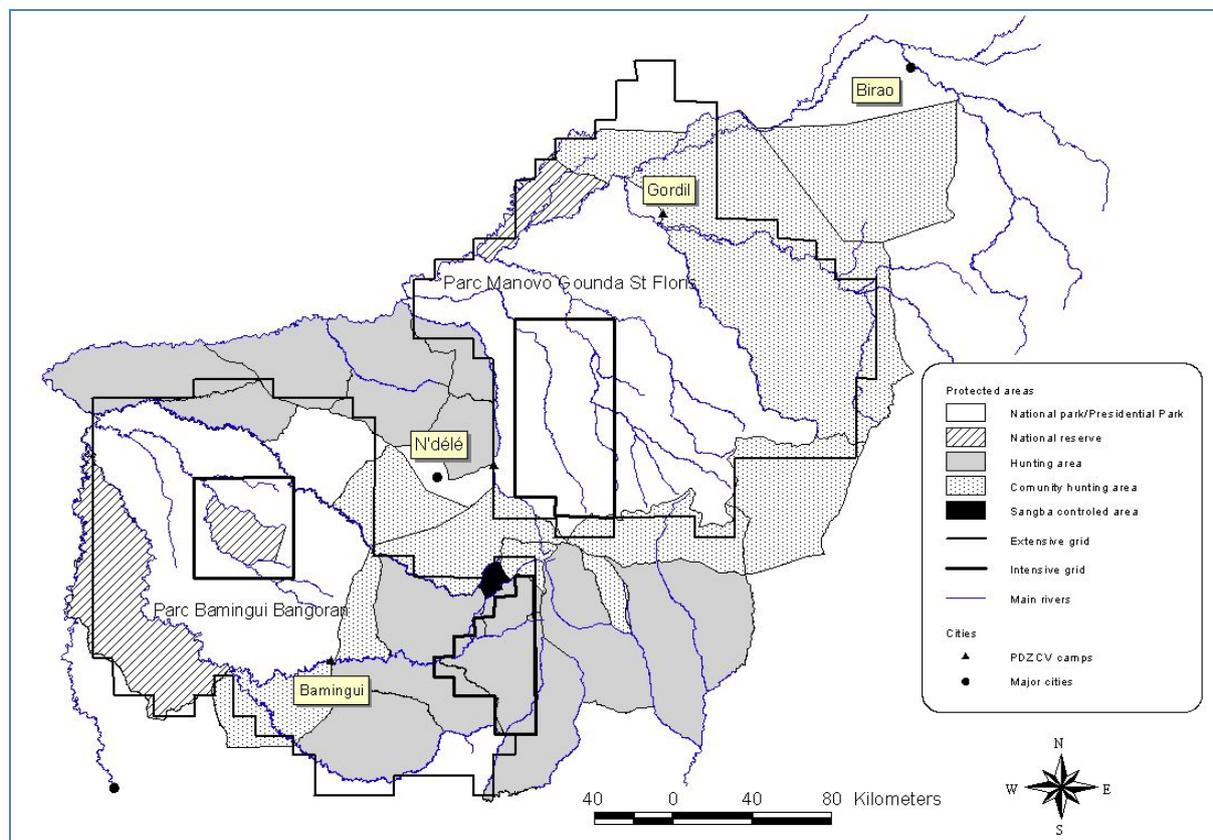
Strip width calibration

Strips were calibrated to define a 200 m width on each side of the aircraft at an altitude of 91 m above the ground level. Strip widths on each side of the aircraft were calibrated by 12 repetitions of the count of a series of drums spaced 20 meters apart along the airstrip. Each observer counted the number of

drums in the strip when the aircraft crossed it perpendicularly at an altitude of 91 m above ground level.

Sampling Plan

To facilitate comparison, a sampling plan similar to the one designed for the earlier survey in 1985 (Douglas-Hamilton et al. 1985) was used. It covered the two national parks and part of community hunting areas and hunting sectors (Fig. 1). A low intensity sampling block (4% sampling intensity) covered the whole study area including Manovo Gounda Saint Floris National Park and Bamingui Bangoran National Park and part of some hunting areas with 10 km parallel spaced transects. There were also three high intensity sampling blocks (15% sampling intensity) with 2.5 km parallel spaced transect. The three blocks were named Manovo/Koumbala located, in the Manovo Gounda Saint Floris National Park; Rhino Triangle, covering hunting sectors; and Vassako-Bollo, a Wildlife Reserve in the heart of Bamingui Bangoran National Park. High and low intensity sampling areas did not overlap. The high intensity sampling blocks were designed to count areas where animals were believed to be more numerous and where black rhino were supposed to live in 1985 (Douglas-Hamilton et al. 1985). In total 125 transects representing 10 260 km of flight yielded a total sample of 4 164 sq km. A total of 90:51 hours were flown, of which 63:06 hours were necessary to cover the flight plan. The cover rate was 65.99 sq km/hour at an average ground speed of 162.6 km/hour.



Data analysis

Aerial count data analysis was performed according to the Jolly II method (Norton-Griffiths 1978). Data of low and high intensity sample blocks were analysed separately. Comparisons with 1985 results (Douglas Hamilton et al. 1985) were made with a *d* test (Norton-Griffiths 1978; Bailey 1995) for the entire study area.

Data were converted to a kilometric abundance Index for individuals. A Kruskal-Wallis test, with a posthoc test using SAS software (no date), tested and separated indexes that were significantly different to distinguish the conservation status of some species with respect to the protection status of different protected areas (National Parks, hunting sectors and community hunting areas).

Results

Large mammal populations

There were a total of 1756 contacts with live or dead animals, comprising 15 wild species and 5 domestic species (Tab. 1). The density of each wild species was globally low in each block (Tab. 1). Bamingui Bangoran National Park harbours a higher density and a larger number of wild animals than Manovo Gounda Saint Floris. This is particularly the case for elephant, eland (*Taurotragus derbianus*) and buffalo (*Syncerus caffer*) populations. The number of recent elephant carcasses was higher in Manovo Gounda than in Bamingui Bangoran. Domestic animals and humans were more numerous in Manovo Gounda Saint Floris than Bamingui Bangoran. The highest wild animal population densities were recorded in Rhino Triangle. Reduncini (Waterbuck *Kobus ellipsiprimnus defassa*, Buffon kob *Kobus kob* and reedbuck *Redunca redunca*) show particularly low densities everywhere. The higher density of Buffon Kob in Manovo Gounda Saint Floris can be explained by the fact that floodplains are the preferred habitat of this species (Tab. 1).

Large mammals encounters according to protected area status

In low intensity blocks (Tab. 2) the individuals encounter rates for baboon and roan, were higher in Bamingui Bangoran National Park. Giraffe (*Giraffa camelopardalis*) and kob individuals encounters were significantly higher in Manovo Gounda Saint Floris National Park than elsewhere.

In high intensity blocks (Tab. 2) the individuals encounter rate for elephant, buffalo and red flanked duikers was significantly higher in hunting areas (Rhino Triangle) than in parks. Individuals encounters of bushbuck (*Tragelaphus scriptus*) and common duikers (*Sylvicapra grimmia*) were significantly higher in Bamingui Bangoran National Park.

Table 1. Results of Estimate (Est.), Density (D) and Coefficient of Variation in Percent (%) for various wild species, domestic livestock and people observed in the Manovo Gounda Saint Floris, Bamingui-Bangoran low sampling intensity blocks (4%) and in the Manovo-Koumbala, Rhinos Triangle and Vassako-Bollo high sampling intensity blocks (15%)

Species	Low sampling intensity blocks (4%)						High sampling intensity blocks (15%)									Total		
	Manovo Gounda St Floris			Bamingui Bangoran			Manovo Koumbala			Rhino Triangle			Vassako Bolo					
	Est	D	CV%	Est	D	CV%	Est	D	CV%	Est	D	CV%	Est	D	CV%	Est	D	CV%
Baboon	3,598	0.11	31%	2,565	0.08	34%	504	0.10	27%	151	0.06	50%	356	0.14	45%	7,173	0.09	
Buffalo	1,489	0.05	64%	5,886	0.18	48%	976	0.20	63%	3999	1.48	31%	812	0.32	61%	13,162	0.17	25%
Bushbuck	397	0.01	33%	928	0.03	31%	12	0.003	64%	22	0.01	53%	100	0.04	21%	1,459	0.02	
Eland	149	0.005	80%	3,346	0.10	47%	423	0.09	81%	201	0.07	84%	6	0.002	84%	4,125	0.05	40%
Elephant live	74	0.002	96%	708	0.02	57%	25	0.01	92%	122	0.05	57%	0	0	0%	929	0.01	45%
Elephant dead	397	0.01		0	0	0%	31	0.01		0	0	0%	0	0	0%	428	0.01	
Giraffe	223	0.01	75%	269	0.01	55%	31	0.01	66%	0	0	0%	12	0.005	92%	535	0.01	42%
Common duiker	2,804	0.09	16%	2,394	0.07	21%	81	0.02	31%	50	0.02	31%	262	0.10	15%	5,591	0.07	
Hartebeest	769	0.02	31%	1,930	0.06	31%	671	0.14	26%	3999	1.48	31%	250	0.10	52%	7,619	0.10	19%
Buffon kob	1,464	0.05	53%	49	0.002	97%	1,380	0.29	24%	7	0.003	95%	0	0	0%	2,900	0.04	29%
Oribi	992	0.03	19%	391	0.01	45%	99	0.02	29%	29	0.01	62%	37	0.01	45%	1,549	0.02	
Red flanked duiker	174	0.01	34%	391	0.01	27%	6	0.001	91%	50	0.02	32%	25	0.01	42%	646	0.01	
Reedbuck	347	0.01	39%	0	0	0%	0	0	0%	0	0	0%	0	0	0%	347	0.00	
Roan	1,538	0.05	40%	1,832	0.06	30%	323	0.07	40%	165	0.06	70%	187	0.07	77%	4,045	0.05	21%
Warthog	4,441	0.14	15%	3,688	0.12	24%	914	0.19	16%	452	0.17	22%	0	0	0%	9,496	0.12	
Waterbuck	0	0	0%	244	0.01	64%	37	0.01	77%	22	0.01	90%	0	0	0%	303	0.004	53%
Total	18,856	0.58		24,620	0.77		5,514	1.16		9,269	3.44		2,049	0.82		60,306	0.78	

Domestic livestock

Camel	99	0.00		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0.00	
Cattle	146,668	4.53		74,378	2.32	0	0	0	0	0	0	0	3,313	0.10		224,359	2.91	24%
Sheep/goat	26,843	0.83		267	0.008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27,110	0.35	38%
Total	173,610	5.36		74645	2.333											251,568	3.26	25%

Human

Persons	5,408	0.17		1,408	0.04	0	0	0	0	0	0	0				6,816	0.09	
---------	-------	------	--	-------	------	---	---	---	---	---	---	---	--	--	--	-------	------	--

Table 2. Individual encounter rates for several species in different protected status areas in low and high intensity blocks, and Kruskal Wallis test (NS: test not significant).

Species	Low sampling intensity blocks			
	Bamingui	Manovo Gounda	Hunting	Kruskal Wallis
	Bangoran	St Floris	Areas	test
Baboon	0.55	0.51	0.18	8.10 $P=0.017$
Buffalo	0.08	0.18	0.53	NS
Bushbuck	0.12	0.04	0.08	NS
Eland	0.39	0.02	0.14	NS
Elephant live		0.01	0.07	NS
Giraffe	0.03	0.04	0.01	5.32 $P=0.07$
Common duiker	0.40	0.5	0.27	NS
Hartebeest	0.12	0.1	0.19	NS
Buffon kob		0.17	0.01	5.88 $P=0.015$
Oribi	0.03	0.13	0.13	NS
Red flanked duiker	0.04	0.03	0.06	NS
Reedbuck		0.01	0.05	NS
Roan	0.35	0.32	0.05	13.83 $P<0.001$
Warthog	0.56	0.5	0.38	NS
Waterbuck	0.03		0.01	NS
Camel			0.01	NS
Cattle	5.29	5.47	46.34	NS
Donkey			0.01	NS
Sheep/goat	0.09	1.16	9.66	NS

High sampling intensity blocks			
Vassako	Manovo	Rhino	Kruskal Wallis
Bolo	Koumbala	Triangle	test
0.29	0.41	0.07	NS
0.65	0.79	3.51	28.78 $P<0.0001$
0.08	0.01	0.02	23.51 $P<0.0001$
0.01	0.34	0.17	NS
	0.03	0.06	4.95 $P=0.026$
0.01	0.03		NS
0.21	0.07	0.07	27 $P<0.0001$
0.20	0.54	0.47	NS
	1.11	0.01	8.30 $P<0.004$
0.03	0.08	0.01	NS
0.02	0.01	0.05	8.94 $P=0.011$
			NS
0.15	0.26	0.18	NS
0.31	0.74	0.34	NS
	0.03	0.01	NS
1.4			NS

Discussion

1985-2005 Large mammal population trends

Between 1985 and 2005, large mammal population decreased about 65%, averaging a decline of 3.25% /year (Tab. 3). If the current situation persists, the countdown seems launched for the extinction of large mammals in Northern CAR. The irregular presence of law enforcement due to the interruptions of funds between the different project phases (PDRN 1998), combined with the absence of state authority in this region (Roulet 2005) largely explains this result. Elephant and reduncini (Waterbuck, Buffon kob) saw declines of more than 80% (Tab. 3). Elephant is the main target of foreign poachers (mainly Sudanese) exclusively for ivory (pers. obs., Froment 1985, Delvingt & Lobão Tello2004). Meat was in all cases abandoned (pers. obs.). In Manovo Gounda Saint Floris, the recent carcass ratio is 5.3%. Even if the total number of carcasses is lower than in 1985 (5840 carcasses estimated in 1985 versus 397 in 2005), the recent carcass ratio is more than double that recorded in 1985 (ratio of 2.1% Douglas-Hamilton & al. 1985). According to the carcass age criteria (Douglas-Hamilton & Hillman 1981), it seems that poaching pressure has been constant for the last four years. Most of the ivory is sold in Omdurman and Khartoum, long known as major ivory markets in Africa (Martin & Hillman-Smith 1999; Martin & Stiles 2005; CITES 2007). However, a part of the poached ivory was also smuggled by some local authorities (Froment 1985, pers. obs.). In 2007 hunting guides discovered about 200 elephant carcasses in hunting areas and community hunting areas. The total number of elephants poached was estimated at three times this figure (Chardonnet & Boulet 2007).

The decline of more than 80% of reduncini (Tab. 3) could be due to the fact that these species are very vulnerable to poaching because their habitat restrictions and behaviour make them easy to hunt (pers. obs.). Furthermore reduncini may also suffer from food competition with cattle in the floodplains of main rivers. Cattle herders lead their cattle illegally into the parks (Tab. 1, Renaud 2005, Roulet 2005) to graze *Echinochloa stagnina* and *pyramidalis* swamp grasses that have a high nutritional value and grow on the main floodplains. (Delvingt & Lobão Tello2004). In addition, in the years 1960s and 1983-85 the wild bovid population suffered from rinderpest imported by illegal transhumant cattle. Rinderpest could have played a role in the decline of several bovid species (Loevinsohn 1977, Delvingt & Lobão Tello2004).

Only Derby Eland and Roan antelope are stable or increasing in the area surveyed (Tab 3). Despite their massive size (Derby eland is the largest African antelope and Roan is the fourth-largest), these antelopes are quite shy and more difficult for hunters to approach than reduncini (pers. obs.). The stability of these populations could be a positive effect of the community hunting areas system that returns a part of the safari hunting benefits to the communities.. Furthermore, most anti-poaching activities occurred around Sangba controlled area, where most hunting concession are concentrated. Far Northern or Western zones are barely visited by anti-poaching units. On the other hand, the massive reduction of elephant, reduncini and hippo (*Hippopotamus amphibius*) populations these last decades has caused the habitat to become progressively denser and more wooded even in the plains (pers obs), where in the past the reduncini and the hippopotamus (both strictly grazers) played an important role in maintaining the grasslands (Eltringham 1999) . This phenomenon could favour Derby Eland and Roan, which are mainly browsers during the dry season (Delvingt & Lobão Tello2004). Field observations also show that forest-dwelling species (bongo

Tragelaphus euryceros, yellow-backed duiker *Cephalophus sylvicultor*, giant forest hog *Hylochoerus meinertzhageni*, leopard *Panthera pardus* etc.) are more commonly seen in the hunting areas (hunting safari guides pers.com.).

Buffalo could be considered statistically stable (Tab. 1) even if in reality it is possible that the population has decreased. It is surprising that this species didn't suffer from poaching. To some extent, the increasingly closed habitat could favour this species to some extent. Positive effect of community hunting area systems in conserving key hunting species could also have contributed to this stability.

Local hunting pressure for bush meat remains high even though they are generally only equipped with muzzle loader and 12 gauge calibre shotguns. Little meat is produced in CAR from domestic livestock. Meat from domestic animals remains unaffordable for common people (Fargeot 2004). This explains why most people in CAR consume bush meat rather than domestic livestock meat (Fargeot 2004). In addition to local consumption, there are also bush meat trades from CAR to Sudan and Chad.

Table 3. Comparisons of mean Numbers (Numbers), Coefficient of Variation (in %) (CV%), Trends (in %), Value of *d* test and Probability (*P*) at level 0.05 for selected species on the total study area during aerial sampling counts in 1985 and 2005. Note that Derby Eland shows a significant difference between mean numbers of 1985 and 2005 with a probability at level 0.10.

Species	1985		2005		Trend %	<i>d</i> Test	<i>P</i> at level 0.05
	Numbers	CV%	Numbers	CV%			
Elephant	4,803	27%	929	45%	-80.7%	2.865	* <i>P</i> < 0.01
Buffalo	19,040	18%	13,162	25%	-30.9%	1.212	NS
Giraffe	1,750	22%	535	42%	-69.4%	2.762	* <i>P</i> < 0.01
Lord's Derby Eland	1,212	26%	4,125	40%	240.3%	1.755	NS
Roan	3,495	20%	4,045	21%	15.7%	0.502	NS
Hartebeest	34,171	10%	7,619	19%	-77.7%	7.326	** <i>P</i> < 0.001
Waterbuck	2,719	29%	303	53%	-88.9%	2.996	* <i>P</i> < 0.01
Buffon Kob	28,446	14%	2,900	29%	-89.8%	6.092	** <i>P</i> < 0.001
Total	95,636	4%	33,618	20%	-64.8%	7.948	** <i>P</i> < 0.001

Large mammals encountering variability according to protected area status

This survey showed that animal distribution was not homogeneous. Some species encounter rates varied with protection status (Tab 2.). The higher individual encounter rates of Giraffe and Kob in Manovo Gounda Park in low intensity blocks most likely occurs because this area covers most of the preferred habitats for Kob (flood plains along the major rivers) (Estes 1991) while Giraffe never strays far from water (Estes 1991). On the other hand, it was quite surprising to encounter roan more often in National Parks than in hunting areas (Tab. 2). While national parks are less controlled than hunting areas because they are so large and not visited, the higher presence of roans in them may be a consequence of heavier hunting pressure on this species in hunting blocks by safari hunters and/or local poachers. In high intensity blocks, the individual encounter rate for Kob was significantly higher in Manovo Koumbala Area (Tab 3.) probably as a function of the suitable habitat for this species, as described above.

National Parks are managed by the Ministry in charge of Environment with the support of the ECOFAC Programme (Delvingt & Lobão Tello 2004). In contrast, hunting areas are managed by private operators with some help from ECOFAC, notably in terms of anti-poaching, road salt licks and water ponds maintenance at the time of the survey. They are located far from international borders and thus from foreign intrusions (Figure 1). During the dry season, hunting areas concentrate far more management activities (road maintenance, safari hunting activities, anti-poaching) in a smaller area than National Parks (Pers obs, Roulet 2004). National parks are huge, located along the borders and thus more vulnerable to foreign incursions from Darfur and Chad (Figure 1), with sparse road networks and insufficient guard forces. No tourist has visited either park for two decades. Over the years EU funds have been reduced and more targeted on community hunting areas than on the parks (PDRN 1998, Boulet & al. 2003). The parks are effectively open to both local and foreign poachers. The greater control in hunting areas could partially explain the better encounter rates for elephant and buffalo (species that are very sensitive to disturbance) in those areas (Bouché et al. 2004, Bouché 2007)

While anti poaching and community based wildlife programs (in community hunting areas) have a positive impact on local poaching, they do not prevent international intrusions. Giving CAR the possibility to secure its own territory is thus crucial for biodiversity conservation in this area. If sub-regional armed conflicts are not tackled and CAR's national borders secured, biodiversity will continue to decline. The wildlife recovery is possible only if a strong regional political commitment is expressed and implemented in the field. The state, through land use planning and strong commitments, must take responsibility to recover security and biodiversity.

In the short term, following information campaigns on local radio waves in local languages to inform everybody in the region, military operations are necessary to restore security, to show the presence of the state and to reassure communities, safari operators and their clients, who are the base of the single legal economy of the Northern CAR. The presence of the national army must be permanent in the Northern CAR in order to establish and maintain discipline and security.

At the same time management actions (anti-poaching, water, burnings, and relation with local communities) should be pursued and should concentrate first on areas harbouring larger animal densities. These activities could be progressively extended to neighbouring areas according to the resources available (human, logistical and financial) and the lease of other hunting sectors or CHA. The huge wilderness areas with low human population densities that span the boundaries of Chad, CAR, Democratic Republic of Congo (DRC) and Sudan suffer from the same problem of wildlife decline. Raddom National Park, Southern National Park and Lantoto National Park in Sudan (UNEP 2006), Garamba National Park and Bili Uere Game Reserve in DRC (Martin & Hillman-Smith 1999), Zemongo Game Reserve in CAR (Roulet 2004) and to a lesser extent Zakouma National Park in Chad (Potgieter & al 2009) are parks that are facing the same problems. Each state has tried with varying levels of success to tackle the problem within its borders, neglecting the crucial regional dimension.

It is the recommendation of the authors that a trans-border security and development agenda through a conservation programme including Chad, Sudan, DRC and CAR should be launched with the help of donors

like the EU, World Bank, and conservation NGO's and should be supported by the lobbying of international institutions (IUCN -the World Conservation Union; UNEP-United Nation Environment Programme or others Institutions) towards the governments. Though complex to manage and implement, a project of this kind could help the governments make the coordinated conservation decisions and actions that are necessary to prevent the wholesale extinction of the region's wildlife.

6.3 Game over! Wildlife collapse in Northern Central African Republic.

Philippe Bouché^{1,2}, Roland Nzapa Mbeti Mange¹, Floride Tankalet¹, Florent Zowoya¹, Philippe Lejeune², Cédric Vermeulen²

Publié dans *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI : 10.1007/s10661-011-2475-y

¹ Composante ZCV Programme ECOFAC IV BP 1608 Bangui, Central African Republic

² Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité de gestion des Ressources Forestières et des Milieux naturels, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

Abstract

The wildlife populations of northern Central African Republic (CAR) have long suffered intense uncontrolled hunting. Socio-political turmoil in northern CAR that started in 2002 resulted in a rebellion in 2006. An aerial sample count was carried out in northern CAR after the cease-fire to assess the impact of this troubled period on wildlife. The survey was flown at the end of the dry season in February-March 2010. It covered a landscape complex of 95 000 km² comprising national parks, hunting reserves and community hunting areas. Comparison with earlier surveys reveal a dramatic decline of wildlife: the numbers of large mammals fell by 94% in 30 years, probably due to poaching, loss of habitat and diseases brought by illegal movements of cattle. Elephant (*Loxodonta africana*), reedbucks and topi (*Damaliscus lunatus*) populations showed the greatest decline (each over 90%). Other species declined by 70 to 80% during the same period. The future of the rest of the wildlife in this area is dark without a strong commitment to provide adequate funding and quickly implement determined field management. Reinforced cooperation with neighbouring Chad and Sudan is required since they are facing similar problems.

Introduction

The north of the Central African Republic (CAR) is a huge remote expanse of natural habitat with a sparse human population (< 0.5 inhabitant /sq km) (Bouché et al. 2009) which gives the impression of guaranteeing optimum conditions for wildlife. In fact, the quasi absence of state authority and the very low human density left huge areas free of control and favoured illegal activities (Bouché et al. 2009). Northern CAR experienced wildlife declines for several decades due to continuous uncontrolled hunting (Ruggiero 1984; Froment 1985; Delvingt & Tello 2004; Bouché et al. 2009). As a consequence, the northern white (*Ceratotherium simum cottoni*) and black (*Diceros bicornis longipes*) rhino populations vanished in the mid 20th Century and in 1986 respectively (Roulet 2004; Spinage 1986; Delvingt and Lobão Tello 2004; Bouché et al. 2009).

Two European Union programmes (PDRN: Programme de Développement de la Région Nord and then ECOFAC: Conservation et Utilisation Rationnelle des Ecosystèmes Forestiers d'Afrique Centrale) combine law enforcement and rural development activities. They support the Ministry in charge of wildlife to manage the National parks and reserves. They also established and supported a system of community hunting areas to reduce the pressure from illegal hunting. Local people rent community hunting areas to professional hunting guides who attract safari clients from abroad. Safari hunting fees and taxes are paid directly to communities. A portion also goes to municipalities and the state. This system provides directly to local communities a significant amount of money (around 150 000 Euros per year to the 6 active community hunting areas) that has been invested in social services (schools, health centres, pensions, employment etc.) (Bouché et al. 2009, 2010).

The overall large mammals density of northern CAR decreased by 65% between 1985 and 2005. The question of the imminent wildlife extinction came up (Bouché et al. 2009). Socio-political disturbances that started in 2002 in northern CAR culminated in a rebellion in 2006. This caused ECOFAC funds to be interrupted for two and half years starting in 2005. ECOFAC bases were abandoned and law enforcement lapsed. The ECOFAC phase IV activities re-started at the end of 2007 after the cease-fire. Anecdotal evidence indicates that during this troubled period the wildlife populations suffered heavy losses due to the

widespread availability of military weapons (Chardonnet and Boulet 2008; Bouché et al. 2009). An assessment of the magnitude of the wildlife losses since 2005 was thus required.

Several well-designed surveys have covered the area since the 1970's (Spinage et al. 1977; Loevinsohn et al. 1978, Douglas-Hamilton et al. 2005, PDRN, 1998; Bouché et al. 2009). However, this study is the first attempt to compare all of them in order to evaluate wildlife trends. The purpose of this paper is to update wildlife densities, to assess for the first time wildlife population changes over the last 30 years and to discuss the threats that weigh on wildlife.

Material and Methods

Study area

This study was conducted in north-eastern CAR, mainly in the Chari Basin. It covered an area of 95 000 sq km. The study area is part of the 125 000 sq km northern CAR savannah ecosystem that extends northwards into Chad. This area is a patchwork of two national parks (Bamingui-Bangoran and Manovo Gounda Saint Floris), a wildlife reserve (Vassako Bolo), hunting sectors and community hunting areas (Fig. 1). These last are areas dedicated to safari hunting activities. Several rivers and streams cross the area. The major ones are tributaries of the Chari River which feeds Lake Chad (Delvingt and Lobão Tello2004).

The study area lies in the Sudan-sahelian vegetation zone. Annual rainfall varies between 600 mm in the north of the study area and 1,200 mm in the south. Mean annual temperature varies from 25 to 30°C with extremes of 17°C and 45°C (Bouché et al. 2009).

Habitat is mainly composed of bushy to woodland savannah with *Vittelaria paradoxa*, *Combretum spp.*, *Acacia spp.*, *Anogeissus leiocarpa*, *Azelia africana*, *Burkea africana*, *Isobertinia doka*, *Terminalia spp.* and by forest galleries of *Danielia oliveri*, *Terminalia spp.*, *Anogeissus leiocarpa*, *Khaya senegalensis*, *Rafia sudanica*, and *Borassus spp* along main rivers. The forest cover gradient increases with rainfall volume from north to south. It is therefore likely that animals sightings could be missed, in the thickest habitat especially in forest galleries.

Counting

An aerial sample count (Norton-Griffiths 1978) was carried out in February-March 2010. A high-wing Cessna 182 was used. Flight height was maintained at 91 m above ground level by means of a shadow meter device (Pennycuik 1973). The pilot navigated with a GPS. The front seat observer took charge of data recording, and used another GPS for recording animal locations. He was also equipped with a high-resolution digital camera: large groups were photographed and then the animals were counted later on the photograph. Two rear seat observers were in charge of spotting and counting animals. All wild (including the smaller species) and domestic animals observed were recorded as well as human activities.

Strip width calibration

Strips were calibrated to define a 200 m width on each side of the aircraft at an altitude of 91 m above the ground level. Strip widths on each side of the aircraft were calibrated by 20 repetitions of the count of a series of DIN A1 white sheets spaced 20 meters apart along the airstrip. Each observer counted the number of sheets in the strip when the aircraft crossed it perpendicularly at an altitude of 91 m (Craig 2004)

Sampling Plan

In this study we used a different sampling plan from the earlier surveys (Bouché et al. 2009) because: 1) The 1985 and 2005 surveys did not cover, or only partially covered, the community hunting areas and hunting sectors; 2) Numerous reconnaissance flights led by the first author since 2008 showed that wildlife had already disappeared from large parts of the study area, and 3) Wildlife was concentrated in community hunting areas and hunting sectors of the south of the study area.

Stratification followed the guidelines set by the MIKE aerial survey standards (Craig 2004). Two strata were distinguished: 1) a low-density stratum in the northernmost part of the ecosystem that included most of the national parks, wildlife reserves and the northernmost hunting sectors (Fig 1); 2) a high density stratum in the southernmost part of the ecosystem composed of community hunting areas and hunting sectors as well as small parts of the national parks (Fig 1.).

Each stratum was divided into blocks. The block sizes were arranged so that each could be surveyed in a single flight day. The boundaries of the blocks coincided with the boundaries of the basins of the main rivers. Transects were placed perpendicular to the main rivers (Fig. 1).

In total 289 transects representing 15 090 km of flight yielded a total sample of 6 956 sq km (mean sampling rate of 7.33%). A total of 138.25 hours were flown, of which 92.50 hours were necessary to cover the flight plan. The search rate was 74.93 sq. km/hour at an average ground speed of 163 km/hour.

Data analysis

We used the Jolly II method (Norton-Griffiths 1978) to analyse the aerial count data. This method has been designed specifically for aerial sampling counts data treatment. Microsoft Excel™ software has been used for data analysis. First, the data for each block were analysed separately. Next, the results for each block within each stratum were merged to give an estimate for each stratum. Finally, the results of the low and high-density strata were combined to give the overall estimate.

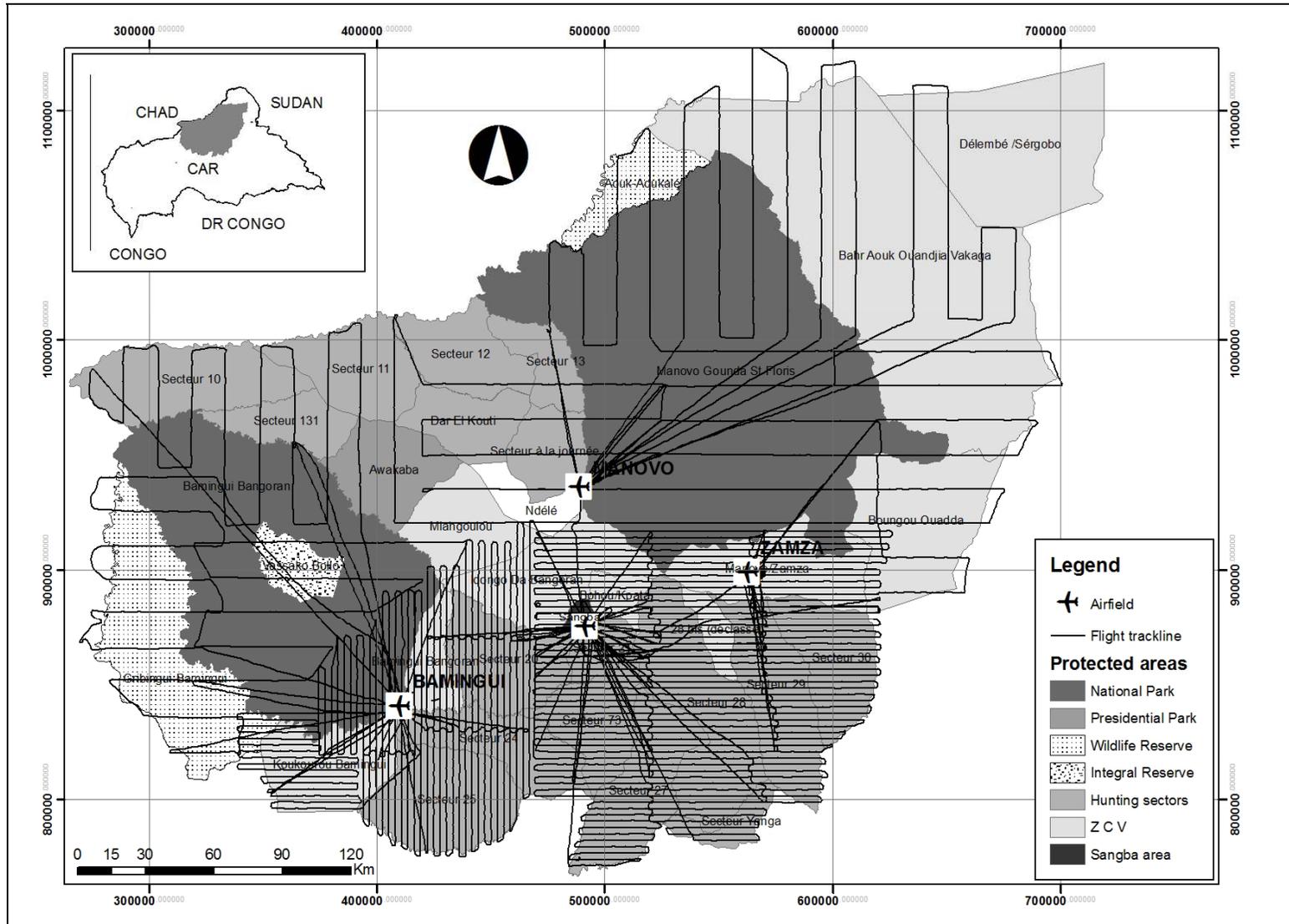


Figure 1 Northern CAR ecosystem and study area

Trend analysis

The aerial sample surveys have been flown since the 1970's in northern CAR (Spinage et al. 1977, Loevinsohn et al. 1978; PDRN, 1998; Douglas-Hamilton et al. 1985; Bouché et al. 2009) have covered different areas. We assumed that the density estimates of the earlier surveys were representative of the densities at the scale of our study area in 2010 (Fig. 1). The 1977 and 1978 surveys (Spinage et al. 1977, Loevinsohn et al. 1978) each covered a part of the current study area. Their results were merged to produce a single density estimate per species for the year 1978. Species decline rates have been calculated by subtracting the e log estimates of year 1 and year n and divided by the number of years of interval (n-1).

For this study, only the densities of the larger species that are most visible from the air (ranging in size from elephants *Loxodonta africana* to Buffon kob *Kobus kob*) will be considered. Comparisons of the 1978 and 2010 results were made with a *d* test (Norton-Griffiths 1978; Bailey 1995) for the entire study area.

Results

Large mammal populations

A total of 1241 animal groups were seen comprising 8537 live or dead animals, consisting of 22 wild species and 5 domestic species (Tab. 1). The density of each wild species was low in each stratum (Tab. 1). As expected, the high-density stratum harbours a higher density and a larger number of wild animals than the low-density strata. This is particularly the case for eland (*Taurotragus derbianus*), buffalo (*Syncerus caffer*) and hartebeest (*Alcelaphus buselaphus*) populations. The number of recent elephant carcasses was higher in the high-density stratum. Domestic animals and humans were more numerous in the low-density stratum (Tab. 1).

2005-2010 Large mammal population trends

Between 2005 and 2010, the population of large mammals decreased by about 72%, an average decline of 14.3% /year (Tab. 2a). All species declined significantly since 2005, with the exception of the giraffe, Derby eland and waterbuck.

1978-2010 Large mammal population trends

Between 1978 and 2010, the population of large mammals decreased by about 94%, an average decline of 3.1% /year (Tab. 2b). All species declined significantly since 1978, with the exception of the Derby eland for which the decline was significant at $P < 0.10$ (Tab 2b). After 2005 all species declined to the low densities recorded in 2010 (Fig. 2a to c). Throughout the period covered by these surveys, from 1978 to 2010, cattle showed a linear increase in density (Fig. 2d).

Table 1. Results of Estimate numbers, Density (N/ 100sq. km) and Coefficient of Variation in per cent (CV%) for various wild species, domestic livestock and people observed in low and high-density strata.

Species	Scientific name	Low density stratum			High density stratum			Total		
		Estimate	Density	CV%	Estimate	Density	CV%	Estimate	Density	CV%
Elephant	<i>Loxodonta africana</i>	0	0.0000	-	68	0.0023	84.54	68	0.0007	84.54
Giraffe	<i>Giraffa camelopardalis</i>	132	0.0020	124.81	30	0.0010	87.12	162	0.0017	103.23
Lord's Derby Eland	<i>Taurotragus derbianus</i>	0	0.0000	-	1588	0.0535	46.80	1588	0.0167	46.80
Buffalo	<i>Syncerus caffer</i>	0	0.0000	-	4048	0.1363	26.45	4048	0.0426	26.45
Roan	<i>Hippotragus equinus</i>	240	0.0037	60.07	824	0.0278	27.57	1065	0.0112	25.29
Hartebeest	<i>Alcelaphus buselaphus lelwel</i>	777	0.0119	38.48	2035	0.0685	19.27	2811	0.0296	17.53
Waterbuck	<i>Kobus ellipsiprimus defassa</i>	0	0.0000	-	198	0.0067	43.12	198	0.0021	43.12
Buffon kob	<i>Kobus kob</i>	191	0.0029	84.46	225	0.0076	41.37	416	0.0044	44.79
Reedbuck	<i>Redunca redunca</i>	241	0.0037	42.71	8	0.0003	84.77	248	0.0026	41.48
Bushbuck	<i>Tragelaphus scriptus</i>	642	0.0098	35.37	861	0.0290	11.87	1503	0.0158	16.56
Warthog	<i>Phacochoerus africanus</i>	4928	0.0755	13.26	800	0.0269	16.09	5727	0.0603	11.62
Red hog	<i>Potamochoerus porcus</i>	0	0.0000	-	309	0.0104	36.36	309	0.0033	36.36
Giant forest hog	<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	0	0.0000	-	12	0.0004	110.01	12	0.0001	110.01
Oribi	<i>Ourebia ourebi</i>	1110	0.0170	22.11	126	0.0043	37.10	1237	0.0130	20.21
Yellow-backed duiker	<i>Cephalophus silvicultor</i>	66	0.0010	124.81	23	0.0008	56.18	89	0.0009	93.63
Common duiker	<i>Sylvicapra grimmia</i>	4031	0.0618	13.77	1304	0.0439	9.05	5335	0.0562	10.64
Red flanked duiker	<i>Cephalophus rufilatus</i>	821	0.0126	25.42	1704	0.0574	6.95	2525	0.0266	9.50
Blue duiker	<i>Cephalophus monticola</i>	0	0.0000	-	13	0.0005	97.60	13	0.0001	97.60
Baboon	<i>Papio anubis</i>	10568	0.1619	19.63	5450	0.1835	10.85	16018	0.1687	13.46
Red monkey	<i>Erythrocebus patas</i>	35	0.0005	77.00	233	0.0079	40.90	268	0.0028	36.95
Guereza Colobus	<i>Colobus guereza</i>	127	0.0020	79.50	258	0.0087	37.35	386	0.0041	36.26
Green monkey	<i>Cercopithecus tantalus</i>	91	0.0014	89.62	20	0.0007	73.82	111	0.0012	74.53
Total wild animals		24478	0.3751	9.86	24949	0.8399	7.29	49427	0.5205	6.11
Fresh elephant carcass		0	0.0000	-	0	0.0000	-	0	0.0000	-
Recent elephant carcass		0	0.0000	-	8	0.0003	84.90	8	0.0001	84.90
Old elephant carcass		35	0.0005	96.85	0	0.0000	-	35	0.0004	96.85
Very old elephant carcass		35	0.0005	96.52	0	0.0000	-	35	0.0004	96.52
Total elephant carcass		70	0.0011	68.37	8	0.0003	84.90	78	0.0008	62.00
People		3842	0.0589	23.76	500	0.0168	55.01	4343	0.0457	21.96
Cattle		222661	3.4121	27.63	2055	0.0692	63.29	224716	2.3664	27.38
Sheep & goats		51591	0.7906	78.97	0	0.0000	0.00	51591	0.5433	78.97
Donkey		508	0.0078	51.19	0	0.0000	0.00	508	0.0053	51.19
Camel		391	0.0060	98.22	0	0.0000	1.00	391	0.0041	98.22
Total domestic livestock		275150	4.2164	26.82	2055	0.0692	63.29	277205	2.9191	26.62

Table 2a. Comparisons of mean Densities (N/100km²), Coefficient of Variation (in %) (CV%), trend (in %), value of *d* test and probability (*P*) for selected species on the total study area during aerial sampling counts in 2005 and 2010.

Species	2005		2010		Trends 2005-10	<i>d</i> test 2005-10	<i>P</i>
	N/100 km ²	CV%	N/100 km ²	CV%			
Elephant	1.24	45%	0.07	85%	-43.0%	1.986	< 0.05
Buffalo	17.55	25%	4.26	26%	-71.7%	2.731	< 0.01
Giraffe	0.71	42%	0.17	103%	-71.4%	1.656	NS >0.05
Lord's Derby eland	5.50	40%	1.67	47%	-76.2%	1.538	NS >0.05
Roan	5.39	21%	1.12	26%	-68.6%	3.358	< 0.01
Hartebeest	10.16	19%	2.96	18%	-75.3%	3.378	< 0.01
Waterbuck	0.40	53%	0.21	43%	-86.8%	0.048	NS >0.05
Buffon kob	3.87	29%	0.44	45%	-56.4%	2.932	< 0.01
Total	44.82	20%	10.91	14%	-71.7%	10.616	< 0.001

Table 2b. Comparisons of mean Numbers (N/100km²), Coefficient of Variation (in %) (CV%), trend (in %), value of *d* test and probability (*P*) for selected species on the total study area during aerial sampling counts in 1978 and 2010.

Species	1978		2010		Trends 1978-2010	<i>d</i> test 1978-2010	<i>P</i>
	N/100 km ²	CV%	N/100 km ²	CV%			
Elephant	36.94	6%	0.07	85%	-80.5%	17.269	< 0.001
Buffalo	32.13	43%	4.26	26%	-93.7%	2.017	< 0.01
Giraffe	1.30	0%	0.17	103%	-93.7%	6.417	< 0.001
Lord's Derby eland	5.60	39%	1.67	47%	-96.2%	1.699	NS >0.05
Roan	10.37	7%	1.12	26%	-93.0%	11.446	< 0.001
Hartebeest	48.18	19%	2.96	18%	-91.3%	4.857	< 0.001
Topi	12.12	0%	0.00	0%	∞		-
Waterbuck	4.54	12%	0.21	43%	-90.4%	7.856	< 0.001
Buffon kob	27.20	29%	0.44	45%	-87.1%	3.382	< 0.001
Total	179.18	10%	10.91	14%	-91.3%	8.981	< 0.001

Derby Eland shows a significant difference between mean numbers of 1978 and 2005 with a probability at level 0.10.

Fig 2 Long-term trends of large mammals between 1978 and 2010. Vertical bars represent Confidence Interval

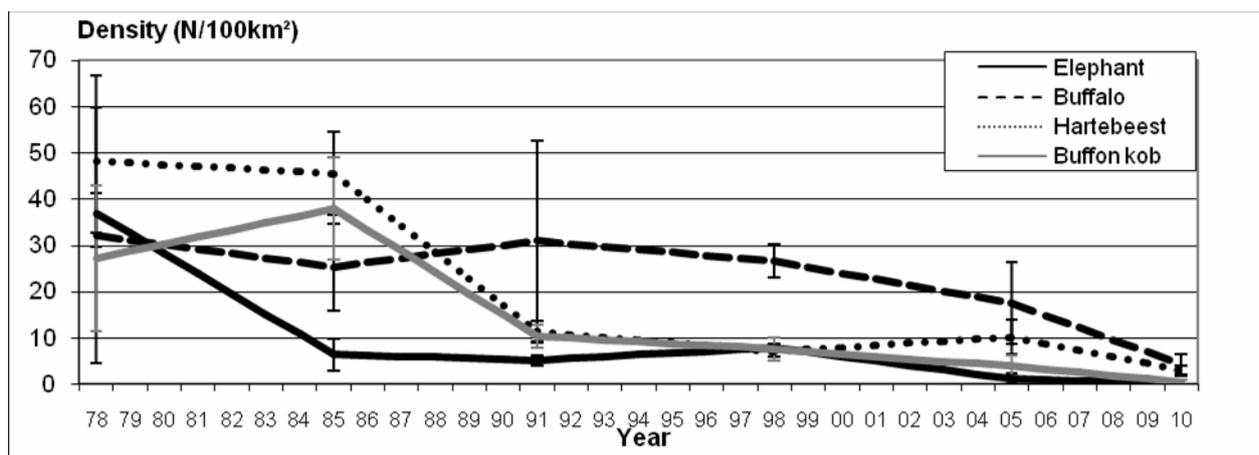


Fig. 2a. Elephant, Buffalo, Hartebeest and Buffon Kob

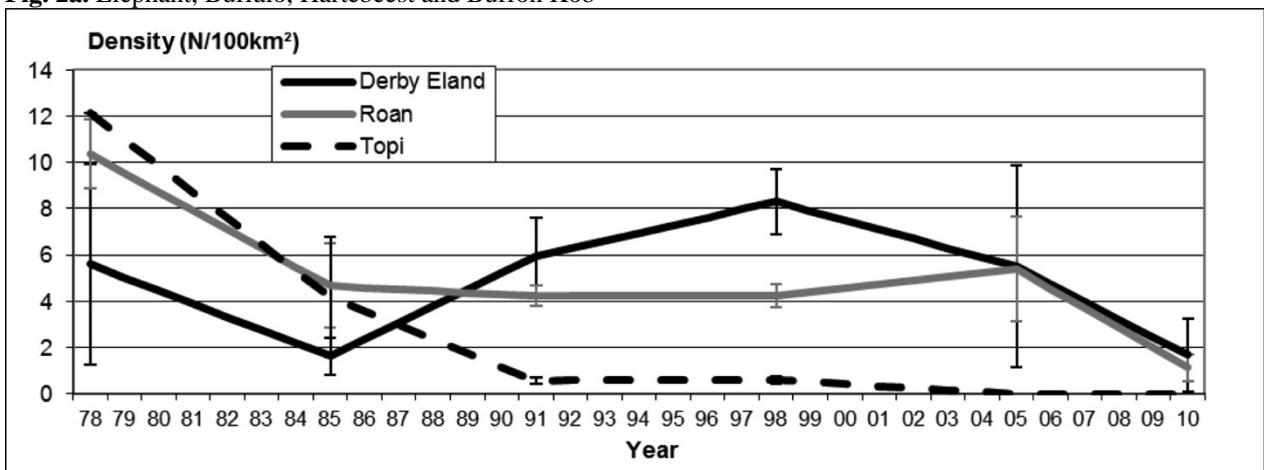


Fig. 2b Lord's Derby Eland, Roan and Topi

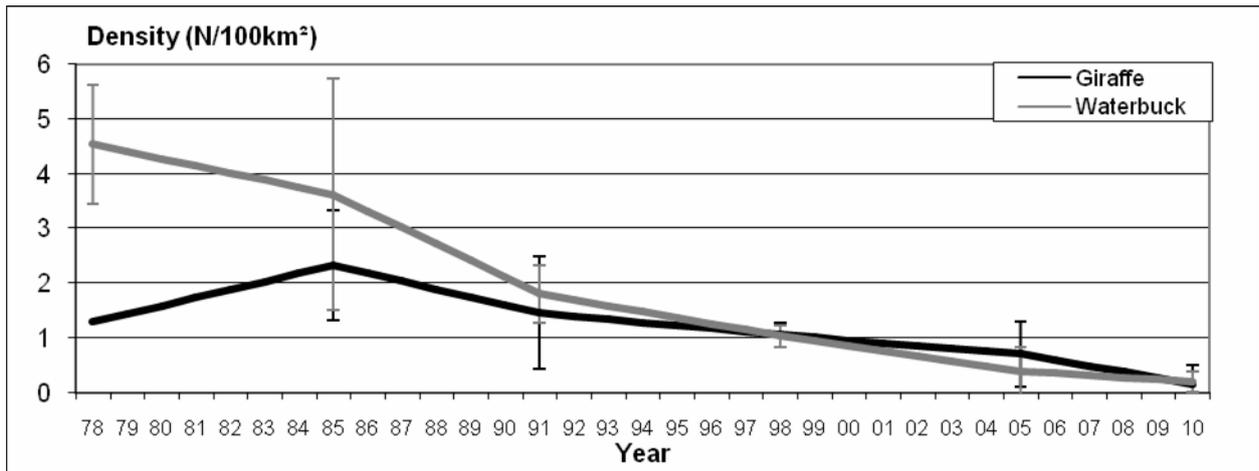


Fig. 2c Giraffe and Waterbuck

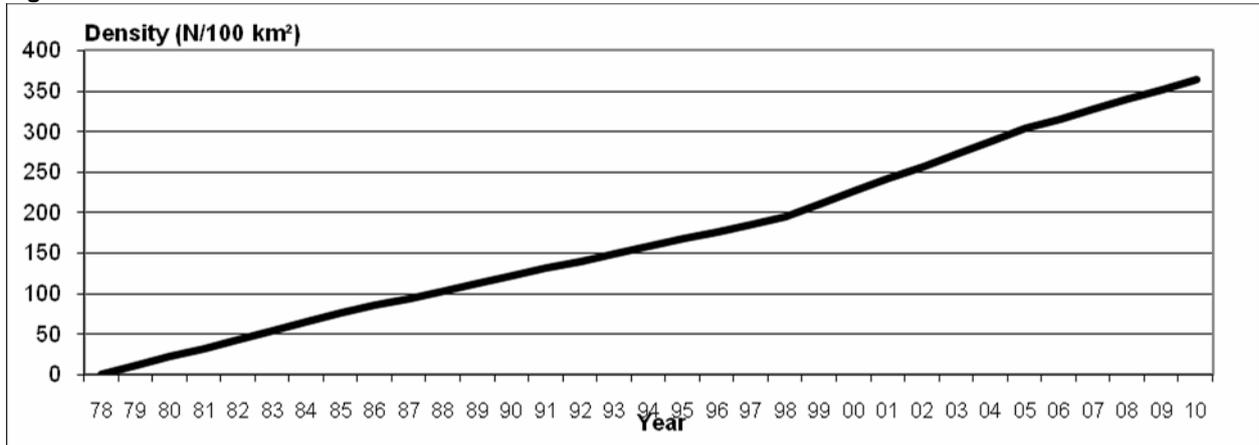


Fig. 2d Large Cattle

Discussion

The collapse of wildlife populations can be explained both by the increasing poaching of the early 1980's and by the rinderpest that decimated many of the larger antelopes and giraffe *Giraffa camelopardalis* (Ruggiero 1984; Delvingt and Lobão Tello2004) (Fig. 2a to c). Rinderpest is a viral disease affecting mainly wild ruminants. It appears during epidemic periods. It causes only a mild disease in cattle, with minimal mortality. Wildlife play an important role as sentinels of the disease, but although wildlife were important in the spread of the virus, they did not appear to act as reservoirs of infection (Kock & al 1999). There is no asymptomatic carrier in this disease. After viral periods of 10 to 15 days, cured animals don't keep the virus and are therefore not a danger for other animals any more. Rinderpest is not endemic in CAR (Hendrickx & al. 2001). Eland recovered following the disappearance of rinderpest and the start in the late 1980s of PDRN's law enforcement efforts that continued up to 2000, while elephant, hartebeest and roan antelope *Hippotragus equinus* stabilised until the ECOFAC phase III ended in 2005 (Fig. 2a to c). Others never recovered even during the PDRN-ECOFAC project's interventions (giraffe, buffalo, waterbuck *Kobus ellipsiprymnus*, topi, Buffon kob).

National parks and reserves are managed by the Ministry in charge of Environment with the support of the ECOFAC Program (Delvingt and Lobão Tello, 2004). The study area covered by the national parks and reserves is huge. It is located along international frontiers and thus vulnerable to foreign incursions from Darfur and Chad (Figure 1). The road networks are sparse and the guard forces are insufficient. No tourist has visited either national park for two decades. In contrast, hunting areas are managed by private operators with some help from ECOFAC, notably in terms of anti-poaching and building water ponds at the time of the survey. During the dry season, hunting areas concentrate far more management activities (road maintenance, safari hunting activities, anti-poaching) in a smaller area than National Parks (Roulet 2004).

While anti-poaching and community based wildlife programs (in community hunting areas) reduce local poaching, they do not prevent international intrusions. Giving CAR the ability to secure its own territory is thus crucial for biodiversity conservation in this area. Biodiversity will continue to decline if sub-regional armed conflicts are not tackled and CAR's national borders remain insecure. The recovery of wildlife is possible only if a strong regional political commitment is expressed and implemented in the field. The state, through land use planning and strong commitments, must take responsibility to regain its sovereignty over the area, re-establish security and manage biodiversity (Bouché *et al.*, 2009).

The absence of state authority explains also the socio-political troubles that evolved into a rebellion that resulted in the proliferation of weapons and the generalised lack of security. These problems were exacerbated by the recent troubles in the neighbouring Darfur and Chad. Then the interruptions of funds between the different phases of the ECOFAC project and the consequent irregular law enforcement efforts (Bouché *et al.* 2009) further added to the uncertainty within the area. The consequence was the devastating loss of wildlife shown in Table 2 and Fig. 2. The viability of these areas for wildlife seems unlikely without projects and external funds.

Heavy poaching pressure since the end of the 1980's is responsible for most of the wildlife decline. Some poachers, mainly foreigners, target elephants for ivory. Others, mainly local, target all species for bush meat (Bouché *et al.* 2009).

The elephants of northern CAR have suffered from the demand for ivory for more than 150 years (Bouché *et al.* 2009). More recently they have been afflicted by the ivory demand peaks of the 1980's (Douglas-Hamilton *et al.* 1985, Froment, 1985) and the last few years (Milliken *et al.* 2009; Wasser *et al.* 2010). In 2007 hunting guides discovered about 200 elephant carcasses in hunting areas and community hunting areas. The total number of elephants killed by poachers was estimated at three times this figure (Chardonnet and Boulet 2008). A part of the poached ivory was also smuggled by some local authorities (Froment 1985, pers. obs.).

Due to the paucity of elephants in the study area, the rate of poaching seems to have dropped off since 2008. For example, in 2009, foreign poachers hunted elephant only sporadically. However their caravans have been recorded in other regions of CAR that are several hundred km westward and southward from the study area. These recent events seem to show that ivory poaching expeditions are no longer profitable in North CAR and that attention has turned to other elephant populations that are more numerous and less shy.

Hunting pressure for bush meat remains intense even though local hunters are generally equipped only with muzzle-loaders and 12- bore shotguns. Local hunting remains the second direct threat on wildlife. The goal is to produce bush-meat for markets in the towns. In CAR little meat is produced from domestic livestock. Meat from domestic animals remains unaffordable for common people and so most people in CAR consume bush meat (Fargeot 2004). If the domestic bush-meat consumption of the less protected species is allowed, the commercial bush-meat trade of any species is forbidden. Weak law enforcement and the involvement of some local authorities in the bush-meat trade facilitates the availability of bush-meat in urban markets. In addition to local consumption, bush-meat is also traded across the border into Sudan and Chad (Bouché et al 2009).

Loss of habitat in a context of climate change

Since the 1980's Sudan has built large dams to hold water on tributaries of the Chari. These dams were built without taking into account the ecological consequences downstream in CAR. The combination of the dams' effects downstream has been the drying of some lakes and rivers in northern CAR during the dry season (pers. obs.). This contributes to the disappearance of water-dependent species such as elephant, hippopotamus, reedbuck and topi in some parts of the study area.

The loss of habitat in the North of CAR is a major consequence of the transhumant cattle invasion. Cattle originally restricted to the Sahelian range (Haessler et al. 2003), appeared in the study area for the first time in the early 1980's, having come from Chad. Later, cattle herds came from Sudan. This was the consequence of repeated droughts, that have afflicted the Sahelian strip since the early 1970's, and the dessication of the northern part of the Chari and Lake Chad Basin. Herders searched for better pastures and water during the dry season. The southward movement of cattle was also favoured by the trypanosomes' range decrease in the study area. At the same time cattle numbers increased with the demand for meat (PNUE 2002; UNEP 2006). To reduce conflicts with cultivators, transhumant herders entered protected areas where they found good pastures and clean water for their cattle (Sam et al. 2002; Prins 1992; Bouché et al. 2009). However cattle movements are forbidden in the protected areas out of designated transhumance corridors.

Cattle may transmit diseases to wildlife. The decline recorded between 1978 and 1985 can be partially explained by the transmission of rinderpest from cattle to several wild species (Giraffe, buffalo, antelopes) (Delvingt and Lobão Tello 2004) (Fig 2d). Furthermore, cattle also compete for water and pasture (Bouché et al. 2007; Bouché et al. 2009; Hibert et al. 2010). This partly explains the massive

reduction and extinction of the closest water-dependent species (elephant, buffalo, giraffe, reedbucks, topi etc.) (Fig 2 a to c) in the areas that cattle colonised.

This collapse of wildlife populations can be explained both by the increasing poaching of the early 1980's and by the rinderpest that decimated many of the larger antelopes and giraffe *Giraffe camelopardalis* (Ruggiero 1984; Delvingt and Lobão Tello2004) (Fig. 2a to c). Eland recovered following the disappearance of rinderpest and the start in the late 1980s of PDRN's law enforcement efforts that continued up to 2000, while elephant, hartebeest and roan antelope *Hippotragus equinus* stabilised until the ECOFAC phase III ended in 2005 (Fig. 2a to c). Others never recovered even during the PDRN-ECOFAC project's interventions (giraffe, buffalo, waterbuck *Kobus ellipsiprymnus*, topi, Buffon kob).

In addition, cattle herders poach wild animals and contribute to the ivory trade and the proliferation of light weapons. The effect of removing hippos *Hippopotamus amphibius* and elephants combined with increasing wood cutting by cattle herders has caused the beds of some of the large rivers to silt up. Grazing by hippos and elephants maintained some river channels and kept them open. Their removal resulted in the progressive invasion of vegetation that filled in the river channels. Combined with the wind and hydrologic erosion, some permanent rivers are finally drying up (pers. obs.). The consequence is the progressive drying of the most humid part of the Chari Basin. If this trend were to continue then cattle herders will push their colonisation towards the Congo Basin. Another expected consequence is the progressive drying of the entire Chari Basin and what remains of Lake Chad. This lake has already lost 70 to 90% of its original area since the 1960's (UNEP 2002). This could result in more climatic refugees from Chad. In that case, many Chadians would try to migrate to CAR, as their transhumant compatriots already do in the dry season. Many Chadian ethnic groups live on both side of the Chad-CAR border where they maintain strong contacts with each other. As the current Chadian population number is 3 times higher than the CAR one, there is the risk that conflicts in this region could intensify.

To the question: *Is the final countdown to wildlife extinction begun?* we addressed recently (Bouché et al. 2009) the answer is: the final countdown seems almost over for many large mammals, and for several species (rhinos, topi) it was over long ago. The future of the rest of the wildlife spectrum in this area is gloomy without a strong commitment to provide adequate funding and quickly implement determined field management. If turmoil and uncontrolled poaching can cause this level of loss in CAR, it could happen elsewhere too.

Several conservation measures have been described elsewhere (Bouché et al. 2009). Among these, future surveys are required to monitor wildlife numbers and distribution in order to assess the efficiency of law enforcement. The Phase IV of the ECOFAC project published a strategic plan for protected areas in Northern CAR. It proposes to reinforce the management of the current core areas for wildlife and to progressively manage the parts outside the core areas until the entire ecosystem

has been recovered. It also proposes to establish or reinforce cooperation with Chad and Sudan since they are facing similar problems (Poilecot 2010; UNEP 2006). This plan includes the possibility to split the parks into blocks of more manageable size. The blocks could then be rented to private operators. This would enable the State to regain control and then manage areas that have been effectively abandoned.

Despite this grim situation, the European Union will fund another conservation project that should start in early 2012. Nevertheless, additional donors are required to secure wildlife conservation in this huge area. If not, the 25 years of funding by the European Union will collapse with the wildlife that it was supposed to secure.

6.4 Wildlife Population Status in Community Hunting areas of Northern Central African Republic

Philippe Bouché^{1,2}, Cédric Vermeulen², Philippe Lejeune², Roland Nzapa Beti Mangué¹,
Florent Zowoya¹

Article soumis dans *Tropical Conservation Science*

¹ Composante ZCV Programme ECOFAC IV BP 1608 Bangui, Central African Republic

² Université de Liège, Faculté de Gembloux Agro-Bio-Tech. Unité de gestion des Ressources Forestières et des Milieux naturels, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.
Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgium

Abstract

Community Hunting Areas (CHA) of the Northern Central African Republic were created with the aim of providing revenue from wildlife to local communities. Game hunting is the CHA's main source of revenue. However none of the CHA was subject to wildlife counts to establish quota on a scientific basis. We carried out a line transect ground count from February to April 2009 at the end of the dry season in five Community Hunting Areas. The total area was 7,600 sq km. Results show that mammal density was 12.81 individuals /sq km (Coefficient of variation: 10.17%), of which 11.23 ungulates/sq km (Coefficient of variation: 10.36%). The majority of the ungulate populations can support international game hunting harvest. Off-take quotas have been proposed.

Introduction

The large, wild territories of Northern Central African Republic (CAR) are one of the most famous safari hunting destinations in Africa (Roulet 2004). Safari hunting in CAR has a 90 years history (Roulet 2004). Hunting guides, for the most part European, rent a hunting area in exchange for taxes to the Ministry in charge of wildlife and hunting and to local municipalities. Until the 1990s, little or no money was returned to local people living nearby or in hunting areas.

Community Hunting Areas (CHA) of Northern CAR is the first system of its kind in Central Africa to regulate safari hunting. It was launched and supported by European Union funded Programmes (PDRN - Programme de Développement de la Région Nord - and ECOFAC: Conservation et Utilisation Rationnelle des Ecosystèmes Forestiers d'Afrique Centrale) in 1992 with the aim of providing revenue from wildlife to local communities (d'Espinay et al. 2002; Boulet et al. 2003; Bouché et al. 2010). Local people rent community hunting areas to professional hunting guides who attract safari hunting clients from abroad. Safari hunting fees and taxes are paid directly to communities. Part of the revenue goes to municipalities (10%) and to the state (12%). This system provides a significant amount of money directly to local communities (around 150 000 Euros per year for 6 active community hunting areas), and they have used the funds to support social services (schools, health centres, pensions, employments etc.) (Boulet et al. 2003; Bouché et al. 2010).

Since 2000, the 6 CHA have earned a bit less than 1.2 million Euro in nine hunting seasons, benefiting 7300 inhabitants. The CHA creates 600 man month full time jobs for 11 different professions (accountant, field manager, ecologist, first aid worker, chemist, teacher, watchers etc.) and 41 000 man month of temporary jobs annually. Employment represents 80% of CHAs' budget (Bouché et al. 2010). CHA help fund pensions for more than 210 elderly people (Bouché et al. 2010).

CHA revenues enable the building and maintenance of 64 buildings, of which 11 schools, 10 community clinics, 2 community pharmacies, 13 wells and office and flats for personnel (Bouché et al. 2010).

It must be highlighted that the minimum health and education services are nonexistent outside of the main villages or cities of the region. The social services the CHAs afford are thus well appreciated by local people. School attendance, scholar rates and access to higher degrees (secondary school) was better in villages benefiting from CHA than in others (Bouché et al. 2010). It is not rare to record children from non beneficiary villages located as far as 200 km away in the schools financed by CHA (pers. obs). CHA also support several students from the communities at the University of Bangui.

In 2009 the CHAs became institutionally independent by incorporating as a recognised association. Each CHA is managed by a management committee that is elected during an annual general assembly of all villagers in the CHA's area. The management committee is assisted by a technical staff in charge of all technical duties (accounting, wildlife management, building water points, roads building and maintenance, ecological monitoring, relations with hunting guides etc.). During each CHA's general assembly, local communities debate the annual budget, choose the investments for the next year and vote (bi-annually) for a new committee. Local people are thus free to choose, through democratic means, how to use the annual safari hunting revenues. Local authorities often chair the general assembly and the hunting guides who rent the CHA are invited to it, but, according to the rules of the association, none of them have the right to vote or to influence the choice of the communities (Bouché et al. 2010).

Game hunting is the CHA's main source of revenue, but however none of the CHA was subject to wildlife counts to establish quota on a scientific basis.

Aerial surveys in 1985 (Douglas Hamilton I, Froment J-M, Doungoube G and Root J (1985) Recensement aérien de la faune dans la zone Nord de la République Centrafricaine. Aménagement de la faune. République Centrafricaine. FAO report. FO CAF/78/006. Document de travail 5) 1991, 1998 (PDRN (1998) Situation de la faune de grande taille dans les zones protégées du Nord de la RCA. Pages 22-69 in. Rapport annuel. UE/FED. NORCADEV, RCA) and 2005 (Bouché et al. 2009), assessed the wildlife status of Northern CAR. Although regular aerial surveys are necessary to monitor wildlife on a large scale, aerial survey results underestimate the population of mammal species smaller than the buffalo *Syncerus caffer* (Jachmann 2002; Redfern et al. 2002). This is particularly the case in closed woodland habitats such as those existing in Northern CAR. It is thus difficult to establish off-take quotas for game animals from aerial survey results, except maybe for buffalo. Otherwise the studies of 1985 and 2005 only covered a small part of the hunting sector and CHAs and are thus of little use for establishing quotas.

This goal of this paper is to present the status of various mammals in the CHAs during the 2009 dry season. It presents early results of the impact of the game hunting on wildlife populations.

Material and Methods

Study area

This study was conducted in the five more active CHA of the North-eastern Central African Republic (CAR). These CHA are those of Bamingui Bangoran (893 km²), Koukourou Bamingui (1.940 km²), Idongo Da Bangoran (2.286 km²), Manovo Zamza (2.037 km²) and Bohou Kpata (451 km²) totaling 7.607 km² (Fig 1).

The study area is part of the 125 000 sq km northern CAR savannah ecosystem, which extends to the north into Chad. This area is a patchwork of national parks (Bamingui-Bangoran and Manovo Gounda Saint Floris), wildlife reserve (Vassako Bolo), hunting sectors and community hunting areas (Fig 1).

Climate is characterised by three seasons: a cold dry season from November to end of February, a hot dry season from March to April and a rainy season from May to November. During the cold dry season the Harmattan, a dry cold wind coming from the North-east that dries out the vegetation, blows. In the rainy season the monsoon wind blows from the South-west. Annual rainfall varies between 600 mm in the north of the study area and 1.200 mm in the south. Mean annual temperature varies between 25 to 30°C with extremes of 17°C and 45°C (Delvingt and Lobão Tello 2004).

Several rivers or streams cross the area. The most important are the Bamingui, Bangoran, Bohou, and Zamza. The two first are tributaries of the Chari River, which feeds Lake Chad, and the last two are tributaries of the Ubangui River, part of Congo Basin. Water availability is an essential factor for wildlife survival in the northern part of the study area during the dry season.

Habitat is mainly composed of bushy to woodland savannah with *Vittelaria paradoxa*, *Combretum spp.*, *Acacia spp.*, *Anogeissus leiocarpus*, *Azelia africana*, *Burkea africana*, *Isobertinia doka*, *Terminalia spp.* and by forest galleries with *Daniellia oliveri*, *Terminalia spp.*, *Anogeissus leiocarpus*, *Khaya senegalensis* and *Rafia sudanica* distributed along main rivers (Delvingt and Lobão Tello 2004).

Large game represents a large diversity of savannah and forest animals due to the fact that savannahs and deep gallery forests overlaps in the study area. This survey concerned the following large mammal species (Kingdon 1997): elephant (*Loxodonta africana*), giraffe (*Giraffa camelopardalis peralta*) buffalo (*Syncerus caffer brachyceros* and *aequinoxialis*) giant Lord's Derby eland (*Taurotragus derbianus gigas*), roan antelope (*Hippotragus equinus bakeri*), hartebeest (*Alcelaphus*

buselaphus lelwel), waterbuck (*Kobus ellipsiprymnus defassa*), Buffon kob (*Kobus kob kob*), bushbuck (*Tragelaphus scriptus scriptus*), reedbuck (*Redunca redunca redunca*), warthog (*Phacochoerus africanus africanus*), redbog (*Potamochoerus porcus* Oribi (*Ourebia ourebia goslingi*), common duiker (*Sylvicapra grimmia rosevelti*), red flanked duiker (*Cephalophus rufilatus rubidior*) and baboon (*Papio anubis*) (Delvingt and Lobão Tello 2004).

Several human communities live in the study area. In 2005 the total population was 60 000 inhabitants scattered across the area. The human density is very low (< 0.5 inhabitant/sq km). Subsistence agriculture and hunting are the communities' main activities. Some of them practised commercial bush meat hunting to provide bush meat to city centres. Cattle herding is another important economic activity practised by several nomadic ethnic groups coming mainly from Chad and Sudan (Roulet PA (2005) Etude socio-économique dans les préfectures de la Vakaga et du Bamingui Bangoran. Nord-Est de la République Centrafricaine. COOPI, Cybertracker Foundation, Union Européenne).

For more than a century this area has been under the pressure of foreign poachers coming mainly from Sudan and Chad (Delvingt and Lobão Tello 2004). With time, the poachers became better armed, and many now carry automatic rifles as they raid for bush meat but mainly for ivory (Ruggiero 1984; Spinage 1986; Delvingt and Lobão Tello 2004). The quasi absence of state authority and the very low human density left huge areas free of control, which has favoured illegal activities. Historical and ecological links between Darfur in Sudan, Salamat in Chad and the Northern CAR encouraged Chadian and Sudanese to consider Northern CAR their natural resource reserve (Bouché et al. 2009).

Counting

We carried out a line transect ground count (Burnham et al. 1980; Buckland et al. 1993, 2001) between 19/02/2009 and the 13/04/2009 in the 5 CHA of Bamingui Bangoran, Koukourou Bamingui, Idongo Da Bangoran, Manovo Zamza and Bohou Kpata.

9 to 14 teams of 3 persons carried out the survey. A head of team in charge of data recording and 2 observers in charge of spotting and helping to count animals composed each team. The team walked in line along a transect and recorded direct or indirect (spoor, dungs) animal or human presence. We counted live animals as precisely as possible. For each live animal contact, we measured the radial distance with a laser range-finder (Bushnell Yardage Pro800™, Cody, Overland Park, Kansas, USA), while we measured with a compass (Sylva 15 TBCL™, Sollentuna, Sweden) the angle between the transect line and the line joining the observer to the animal or the geographic centre of a group of animals. For dung or scat we measured the perpendicular distance directly with a tape measurer in a limited width of 10 m on each side of the transect.

Navigation was done with a compass and a GPS. Prior to the survey, a training and selection process were implemented to determine the best head of team and observers.

Transects were started between 5:30 and 6:00 AM benefit from the coolest hours of the day. At that period of the year, high temperature influences the behaviour of animals, which trend to shelter in the shade during the hottest hours of the day.

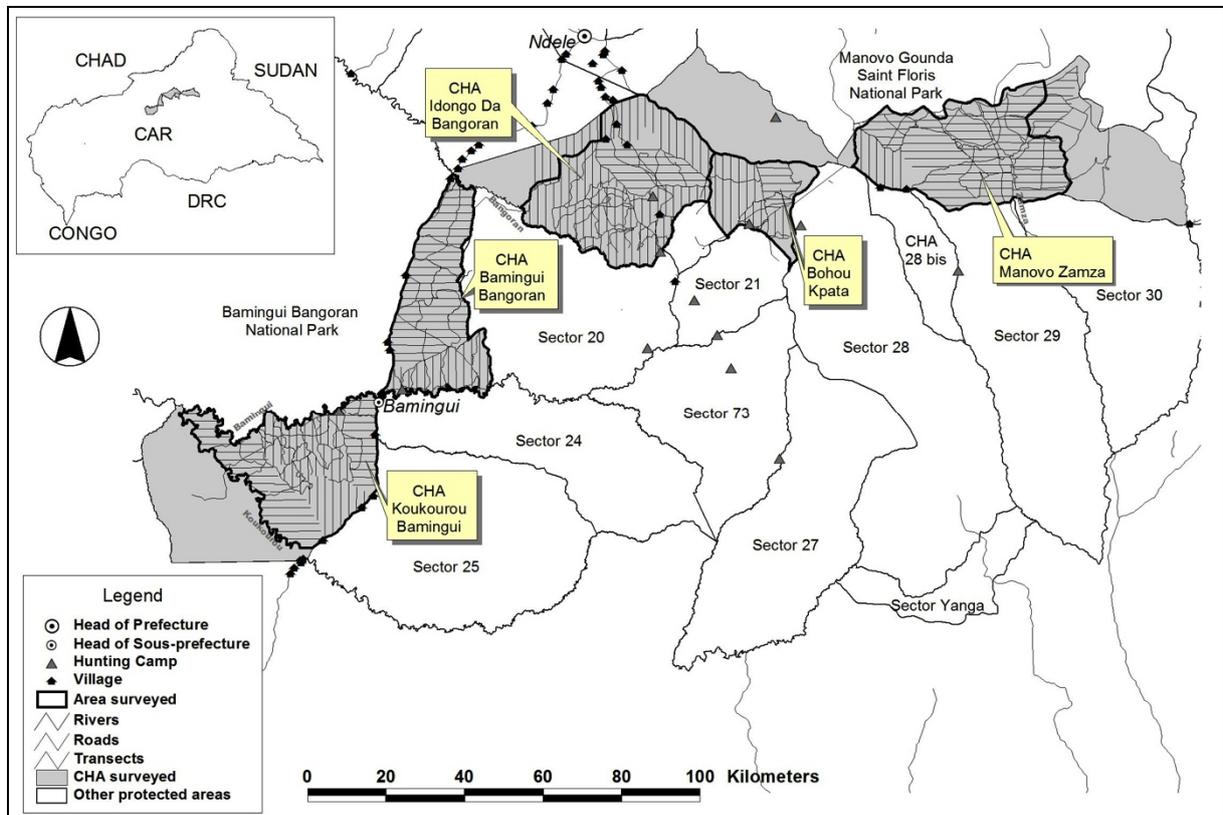


Fig 1 Community Hunting Areas (CHA) of Northern Central African Republic surveyed

Sampling Plan

Each CHA was divided in blocks limited by roads. In each block a series of 2 km spaced transect were generated by GIS, defining a systematic sampling plan (Fig 1).

Each transect was designed to be as short as possible. This allowed the teams to walk no more than 4 hours at a speed of 3 km per hour. The longest transect did not exceed 12 km. This helped limit the team's fatigue, allowed time to spot the animals and record precise measures, and to finish the transect before the hottest hours of the day.

This study concentrated on certain parts of some CHAs because the road network in other parts was not sufficiently dense or homogeneous. Some transects were not covered due to accessibility problems.

In total 257 transects represented 2171.8 km were covered in an area of 4913.6 sq km representing 81% of the area really exploited for safari hunting (Roulet PA (2009) Bilan technique des zones cynégétiques villageoises, saison 2008-09. Composante ZCV Nord. ECOFAC IV RCA. BRLi, GFA, DFS).

Data analysis

Ground count data analysis was performed using the Programme DISTANCE 5.0 release 2 (Thomas et al. 2006 a & b). We performed a pre selection and selection model according to several steps (Jachmann 2001).

Results

Mammal populations

There was a total of 674 contacts for 1914 observed individuals, comprising 15 wild species (Table 1).

The ungulate and baboon density are highly variable from one CHA to another. The mean mammal density varied between 6 to 20 animals / sq km.

The total antelope mean density represented 11.23 animals/sq km and 12.81 animals / sq. km if the baboon density is added. The total biomass is about 1400 kg / sq. km; of which eland and buffalo represent more than 54%.

Warthog and common duiker are the most numerous species, representing more than 35% of the total population estimates, with densities for each species exceeding 2 animals per sq km.

Safari hunters' main target animals (eland, buffalo, roan) live in densities varying from 0.5 to more than 1 animal/km².

Reduncini (waterbuck, Buffon kob and reedbuck) and yellow back duiker show particularly low densities.

Discussion

Species status

The global animal density (Table 1) is certainly not at the maximum of the carrying capacity, but most of the species still live in sufficient density to hope for a population restoration if appropriate field management is practised.

Table 1. Results of Mean Density, Number Estimate, Coefficient of Variation in Percent (%), Lower and Upper limits of the 95% Confidence Interval, % of total density, mean weight, biomass/sq km, % of total biomass for various wild species, observed in the 5 Community Hunting Areas.

Species	Density	Number	CV%	Confidence interval 95%		% of Total	Mean	Biomass	% of
	N/sq km	Estimate		Lower limit	Upper Limit	Density	Weight (kg)*	kg/sq km	Biomass
Lord's Derby Eland	1.19	5,870	58.40	1,964	17,543	9.29%	450.0	535.5	37.22%
Buffalo	1.10	5,391	61.77	1,713	16,963	8.58%	359.0	394.9	27.45%
Roan	0.51	2,503	40.48	1,150	5,391	3.98%	217.0	110.7	7.69%
Hartebeest	1.02	5,033	26.55	3,007	8,424	7.96%	132.0	134.6	9.36%
Waterbuck	0.09	443	-			0.70%	132.0	11.9	0.83%
Buffon kob	0.16	787	69.48	221	2,798	1.25%	55.0	8.8	0.61%
Bushbuck	0.82	4,028	18.82	2,790	5,815	6.40%	33.3	27.3	1.90%
Reedbuck	0.05	258	-			0.41%	23.5	1.2	0.09%
Warthog	2.18	10,705	15.71	7,872	14,557	17.01%	50.0	109.0	7.58%
Bush pig	0.43	2,134	45.63	885	5,146	3.36%	45.0	19.4	1.34%
Oribi	0.27	1,346	33.97	697	2,599	2.11%	23.5	6.3	0.44%
Yellow back duiker	0.05	250	-			0.40%	13.1	0.7	0.05%
Common duiker	2.35	11,565	11.08	9,310	14,368	18.34%	12.4	29.1	2.03%
Red flanked duiker	0.81	3,960	16.38	2,875	5,456	6.32%	11.0	8.9	0.62%
Blue duiker	0.20	980	45.08	411	2,336	1.56%	5.0	1.0	0.07%
Total ungulates	11.23	55,253	10.36	45,078	67,589	87.67%		1,399.3	97.25%
Baboon	1.58	7,751	37.11	3,800	15,806	12.33%	25.0	39.5	2.75%
Total	12.81	63,004	10.17	51,609	76,811	100.00%		1,438.8	100.00%

The density of yellow back duiker was probably underestimated (Table 1), because the view is limited in the thick habitat where this species lives and the survey was not specifically designed for this species. It is likely that the team missed many of them. A specific survey in the habitat used by this species is required.

However, reedcincini populations (reedbuck, Buffon Kob and waterbuck) are quite low. These populations suffered mainly from poaching and to a lesser extent from disease (Delvingt and Lobao Tello 2004). These species are very vulnerable to poaching because their habitat restrictions and behaviour make them easy to hunt (pers. obs.).

Of the species mentioned in Table 1, this survey highlights the critical situation for several species (elephant, giraffe, hippopotamus) that were numerous in the ecosystem in the past decades, but have vanished since, mainly due to poaching, diseases and drought (Delvingt and Lobao Tello 2004).

During this survey, only one elephant was observed while in the 70's elephants were estimated at around several thousand in that area (Froment J-M (1985) L'exploitation des éléphants. Bangui: FAO/Haut Commissariat Charge du Tourisme des Eaux Forêts Chasses et Pêches. FAO. CAF/78/006. Document de travail no 3.; Loevinsohn ME (1977) Analyse des résultats de survol aérien de 1969-70. Empire Centrafricain. FAO. CAF/72/010. Document de travail no 7.). Elephant is the main target of foreign poachers (mainly Sudanese), exclusively for ivory. Meat was in all cases abandoned. Most of ivory is sold in Omdurman and Khartoum, long known as major African ivory

markets (Martin and Hillman-Smith 1999; Martin and Stiles 2005; CITES 2007). However, a part of the poached ivory is also smuggled by some local authorities (pers. obs). In 2007 about 200 elephant carcasses were discovered by hunting guides in hunting and community hunting areas alone. The total number of elephants poached was estimated at 3 times this figure (Chardonnet and Boulet 2008). On the basis of field observation, 100 to 150 individuals still lived between Bamingui Bangoran and Manovo Zamza CHA at the beginning of the 2009 dry season. Due to the continual harassment it is doubtful that even the half survived today.

Giraffe were observed in Bamingui Bangoran CHA out of this count during team transfer by car. Nine individuals were counted. Besides this sighting, several spoors were recorded in Bohou Kpata and Manovo Zamza. Several individuals were also observed in Sector 20 (Fig 1), where several individuals are known to live. The total figure for the giraffe likely does not exceed 20 to 30 individuals in the CHA and neighbouring hunting sectors. This figure seems stable since the 90s (PDRN 1998). Giraffe suffered both from poaching and from the rinderpest in the 80s (Delvingt and Lobao Tello 2004).

Table 2. Lower limit. mean Estimate. minimum off-take quota (min quota) maximum off-take quota (quota max). realised quota in 2008-09 and requested by safari operators for 2009-10. Quota is calculated by applying 2% off-take for the buffalo and 3% for other ungulates and baboon. Numbers in bold: quota superior to the Maximum Quota. Numbers in bold and italic: quota lying between Minimum and Maximum Quota.

Species	Lower	Number	Minimum	Maximum	Realised	Requested
	Limit	Estimate	Quota	Quota	2008-09	2009-10
Lord's Derby Eland	1,964	5,870	59	176	26	41
Buffalo	1,713	5,391	34	108	44	58
Roan	1,150	2,503	35	75	15	24
Hartebeest	3,007	5,033	90	151	24	28
Waterbuck		443	0	13	0	10
Buffon kob	221	787	7	24	0	5
Bushbuck	2,790	4,028	84	121	14	21
Reedbuck		259	0	8	0	1
Warthog	7,872	10,705	236	321	15	26
Bush pig	885	2,134	27	64	11	19
Oribi	697	1,346	21	40	7	15
Yellow back duiker		250	0	8	5	13
Common duiker	9,310	11,565	279	347	12	22
Red flanked duiker	2,875	3,960	86	119	22	29
Blue duiker	411	980	12	29	5	13
Baboon	3,800	7,751	114	233	18	40
Total			1,084	1,836	218	365

Hippopotamus were once widespread in the streams of northern CAR (Loevinsohn ME (1977) Analyse des résultats de survol aérien de 1969-70. Empire Centrafricain. FAO. CAF/72/010. Document de travail no 7.). Hippos are today confined to few spots, increasing their vulnerability (Safari guide pers. comm.). Two groups, totalling 22 individuals, were observed in the Bamingui River, which is the limit between Koukourou Bamingui and Bamingui Bangoran National Park. In 1991, 25 animals were counted at the same spot, while 28 were recorded there in 1998.

Concerning carnivores (lion and leopard), forest species (bongo and giant forest hog) and sitatunga, even though spoors were recorded during the survey, the method used was inappropriate to count these species and it is impossible to provide even a rough estimate of their density. Specific methods and survey design are required for these species.

Comparisons to other counts

The results of aerial counts led in 1985 and 2005 (Douglas Hamilton I, Froment J-M, Doungoube G and Root J (1985) Recensement aérien de la faune dans la zone Nord de la République Centrafricaine. Aménagement de la faune. République Centrafricaine. FAO report. FO CAF/78/006. Document de travail 5; Bouché et al. 2009) are quite difficult to use for comparison purposes with those of this study because they covered only part of the 2009 study area.

However, the PDRN undertook 2 surveys during the rainy seasons of 1991 and 1998 covering Bamingui Bangoran and de Manovo Gounda Saint Floris national parks, as well as the Sangba Pilot Area (PDRN (1998) Situation de la faune de grande taille dans les zones protégées du Nord de la RCA. Pages 22-69 in. Rapport annuel. UE/FED. NORCADEV, RCA). At that period the Sangba Pilot Area covered the current Bamingui Bangoran, Idongo Da Bangoran, Bohou Kpata community hunting areas, as well as the current Sectors 20, 21, 24, 73 (PDRN (1998) Situation de la faune de grande taille dans les zones protégées du Nord de la RCA. Pages 22-69 in. Rapport annuel. UE/FED. NORCADEV, RCA; d'Espinay et al. 2002) totalling an area of 9508 sq km (Fig 1). Although the size is greater, this area covers the majority of the CHAs surveyed in 2009 and the same habitats.

1991 and 1998 survey results were obtained from the synthesis of different methods, including aerial counts and foot reconnaissance, notably during surveillance patrols (PDRN (1998) Situation de la faune de grande taille dans les zones protégées du Nord de la RCA. Pages 22-69 in. Rapport annuel. UE/FED. NORCADEV, RCA). The results are not presented in a classic way (estimate, density, confidence interval). The reports present only the range of estimates for most of the species. For the purpose of comparisons the mean estimate for each estimate range was converted in density. The results are compared in Table 3.

Table 3 shows that the 2009 densities are globally larger except for the buffalo, the yellow back duiker and the blue duiker, for which they are similar. However it would be inappropriate to conclude that animal numbers increase or remained stable between 1998 and 2009. The difference between the results of 2009 and those of 1991 and 1998 can be partly explained by the fact that aerial counts study the majority of the animal species (PDRN (1998) Situation de la faune de grande taille dans les zones protégées du Nord de la RCA. Pages 22-69 in. Rapport annuel. UE/FED. NORCADEV, RCA) underestimate the species of sizes smaller than buffalo (Jachmann 2002; Redfern et al. 2002), even in open habitats. For the 1998 study, the relatively close habitat of the Sangba Pilot Area increases the probability that observers missed some herds. It is largely recognised that poaching, diseases and drought played a major role in the population erosion of most of the mammals for decades. (Ruggiero

1984; Spinage 1986; Delvingt and Lobão Tello 2004). It is likely that the results of 1991 and 1998 were underestimated.

Impact of large game hunting and off-take quotas

CAR is a major destination for African large game international hunters. Northern CAR offers hunters a large range of prestigious endemic game - including bongo, buffalo, Lord's Derby eland, western greater kudu, roan, leopard and lion - living in a variety of habitat.

We applied a hunting off take quota rate of 2% for buffalo and 3% for other ungulates to the lower limit of the confidence interval (minimum quota) and the mean estimate (maximum quota). These rates are conservative and correspond to the old animals' age class and thus the regeneration of the trophy in the population (Bell 1984). We assumed that the attributed quotas should not exceed the maximum quota.

Table 2 shows that for all species considered, the realised quotas in 2008-09 are lower than the minimum quota except in the case of the buffalo. Except in the case of the yellow back duiker, the requested off-take quotas for the season 2009-10 are lower than the maximum quota.

The realised off-take quota in 2008-09 and the requested quota for 2009-10 represent 20.1% and 33.7% respectively, of the minimum quota.

Management implication

The impact of sport hunting on game populations is minimal in the 5 CHAs of Northern CAR (Table 2). It is advisable to progressively increase the realised off-take quotas in order to reach the minimum quota for all species except the buffalo. The more the hunting activity will be important, within the limits of the available quotas, the more this will disturb local poaching activities. An increase in safari hunting also means an increase in job opportunities for local people as well as income for hunting guides, the communities and the state. Wildlife line-transect count should be pursued in the next years to establish future quotas.

Table 3. Density (N/km²) comparison of different species from the 1991 and 1998 surveys (from PDRN 1998) with the mean density of this study

Species	1991	1998	2009
Lord's Derby Eland	0.07	0.09	1.19
Buffalo	0.87	1.05	1.10
Roan	0.04	0.04	0.51
Hartebeest	0.18	0.15	1.02
Waterbuck	0.01	0.01	0.09
Buffon kob	0.08	0.01	0.16
Bushbuck	0.42	0.18	0.82
Reedbuck	0.02	0.01	0.05
Warthog	0.13	0.26	2.18
Bush pig	0.18	0.29	0.43
Oribi	0.13	0.13	0.27
Yellow back duiker	NA	0.06	0.05
Common duiker	0.21	0.34	2.35
Red flanked duiker	NA	0.18	0.81
Blue duiker	NA	0.18	0.20

Chapitre 7. Évolution des populations d'éléphant

Will elephants soon disappear from West African savannahs?

Philippe Bouché¹, Iain Douglas-Hamilton², George Wittemyer^{2,3}, Aimé J. Nianogo⁴, Jean-Louis Doucet¹, Philippe Lejeune¹, Cédric Vermeulen¹

Article publié dans *PLoS ONE* 6 (6). e20619.doi:10.1371/journal.pone.0020619.

¹ Unité de Gestion des Ressources Forestières et des Milieux naturels. Université de Liège Gembloux Agro-Bio Tech. Gembloux. Belgium.

² Save The Elephants. Nairobi. Kenya

³ Department of Fish, Wildlife and Conservation Biology. Colorado State University. Fort Collins. CO. USA

⁴ Programme pour l'Afrique Centrale et Occidentale (PACO). International Union for Conservation of Nature (IUCN). Ouagadougou. Burkina Faso

Abstract

Precipitous declines in Africa's native fauna and flora are recognized, but few comprehensive records of these changes have been compiled. Here, we present population trends for African elephants in the 6,213,000 km² Sudano-Sahelian range of West and Central Africa assessed through the analysis of aerial and ground surveys conducted over the past 4 decades. These surveys are focused on the best protected areas in the region, and therefore represent the best case scenario for the northern savanna elephants. A minimum of 7,745 elephants currently inhabit the entire region, representing a minimum decline of 50% from estimates four decades ago for these protected areas. Most of the historic range is now devoid of elephants and, therefore, was not surveyed. Of the 23 surveyed elephant populations, half are estimated to number less than 200 individuals. Historically, most populations numbering less than 200 individuals in the region were extirpated within a few decades. Declines differed by region, with Central African populations experiencing much higher declines (-76%) than those in West Africa (-33%). As a result, elephants in West Africa now account for 86% of the total surveyed. Range wide, two refuge zones retain elephants, one in West and the other in Central Africa. These zones are separated by a large distance (~900 km) of high density human land use, suggesting connectivity between the regions is permanently cut. Within each zone, however, sporadic contacts between populations remain. Retaining such connectivity should be a high priority for conservation of elephants in this region. Specific corridors designed to reduce the isolation of the surveyed populations are proposed. The strong commitment of governments, effective law enforcement to control the illegal ivory trade and the involvement of local communities and private partners are all critical to securing the future of elephants inhabiting Africa's northern savannas.

Introduction

Overexploitation of African elephants (*Loxodonta africana*) over the past two centuries has resulted in serious range reduction, local extirpation, and large scale declines of this keystone species (Douglas-Hamilton 1987, Roth & Douglas-Hamilton 1991, Barnes 1999, Bouché & Lungren 2004). Declines have accelerated in the last four decades (Blanc 2007, Douglas-Hamilton 2009). This conservation disaster has been largely over-looked in part due to the contrasting context of growing elephant populations in other regions of Africa (Blanc 2007, Douglas-Hamilton 2009). The sub-regional differences in the status of Africa's elephants, with populations of least concern in southern Africa and threatened populations in the rest of the continent IUCN (2010), perpetuate the disagreement regarding ivory trade and debates about ivory trade bans at the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). Characterizing the status of elephants across the continent is critical for local conservation and management authorities as well as decisions regarding international regulations of the species.

Until the 1950s, African elephants were still widely distributed across the Sudano Sahelian range [0]. Even after the 1950s some elephant populations migrated between protected areas, mainly along

scattered relics of the former Sudanian savannah habitat extending from Senegal to the Nile River (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Bouché & Lungren 2004). However, rapid human population growth and related land use changes have seriously altered this region. In particular, the West African portion of this range has long carried the largest and some of the fastest growing human population of the continent (Barnes 1999, PNUE 2002). Consequently many of their original habitat have been transformed into agro-pastoral areas. The Central African portion of this range has also experienced rapid human population growth and related land use changes, the major threats in this region are unregulated deforestation and road development that facilitates the penetration of hunters into former pristine habitat (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Bouché & Lungren 2004).

The ecological importance of the remaining elephant populations is well documented (Roth & Douglas-Hamilton 1991, Barnes 1999, Blanc 2007, Blake & al 2007), emphasizing the importance of the conservation of the elephants in these regions. In addition, genetic evidence suggest that the savannah elephants in West Africa may be differentiated from the Eastern and Southern African elephant populations at a level that merits special consideration, but their taxonomic status remains uncertain (Eggert & al 2002). Despite their recognized importance, a large scale overview of elephant population trends in the northern African savannahs has never been published. Here, we analyze elephant population trends in the Sudano Sahelian range during the last 40 years, describe the geographical distribution of elephants, and suggest priorities for conservation.

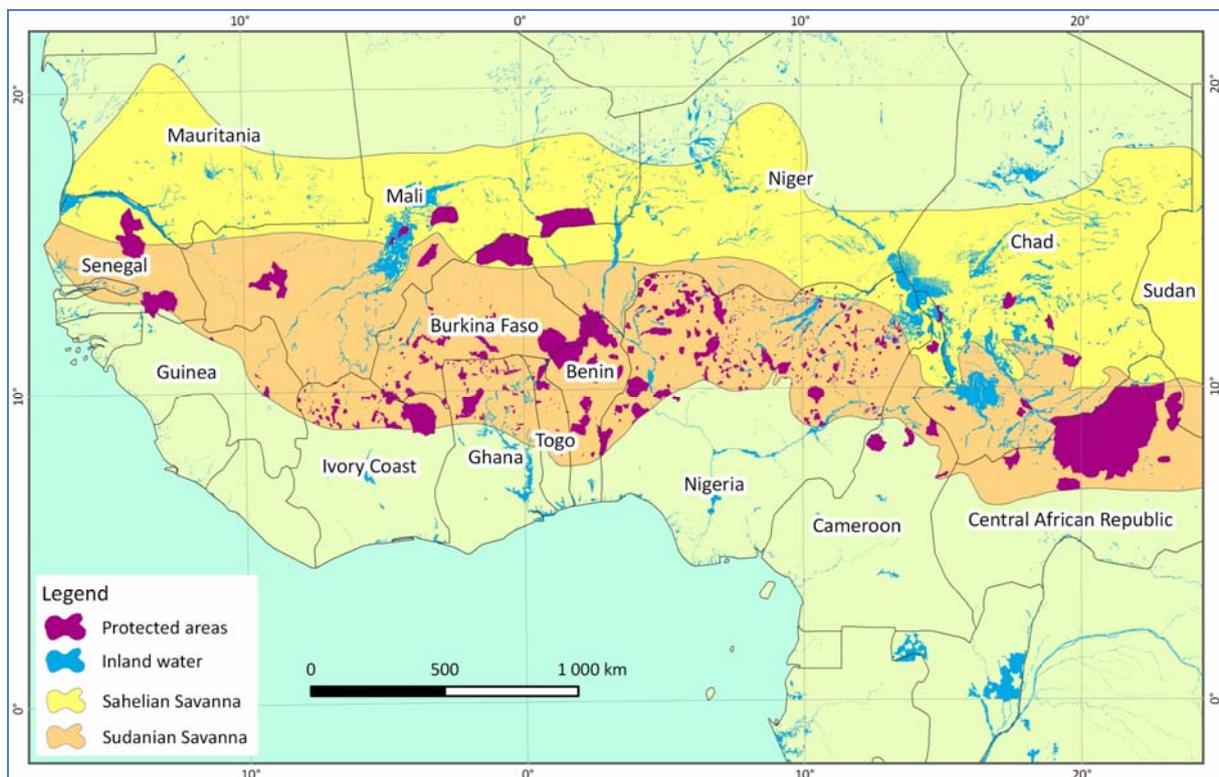


Figure 1. Protected areas in the Sudano Sahelian Range

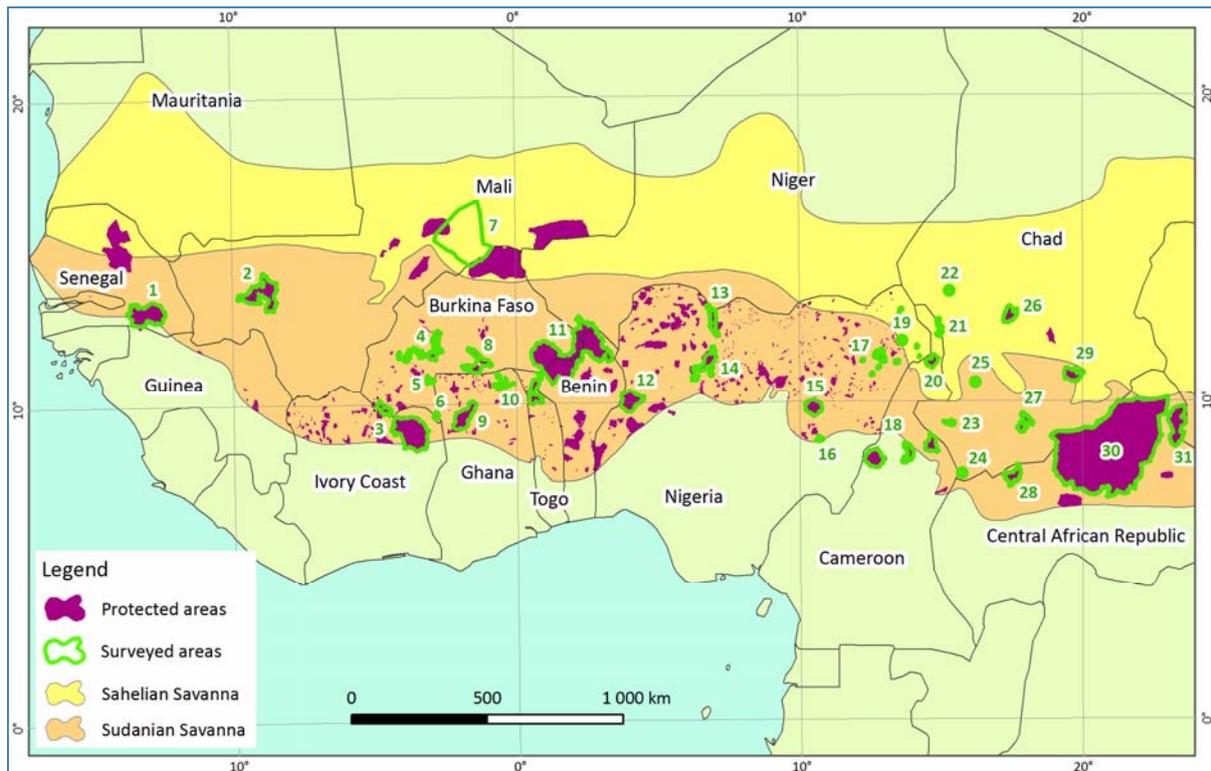


Figure 2. Protected areas surveyed. Protected areas labels (numbers) refer to Table S1

Materials and Methods

Study area

The study area covers the Sudano-sahelian range occupied by the savannah elephants of West and Central Africa, an area extending over 6000 km from the Atlantic Ocean up to the Red Sea. It covers more than 6,213,000 km² or 21% of the African continent. Savannah elephants once ranged as far as the forests to the south of this ecoregion, but the isolated nature of current protected areas and the loss of forest cover make this unlikely today. The present study covers the following countries: Senegal, Mali, Côte d'Ivoire, Burkina Faso, Ghana, Togo, Benin, Niger, Nigeria, Cameroon, Chad and Central African Republic (Figs. 1 & 2). The total area surveyed in this study was 269,800 km² (Table S1, Fig. 2) or 5% of the Sahelo-Sudanian range, and focused on the areas where elephant populations are mostly likely to persist these last decades. Areas where elephants are widely thought to have been extirpated were not sampled.

The Sudanian zone is the more mesic area of this range and extends from Senegal to Ethiopia, covering 3,731,000 km². It receives between 500 and 1400 mm rainfall per annum. The mean annual temperature is between 24 and 28° C. The most common habitats are dry forest, various types of woodland, riparian forest and bush fallows with *Vittelaria paradoxa*, *Combretum spp.*, *Acacia spp.*, *Anogeissus leiocarpus*, *Azelia africana*, *Burkea africana*, *Isoberlinia doka*, *Terminalia spp.*, *Pilostigma*

spp., *Balanites aegyptiaca*, *Detarium microcarpum*, *Lophira lanceolata*, *Parkia biglobosa*, *Prosopis africana*, *Tamarindus indica* and *Ziziphus spp.* (White 1983)

The relatively xeric Sahel strip extends from the Atlantic Ocean to the Red Sea and covers 2,482,000 km². Rainfall is between 150 and 500 mm per annum. The mean annual temperature is between 26 and 30°C. The most common habitats are Sahel wooded grassland, semi desert grassland and secondary grassland with *Acacia tortilis*, *A. seyal*, *Commiphora africana*, *Balanites aegyptiaca*, with graminea including *Andropogon gayanus*, *Aristida stipoïdes*, *Cenchrus biflorus*, *Schoenefeldia gracilis*, and *Tragus racemosus* (White 1983).

Population status and distribution

Elephant distribution and population size were assessed using a variety of survey techniques. Recent surveys, conducted primarily by the authors, were mainly performed using aerial census techniques (described below). Older surveys used aerial census, ground counts, and expert opinion. Data from previous surveys and information used to gauge the over-all status of the region's elephant populations were assessed by literature review and discussion with local managers and researchers. Here, we refer to a "population" as the elephants inhabiting a particular area (such as an ecosystem or protected area).

Expert opinion was relied upon where functioning research or management was active in a given area. For the data presented here, expert opinion typically is used to gauge areas where elephants are extirpated or in extremely low density. Expert opinion on extirpated populations is drawn from non-censusing patrolling, biodiversity inventories and discussion with illegal users of park resources.

Recent Aerial total count Surveys

Current numbers of savannah elephants in most sites were estimated from aerial total counts (Douglas-Hamilton 2006). Total area counts were conducted on 75,272 km² of which 68,226 km² (91%) was surveyed by the first author. Aerial count methodology was conducted as follows: sites were divided into blocks of similar size corresponding to the area that can be covered by a single day survey of 7 to 8 flight hours. To minimize the risk of herd movements from one block to another, which can result in double counting, the largest area possible was covered each day and block boundaries were designed to correspond more or less with drainage basins of major watercourses. Surveys were all carried out at the end of the dry season (April-May) when water was confined to large rivers where most wildlife concentrated. In order to scan the total area of each block, east-west oriented flight lines were generated at one-kilometer intervals. Flight lines extended 2 km beyond the block limit to overlap neighboring blocks in order to provide insight on how many animals were being missed.

Because of the enormity of the Gourma range (Fig. 2), a different survey plan was instituted. Radio-telemetry data indicated elephants concentrate close to a few permanent lakes at the end of the dry season (Blake & al 2003).

Thus counting efforts concentrated around these permanent lakes at that period of the year. Surveys were flown during the cooler hours of the day; starting at 5:45 am local time and lasted for 4 to 5 hours, followed by a refuel and rest stop of 3 hours before afternoon flights.

Cessna 172, 175, 177, 182 and 206 high wing aircraft (Cessna Wichita Kansas USA) with at least 4 seats were used. One to 6 planes were engaged in each survey operation. During the survey, the pilot maintained the altitude appropriate to the conditions (visibility, type of vegetation, etc.). The average height was around 90 m above the ground level. The average flight speed was 160 kph. Pilots followed flight lines on the moving map screen of GPS units.

Each participant was trained on survey techniques (Douglas-Hamilton 2006) for 3 to 5 hours prior to participation. Rear seats observers (RSOs) counted animals on their respective sides and communicated the observation orally to the front seat observer. At the request of the RSOs, the pilot left the flight line and circled to facilitate counting and photography. The front seat observer (FSO) recorded on his data sheet the observations called by the RSO, and the waypoint from a Garmin GPS 72 (Garmin Olathe Kansas USA). The continuous track log of the GPS recorded the flight track. After each flight evening debriefings focused on the identification of possible double counts. A georeferenced database was built for each survey using the observation and GPS data. The location and composition of each elephant herd (number of adults, sub-adults, young and babies) in the GIS identified any remaining double counts.

For large herds (more than 15 elephants), pictures were taken with digital cameras. Each image was projected onto a screen by a LCD projector. Each sub group was circled, tallied and then summed to give the total for the entire herd.

The counts from each block, excluding double-counted herds, were summed to give the estimate for each survey. It is unlikely that all herds were seen, especially along thick forest galleries in the south of the Sudanian range. Therefore, the total counts presented are minimum estimates. They fall in the category of "definite population" (which corresponds to the population estimate from an aerial total count) according to the African Elephant Database standards [0].

Older surveys

Historic counts were obtained from IUCN (International Union for Conservation of Nature) African Elephant Database Reports published between 1995 and 2007 (Said & al 1995, Barnes & al 1998, Blanc & al 2003, 2007) international papers (Jeannin 1936, Dupuy 1971, Esser & Van Lavieren 1979,

Jachmann 1991, Roth & Douglas-Hamilton 1991, Tchamba and Elkan 1995, Barnes 1999, Chardonnet 2000, Dejace & al 2000, Bouché & al 2002, Bouché & Lungren 2004, Fischer 2005, Bouché 2007a,b &c, §6.1 et 6.2, Poilecot 2010). and unpublished reports (Spinage 1977, La Marche 1978, Loevinsohn & al 1978, Douglas-Hamilton 1979, Bousquet & Szaniawski 1981, Bousquet 1982, Douglas Hamilton & al 1985, Delvingt 1987, Frame & al 1991, Jachmann 1991, Marchand & al 1993, Wilson 1993, Sam & al 1996, 1998, Barry & Chardonnet 1998, PDRN 1998, Chardonnet 1999, Bouché & al 2000, 2004a&b, Cornélis 2000, Sinsin 2001, 2006, Belemsobgo 2002, Bouché 2002, 2005, 2006, 2007e, 2010, Mackie 2002, 2004, Mauvais 2002, Rouamba & Hien 2002a&b, Blacke & al. 2003, Adjewodah 2004, Fay & al 2005, 2006, Renaud 2005, Renaud & al 2006, Omondi & al 2006 & 2007, Poilecot 2008, Potgieter & al 2009). The quality of data on elephant estimates was evaluated by the standards of the African Elephant Database Reports (Blanc & al 2003, 2007).

The earlier surveys were aerial sample counts (Norton-Griffiths 1978) and distance sample ground counts (Buckland & al 2003). In the early 2000s the common use of the total count method (Douglas-Hamilton 1996) in the range facilitated comparison of estimates. Here we assume that the survey biases are similar from one count to another. The current population size was calculated using the most recent survey results recorded between 2002 and 2009. Additional information regarding elephant status and movements was collected from interviews with wardens, rangers, and communities during field missions between 2002 and 2009 as described previously.

Elephant population trends

Three approaches were used to calculate changes in population size for areas that were surveyed on multiple occasions. (1) Direct numerical comparisons: for locations where counts could be extrapolated for identical survey areas (or within 90% of the same area), counts were compared directly. (2) Direct numerical comparison from overlapping survey areas: for those areas where agricultural expansion has greatly reduced the size of protected areas or potential area inhabited by elephants, numbers from historic surveys of larger regions are compared directly to recent surveys of smaller areas covering the total remaining range by extracting the data from the overlapping area covered by successive counts. (3) Density comparison: for surveys that covered relatively the same area, but numbers for directly overlapping regions could not be extracted due to unavailable raw data, we compared densities between historic and contemporary counts.

Survey results were classified in 5-year periods (1960 to 1964, 1965 to 1969 etc.). Estimates for the same population derived from aerial and ground counts were not compared quantitatively. For populations at densities too low to effectively survey (extremely low densities), information on presence or extirpation of elephants was assessed from the expert opinions of the protected area managers. Where there were several estimates from different methods in the same 5-year period, the estimate from the last aerial count within that period was used.

Trends are reported as the percent (positive or negative) change between successive counts using mean estimates of aerial sample count or estimate from total counts. Significance of changes between two estimates from sample counts was assessed using the *d* test (Bailey 1995). Changes between total and sample counts were considered significant when the total count number was larger or smaller than the confidence interval of the sample count. A change between total counts estimates was considered significant when the difference was greater than 10%.

Sub-regional trends for Central Africa were calculated by summing population estimates (one per population) from 1986-91 and comparing it to the sum of corresponding population estimates from 2005-2010. Similarly, West Africa regional trends were derived by comparing estimates from 1980-83 to those from 2003-07 (Table S2). For this regional trend analysis, compared data were derived from aerial counts, ground counts and guess estimates. Those populations for which historic and recent survey areas differed were not included in this analysis; population specific comparisons for these areas present changes in density and were not conducive for inclusion in regional trend analysis. For the West Africa region, 4.4% of populations were excluded. All populations were used in regional trend analysis for Central Africa. Survey areas differed in historic and recent counts in the Central African Republic (C.A.R.), comparison was limited to overlapping portions of the 1985 and 2005 aerial counts (Table S2) (§6.1).

For some locations, successive survey reports provided different survey area size for the same study area (e.g Pendjari, Niokolo Koba). In reality the study area didn't change in size. The official area size was used to compare counts between them.

Carcass ratios: (**Erreur !**) (Douglas-Hamilton & Hillman 1981) are assessed to gain insight regarding the role played by illegal killing in the presented population trends.

Results

Current Elephant population status

The total minimum estimate of definite elephants in the Sudano-Sahelian range is 7,745 (Table 1). West African populations contain 86% of the range's definite numbers (Table 1), with 96% of the known elephant population of West Africa having been surveyed recently by aerial counts (Table S1, Fig. 3). In the last ten years, 4 of 13 populations in Central Africa have been surveyed by aerial counts (Table S1, Fig. 3), representing 10% of the elephant population of Central Africa. Current estimates put 37% of the Sudano-Sahelian range's elephant population in Central Africa, but these estimates are likely high (see discussion below). West Africa is thought to hold at least 63% of the entire Sudano-Sahelian range's elephants.

Table S1. Current Sudano Sahelian Range's Elephant populations : site number (see Fig. 2), area name, year of count, area size (km²), results from aerial total count (TC), aerial sampling count (SC), ground count (GC), informed guess (IG) : estimate (Est), confidence interval (CI), summary of estimations (Summary), density (animal/km²), proportion of total population (% of tot pop), distance (Km) to the edge of the nearest viable population (>300 individuals) .

No on Fig. 2	Area name	Year of count	Reference	Area size (km ²)	TC Est	SC		GC		IG		Summary	CI	Density animal/km ²	% of tot pop	Nearest population km
						Est	CI	Est	CI	Est	CI					
West Africa																
13	Babah rafi	2005	Blanc & al 2007	430						17	-	17	-	0.04	0.1%	466
5	Bontioi Nabéré Complex	2007	From Bouché 2005	420						20	-	20	-	0.048	0.2%	90
2	Boucle du Baoulé		UICN 2008a	8,688						0		0		0	0.0%	
4	Boucle Mouhoun	2002	Blanc & al 2007	3,296		541	320					541		0.164	4.7%	104
19	Chad Bassin	1998	Blanc & al 2007	2,160						100	-	100	-	0.046	0.9%	50
3	Comoé Complex	2005-6	Bouché 2005, Fisher 2005, Yer 2006	13,000						140	10	140	10	0.011	1.2%	120
7	Gourma	2007	Bouché & al. 2009	28,795	344							344		0.012	3.0%	369
9	Molé NP	2006	Bouché 2007b	5,000	401							401		0.08	3.5%	109
1	Niokolo Koba	2006	Blanc & al 2007, Renaud & al. 2006	8,000						2	-	2	-	0	0.0%	1,204
8	PONASI	2003	Bouché & al 2004b	3,200	603							603		0.188	5.2%	109
16	Kambari	1998	Blanc & al 2007	2,000						5	10	5	10	0.003	0.0%	100
12	Kainji Lake	1998	Blanc & al 2007	5,000										0	0.0%	
6	Koulbi Forest Reserve	2007	Bouché 2007e	400				0	0			0		0	0.0%	
14	Kwiambana	1994	Blanc & al 2007	1,715						80	40	80	40	0.047	0.7%	385
10	Red Volta Forest Reserve	2006	Bouché 2007b	1,370				0	0			0		0	0.0%	
17	Sambissa range	2006	Blanc & al 2007	647	0							0		0	0.0%	
11	WAPOK	2003	Bouché & al 2004a	31,231	4,650							4,650		0.149	40.4%	193
15	Yankari NP	2006	Blanc & al 2007	2,244	348							348		0.155	3.0%	262
Total West Africa				117,596	6,346	541	320	0	0	264	42	7,151	323	0.065	62.1%	
Central Africa																
31	André Félix complex		pers obs	6,497						0	0	0	0	0	0.0%	
18	Faro Benoué Bouba Njida	1991	Blanc & al 2007	7,222						1,160	-	1,160	-	0.161	10.1%	262
24	Larmanaye	2002	Blanc & al 2007	2,180						100	50	100	50	0.046	0.9%	80
25	Mansenya-Mandjafa	2002	Blanc & al 2007	10,864						150	50	150	50	0.014	1.3%	60
20	Waza	2007	Blanc & al 2007	1,700	246							246		0.145	2.1%	230
21	Kalamaloué	2007	Blanc & al 2007	70	250							250		3.571	2.2%	341
30	North CAR	2010	Bouché 2010	95,000		68	113					68		0.001	0.6%	343
28	Dembo area	2002	Blanc & al 2007	2,409						600	100	600	100	0.249	5.2%	259
23	Gagal Yapala area	2002	Blanc & al 2007	4,640						400	100	400	100	0.086	3.5%	33
22	Kouloudia Doumdoum	2002	Blanc & al 2007	2,180						50	50	50	50	0.023	0.4%	185
26	Lac Fitri area	2002	Blanc & al 2007	11,670						200	100	200	100	0.017	1.7%	350
29	Zakouma	2009	Poilecot 2010	3,032	542							542		0.179	4.7%	165
27	Siniaka-Minia	2002	Blanc & al 2007	4,740						500	100	500	100	0.105	4.3%	165
Total Central Africa				152,204	1,038	68	113			3,260	218	4,366	245	0.028	37.9%	
Total sudano sahelian range				269,800	7,384	609	340	0	0	3,524	226	11,517	409	0.043	100.0%	

Table 1. Sudano Sahelian Range's Elephant population numbers according to African Elephant Database standards.

	Definite	Probable	Possible	Speculative
West Africa				
Aerial total count	6,346	0	0	0
Aerial sampling count	221	320	453	0
Informed Guess	131	0	0	133
Total West Africa	6,698	320	453	133
Central Africa				
Aerial total count	1,038	0	0	0
Aerial sampling count	9	59	113	0
Informed Guess	0	0	2,000	1,710
Total Central Africa	1,047	59	2,113	1,710
Sudano Sahelian range				
Aerial total count	7,384	0	0	0
Aerial sampling count	230	379	566	0
Informed Guess	131	0	2,000	1,843
Total range	7,745	379	2,566	1,843

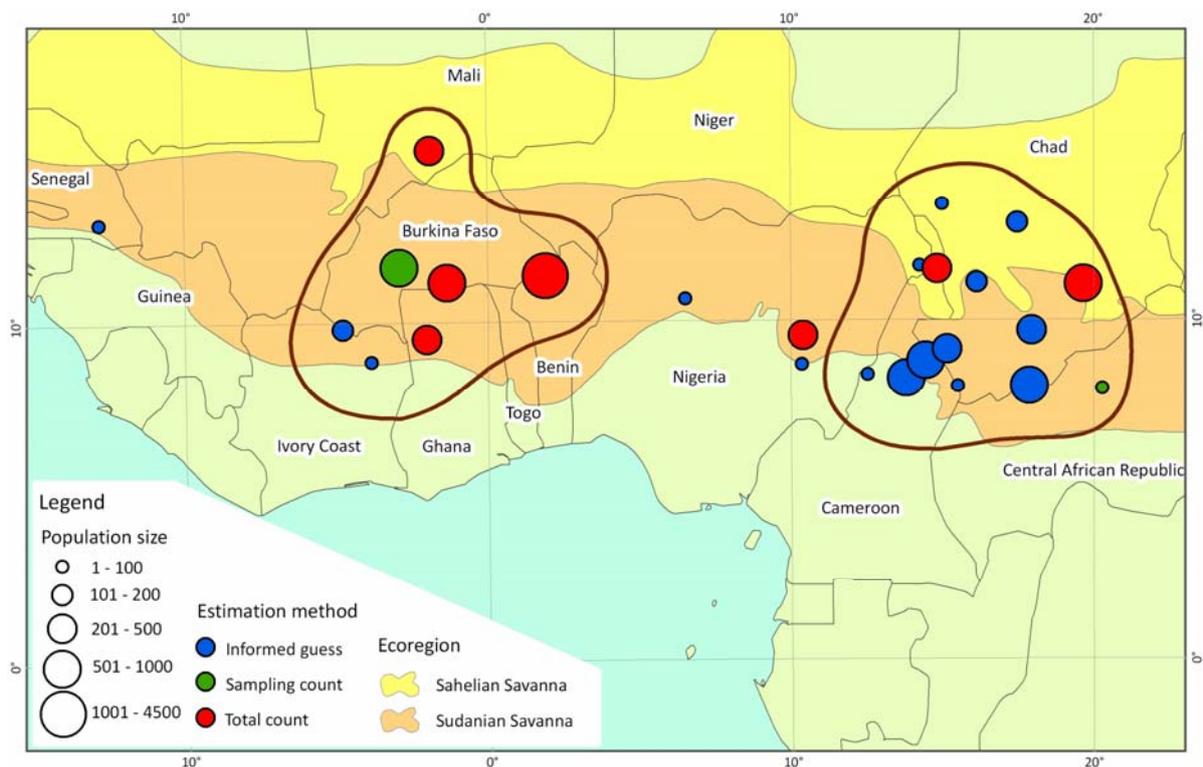


Figure 3. Elephant population's size and distribution in the Sudano Sahelian Range

Study area population trends

The total regional elephant populations studied declined by 50% in the 15 to 30 years across which surveys were conducted (Tables 2A and 2B). Declines were most prevalent in Central Africa, with a known decrease of at least 76% since the late 1980's. The West Africa region also experienced declines with a minimum 33% decline between 1980-83 and 2003-07. All trends were statistically significant (Tables 2A and 2B). Population trends, however, were not uniform across individual populations.

In West Africa most populations with comparable survey declined significantly during the 1970'-80's excepted for Nazinga, Arli Singou, and Pendjari, which have increased or remained relatively stable (Fig. 4B1, Table S2). Most small populations (below 200 animals) were extirpated over this time frame or reduced to levels where recovery seems unlikely (Figs 4D1 & 4D2 Table S2), with the exception of Nazinga which increased from the estimated 40 elephants in the late 70's (Table S2). Population numbering over 300 animals in West Africa were generally stable or increasing. Populations of Boucle du Mouhoun and Po were almost extirpated in the 1990s after a decline of over 85% in 20 years (Fig. 4B2, Table S2). The Po population has increased (+167%) in the last decade (Table S2). After a decline likely induced by drought (elephant poaching is rare in this area), the Gourma elephant population has been stable (Fig. 4B1, Table S2).

West African populations for which sequential surveys were not directly comparable (Niokolo Koba, Bontoli, Red Volta, Comoé Complex, Kainji) are all believed to have been extirpated (or nearly so) with the exception of Yankari (which increased since the 1960's). The increase in Yankari is believed to result from elephants concentrating in the park as a result of the increasing human pressure in outlying unprotected areas (Omondi & al 2006).

Central African populations for which comparable surveys were conducted all demonstrate precipitous declines, particularly in the last decade. The population of Zakouma and Waza N.P. increased in the 90s, hypothesized to result from immigration resulting from agricultural expansion and hunting pressure outside the parks, but have declined since to current levels at historical lows (Fig. 4A, Table S2). In northern C.A.R. sustained declines have occurred for the past three decades (Fig. 4C).

Proper surveys are not available for other Central Africa populations, and informed guesses are more than 5 years old (Blanc & al 2007). According to guess estimates, Chad shelters the largest number, but recent civil disturbances in Chad and dramatic declines in Zakouma NP, the only monitored Chadian population, suggest the guess estimates presented in Table S1 are suspect. Similarly, the guess estimates in Table S1 for the northern protected areas of Cameroon are dubious given popular reports of the impact of illegal ivory trade and the conflicts in neighboring Chad and CAR. Double counting of transboundary populations (Nigeria, Cameroon and Chad) is another concern of guess estimates. Collared elephant in Waza NP (Cameroon) have been observed to use multiple areas, crossing the Nigerian border (Foguekem & al 2009) (Fig. 3).

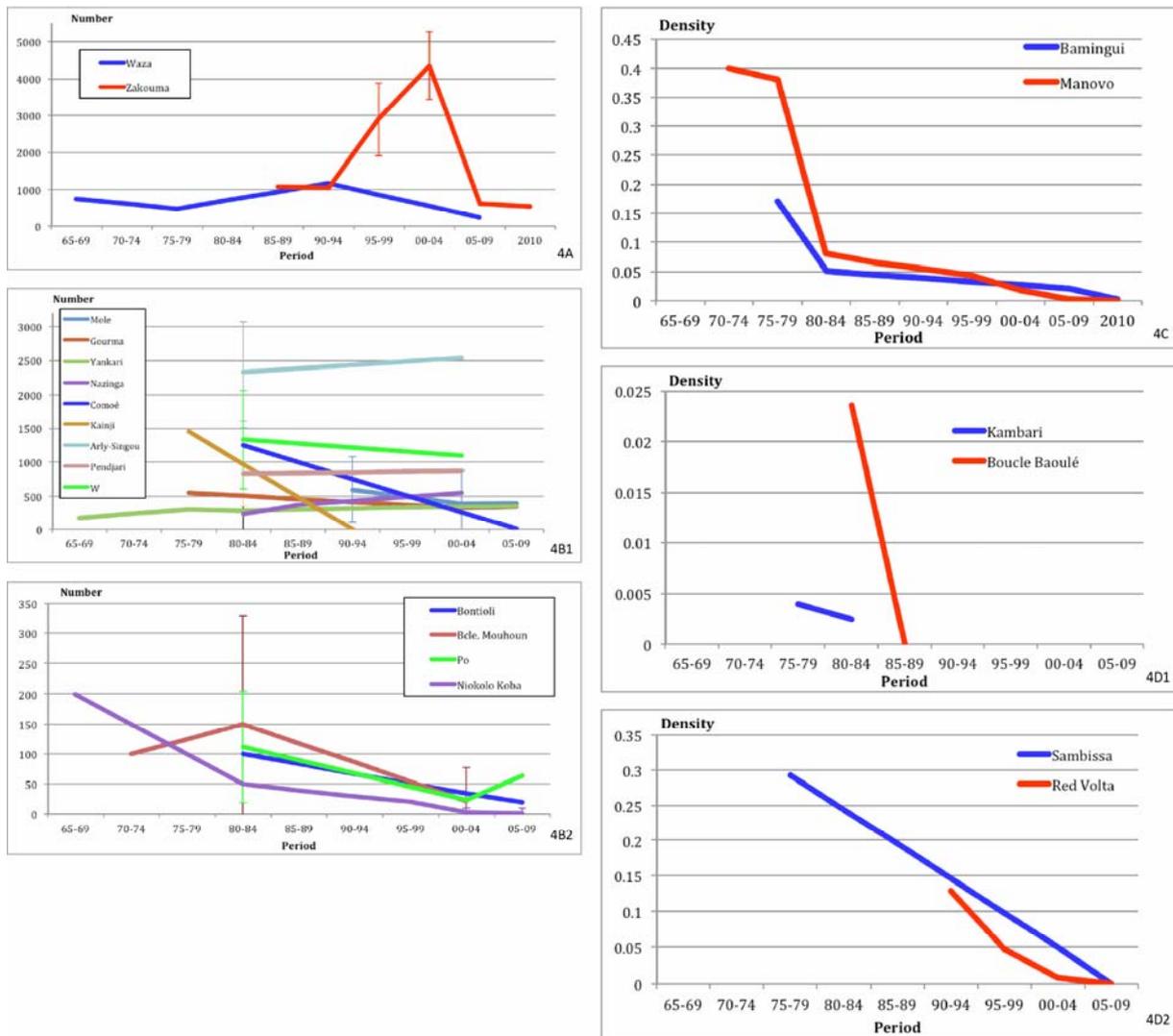


Figure 4. Long term trend of elephant population

Numerical count comparison:

A) Central Africa: Waza, Zakouma.

B1) West Africa. Populations over 200 elephants: Mole, Gourma, Yankari, Nazinga, Comoé, Kainji, Arly-Singou, Pendjari, W.

B2) West Africa. Populations below 200 elephants: Bontioli, Boucle du Mouhoun, Po, Niokolo Koba.

Density comparison:

Central Africa: C) Bamingui Bangoran, Manovo Gounda St Floris.

West Africa : D1) Kambari, Boucle du Baoulé, D2) Sambissa, Red Volta

Table 2. Central and West African elephant population trends. CI95%: 95% Confidence Interval.

A) Elephant population estimates of Central Africa for the periods 85-91 and 2005-10 and West Africa for the periods 80-83 and 2003-07

Central Africa	1985-91 Estimate	CI95%	2005-10 Estimate	CI95%
Waza	1,071		246	
Zakouma	1,040		542	
Bamingui Bangoran	1,607	914	708	406
Manovo Gounda	2,701	887	74	71
Total CA	6,419	1,274	1,570	412

West Africa	1980-83 Estimate	CI95%	2003-07 Estimate	CI95%
Mole	589	486	395	
Gourma	550		344	
Niokolo	50		1	9
Yankari	280		348	
Nazinga	230	280	548	
Po	112	93	64	
Arly Singou	2,335	1,074	2,541	
Pendjari	826	480	869	
W	1,331	728	1,094	
Comoé	1,250	250	10	10
Kainji	1,500		0	
Mouhoun	150	180	22	56
Bontioli	100		20	
Total WA	9,303	1,527	6,256	58

B) Elephant population trends from 90-91 period to 2003-10 period and d test

Region	1980-91 Estimate	CI95%	2003-10 Estimate	CI95%	Trend	d test	P
Central Africa	6,419	1,274	1,570	412	-76%	7.2445	<i>P</i> <0.001
West Africa	9,303	1,527	6,256	58	-33%	3.9878	<i>P</i> <0.001
Total	15,821	1,989	7,826	416	-50%	7.8707	<i>P</i><0.001

Elephant population distribution

Currently, most Western and Central African savannah elephant populations are scattered and isolated (Fig. 3). The surveyed protected areas can be grouped in two major complexes of protected areas, within which potentially interacting elephant populations are located. In West Africa, 7 of 12 populations representing 89% of the West African population (6690 individuals) live within 109 km (median) (range: 90 to 396 km) from each other, and are part of a western pool concentrated in a radius of 425 km around Burkina Faso. This western pool includes populations from Benin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Ghana, Mali, and Niger (Fig. 3). In Central Africa, 7 of 13 populations representing 84% of the Central African population (3773 individuals) live within 230 km (median) (range: 33 to 341 km) from each other (Table S1). This eastern pool in Nigeria-Cameroon and Chad is concentrated more or less within the Lake Chad Basin (Fig. 3). The shortest distance between known populations in the two pools is about 830 km, a gap mainly covering Nigeria, the most densely human populated country of Africa. Therefore, it is unlikely that elephants currently inhabit areas within this gap out of the isolated protected areas where elephants still remain (e.g. Yankari).

Carcass record

Determining causes of declines is difficult. Analysis of the carcass ratio in Zakouma, Bamingui Bangoran, and Manovo Gounda Saint Floris NPs in Central Africa demonstrates the impact of illegal killing in this region, where precipitous declines are strongly correlated with rising carcass ratios (Fig. 5). As these populations collapsed, the number of recorded carcasses exceeds the number of live elephants (Fig. 5, Table S2). In contrast, the most recent West African counts show small carcass ratios (Table S2).

Discussion

Drivers of current elephant status

Across the Sudano-Sahelian range, elephant populations are typically declining, but trends over the past three decades vary by location. Central Africa demonstrated the greatest declines (Chardonnet & Boulet 2008, §6.2, Potgieter & al 2009, Poilecot 2010, Bouché 2010) most likely resulting from illegal hunting for ivory (Fig. 5). In Central Africa, the lack of law enforcement personnel and failure in law enforcement organization and implementation have allowed the proliferation of illegal activities that threaten elephants and wildlife in general (§6.2, Bouché 2010). For example, the law enforcement staff for the Programme de Développement de la Région Nord (PDRN) and successive projects in northern CAR has been at less than 10% of the required level since their inception (§6.4). In West Africa, with the exception of Côte d'Ivoire and Nigeria which lost more than 1000 elephants in recent decades probably due to poaching (Fisher 2005), elephant poaching is currently sporadic most likely because it is difficult to poach discreetly. Major illegal ivory markets in Côte d'Ivoire, Nigeria, Sudan and Cameroon (Milliken & al 2009) continue to be a source of pressure on elephant populations in the region. Unfortunately, much of the ivory in these markets originates in Central Africa (Milliken & al 2009) with Côte d'Ivoire and Nigeria trading annually a volume of illegal ivory exceeding that of their respective current live elephant populations.

Land use change has also been a dominant factor shaping population change and distributions of the region's elephants in the last 40 years. One of the primary drivers of land use change in the region is climate variation and change. A drought that hit the Sudano Sahelian range in the early 1970s, with major decreases in rainfall (Sam & al 1998) and surface water (Lake Chad lost 70% of its surface area during this period, PNUE 2002), had considerable impacts on livelihoods across the range spurring marked changes in crop production and food security policies (Vermeulen 2004). Agricultural expansion intensified, in part due to a need for new land for cultivation to replace exhausted soils (Haessler & al 2003). In addition, cattle transhumance, originally restricted to the Sahelian range, extended southward as herders searched for better pastures and water during the dry season (Sam & al 1998). Transhumant herders frequently enter protected areas to access pastures and water for their cattle (Prins 1992, Sam & al 2002, Haessler & al 2003, Clerici & al. 2007), since cultivators dominate unprotected lands.

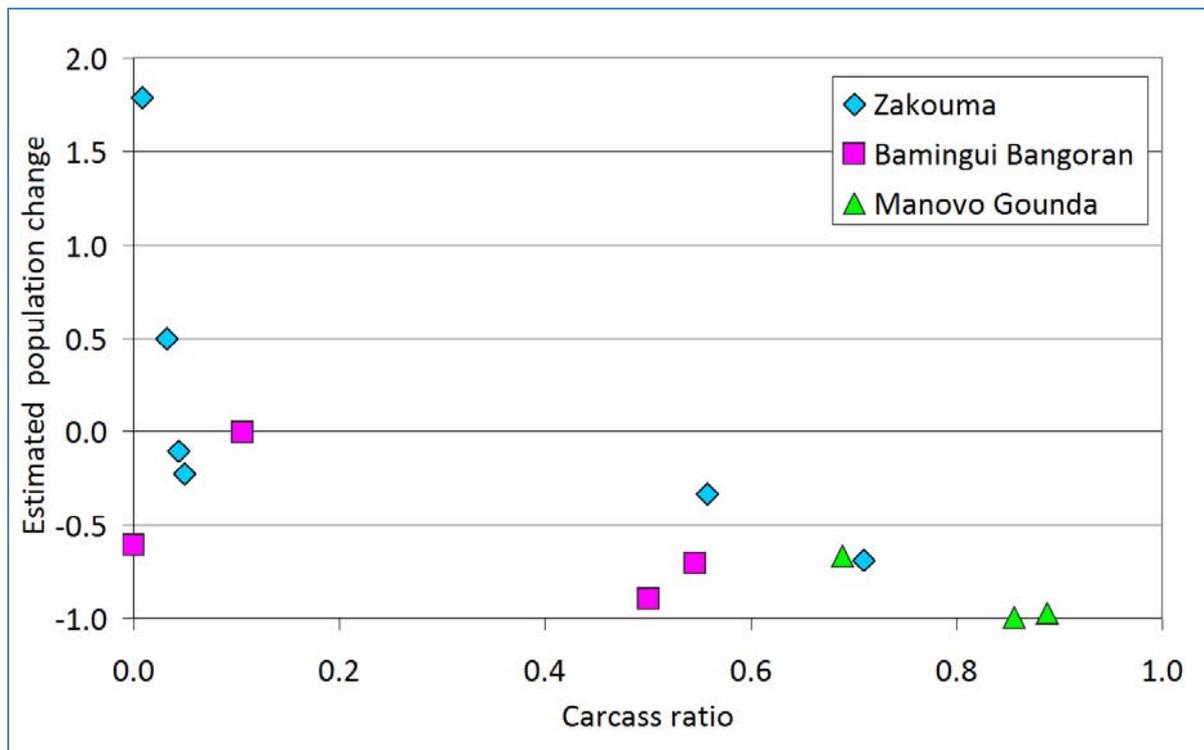


Figure 5 Carcass ratio versus estimated population change in Zakouma, Bamingui Bangoran and Manovo Gounda Saint Floris

Recorded declines of elephants in some areas experiencing land use changes may be a function of emigration to safer areas as much as mortality. Specifically, increases in Nazinga and the WAP ecosystem are thought to reflect immigration resulting from land use change in outlying areas (Bouché & al 2002, Bouché Ph 2007a). In most areas, remaining elephants are now isolated in a few protected areas (Barnes 1999, Bouché & Lungren 2004, Okoumassou & al 1998) surrounded by agriculture (Figs. 2 & 3). This spatial constriction bounded by increasing human activities results in human elephant conflicts, typically amplifying human driven elephant mortality (Barnes 1999, Nakandé & al 2007).

Spatial distribution and conservation priorities

Results from this study demonstrate elephants in the Sudano-Sahelian range are now limited to two zones, and the populations within each zone are increasingly isolated due to changes in land use. Episodic contact among elephant populations occurs, but this connectivity is being increasingly severed particularly in West Africa (Bouché & Lungren 2004, Bouché 2007b). While reducing human impacts (e.g. illegal killing) is critical to the persistence of elephants across this range, conserving links and establishing corridors between the largest populations and largest blocks of protected areas should be a primary management objective particularly in West Africa where poaching is better controlled. Maintaining contact is particularly critical to the long term viability of remaining small populations that may not be viable in isolation. In addition, linking protected areas across borders is particularly important given the transboundary nature of many of these populations' historic range. Cross-border linkages also have the advantage of allowing movement to or from neighboring countries in time of war or civil troubles (e.g. during civil disturbances in Togo during the early 1990s more than 100 elephants found refuge in Burkina Faso and Benin (Bouché & al 2002) and Ghana (Okoumassou & al 1998).

We propose a list of corridors that maintain critical links within these two zones (Fig. 6, Table 3). The establishment of these corridors will necessitate overcoming substantial obstacles, including biological and political issues (Sinclair & al 2006, Beier & Noss 1998). Many areas between protected areas are currently cultivated, as such the feasibility of a corridor will depend on the willingness of local people to pursue land use changes consistent with a corridor. Derived benefits from such a conversion will be critical to the long term success of corridor establishment. Projects focused on community participation with private operator (e.g. hunting outfitter) involvement appear to be the best model in respect to elephants (Bouché 2007c, Western & al. 2009). Around the Cameroonian parks where elephants are still common, the area between Faro, Benoué, Bouba Ndjida, Gagala Yapala and Larmanaye which holds 26 hunting areas is a high potential site for a landscape scale management project of this nature (Fig. 6).

In addition to corridor establishment, transboundary management strategies are needed to coordinate activities across the *de facto* elephant range. For instance, the elephants of Northern Cameroon, Nigeria and Chad are known to be part of a single complex (Foguelkem & al 2009), therefore a simultaneous survey is required to count the populations of Waza complex and those of the Chad Basin in Nigeria and Massena Madjafa in Chad. Another simultaneous survey should evaluate the links between the Faro, Benoué, Bouba Ndjida, Gagala Yapala and Larmanaye area. Information on the status of these transboundary parks and connectivity of these landscapes is essential prior to the implementation of management actions.

Despite considerable human and financial efforts in the most renowned savannah parks of Central Africa, elephant conservation has failed (Figs. 4A & 4C), with the failure especially marked in less stable countries (Chad, CAR) where the maintenance of savannah elephant populations is looking unlikely. Where repeated survey data is available, counts demonstrate that Sudano-Sahelian elephants have been declining for the past four decades (Figs. 4A to 4D2). While populations are increasingly isolated, community and privately managed areas can improve connectivity. To conserve the last remaining populations in northern Africa, the common efforts of all elephant range states, international institutions and NGOs are required.

Table 3. Proposed corridors. Current corridors: official corridors agreed both by authorities and communities. First priority corridors: top priorities for conservation at the national or regional scale linking the main elephant populations. Second priority corridors: secondary priorities for conservation at the national or regional scale linking small elephant populations.

Label	Corridors type and name	Comments
	Current corridors	
1	Po-Nazinga	Elephants use this corridor regularly. This corridor was officially opened in 2006.
2	Po-Red Volta	Opened in 2006. Elephants use it regularly. These last years they seems not to cross the Ghanaian border.
3	Nazinga Mole	Elephant use to roam between Nazinga and Mole during the 1980's. The corridor was opened in 2008.
	First priority corridor	
A	Comoé Complex	This corridor was used recently during the Côte d'Ivoire civil war. 130 elephants migrate from Côte d'Ivoire to Burkina Faso.
B	Nazinga-Boucle du Mouhoun	Used sometimes by elephants during the rainy season. Community took the initiative to build the corridor. Today they manage an area slightly larger than 1000 km ² and cover about the half of the distance.
C	Bontioli-Koulbi	The feasibility and negotiation of this corridor is managed by the Progeref project and should be extended into Ghana.
D	Comoé-Mole	There is currently no connection between the two parks. A corridor should be opened between Mole NP and Comoé NP through Koulbi Forest Reserve in Burkina Faso.
E	PONASI-WAPOK	Elephants used to roam this area up to early 2000's. Elephants seems have disappeared from this area today. Currently no contact between the two larger West African elephant's populations seems to exist any more. High human population density occurs between the two complexes. The corridor should enlarge the current Red Volta complex that is too narrow. The corridor should merge the northern Ghana and Togo. The corridor feasibility should be evaluated.
F	Mali-Burkina Range (Gourma)	The last Sahelian elephant's range must be secured despite the traditional respect of the local people. This remain one of the most vulnerable population of West Africa [3]. It suffers from the direct and indirect consequences of the drought that started in the early 1970s and from lack of field management. The competition for water has reached an intolerable level both for people and elephants. A policy and management plan is needed to segregate elephant movements from human activities and to guarantee water for elephants [24,48].
G	Waza-Kalamaloué	Elephant use to roam between the two areas but need better protection. The area between the two protected areas is also very human populated.
H	Faro-Benoué-Bouba Njida	Hunting areas, surrounding national parks, mainly covers this area. Therefore the corridor could be It maybe harbors the larger savannah's elephant population of Cameroon.
	Second priority corridor	
I	Comoé-Nabéré	This is currently used as an occasional corridor by elephants
J	Comoé-Boucle du Mouhoun	This is currently used as an occasional corridor by elephants coming from Mali and Burkina

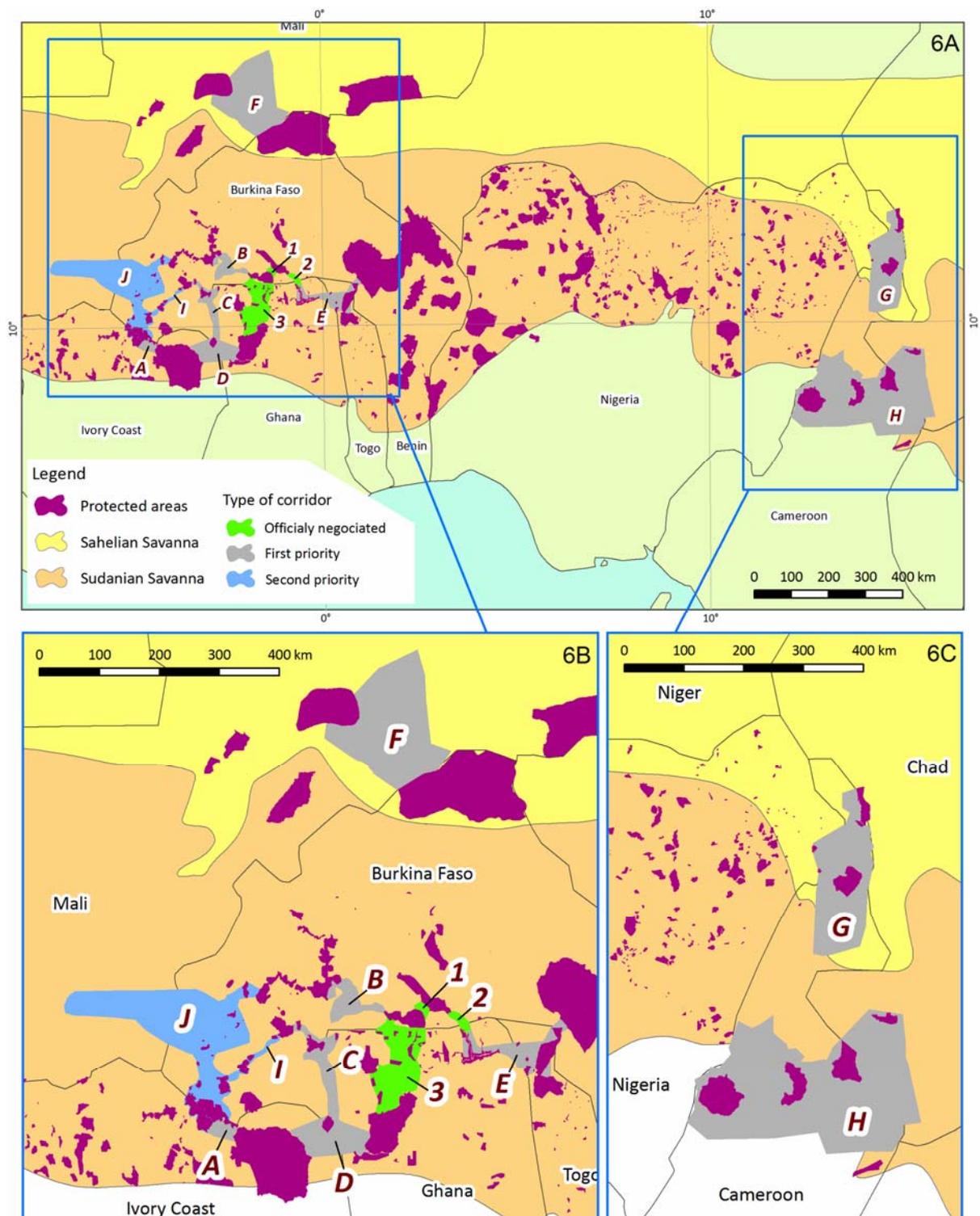


Table S2. Four decades of live elephant and carcass number or density comparisons in West and Central African savannahs.

CENTRAL AFRICA	Site	Year	Population	Minimum	Dead ±	Area	Density	Count Type	Sampling	Comparative	Comparative	Relative	Significance	Comparative	Comparative	Reference			
																	Size ± CI 95%	CI 95%	Surveyed
Waza, Cameroon	1936	200	N.C.	N.C.	1700	0.12	Informed guest	N.A.	200	1700						Jeanin 1936			
	1969	750	N.C.	N.C.	1700	0.44	N.C.	N.C.	750	1700	275%	?				Steehouer & Kouahoe 1969 in Omondi & al. 2007			
	1978	478	N.C.	N.C.	1700	0.28	Aerial Sample	N.C.	478	1700	-36%	?				Esser & Van Lavieren 1979 in Tchamba & Elkan 1995			
	1991	1071	N.C.	N.C.	1700	0.63	Total Count	100.0%	1071	1700	124%	?				Tchamba & Elkan 1995			
	2007	246	246	7	1700	0.14	Total Count	100.0%	246	1700	-77%	Yes	8	7	1700	Omondi & al. 2007			
	1986	1070 ± NC	7	NC	3030	0.35	Aerial Sample	?	1070 ± ?	3030						3030	Bousquet 1986 in Dejae & al. 2000		
	1991	1040 ± NC	7	NC	3030	0.34	Aerial Sample	?	1040 ± ?	3030						3030	Bousquet 1991 in Dejae & al. 2000		
	1995	2900 ± 985	1915	28 ± ?	3030	0.96	Aerial Sample	18.8%	2900 ± 985	3030	171%	?				3030	Dejae 1995, Dejae & al. 2000		
	2002	4351 ± 918	2552	152 ± 58	3030	1.31	Aerial Sample	16.8%	4351 ± 918	3030	50%	Yes	152 ± 58	3030	3030	Mackie et al. 2002			
	2005	3885	3885	179	3030	1.15	Total Count	100.0%	3885	3030	-11%	No	179	3030	3030	Fay et al. 2005			
Zakouma, Chad	2006	3020	3020	159	3030	0.90	Total Count	100.0%	3020	3030	-2%	Yes	159	3030	3030	Fay et al. 2006			
	2008	937 ± 552	385	2285 ± 796	3030	0.28	Aerial Sample	20.0%	937 ± 552	3030	-69%	Yes	2285 ± 796	3030	3030	Pollecot 2008			
	2009	617	617	781	3030	0.18	Total Count	100.0%	617	3030	-49%	No	781	3030	3030	Potgieter et al. 2009			
	2010	542	542	3030	0.16	Total Count	100.0%	542	3030	-14%	Yes			3030	Pollecot 2010				
	1978	2550 ± 510	1550.4	296	14700	0.17	Aerial Sample	?			0.17 ± 0.03			0.02	N.A.	Loevinsohn 1977			
	1985	1607 ± 914	2021 ± 430	32000	0.05	Aerial Sample	4% ± 15%	?			0.05 ± 0.03	-71%	Yes	0.06 ± 0.02	N.A.	Douglas-Hamilton et al. 1985			
	1991	600-1000	600	0	18000	0.04	Aerial Sample/reconnaissance	N.C.			Not comparable				N.A.	PDRN 1998			
	1998	2050-2500	2050	0	18000	0.13	Aerial Sample/reconnaissance	N.C.			Not comparable				N.A.	PDRN 1998			
	2005	708 ± 406	1503.76	0	32000	0.02	Aerial Sample	4% ± 15%			0.02 ± 0.01	-60%	Yes	0	N.A.	Renaud & al 1985, Bouche et al. 2009			
	2010	61 ± 114	0	74 ± 97	39373	0.002	Aerial Sample	7.3%			0.002 ± 0.003	-90%	Yes	0.002 ± 0.003	N.A.	Bouche 2010			
Manovo Gounda, C.A.R.	1969-70	10890 ± ?	?	N.C.	27000	0.40	Aerial Sample	20.0%			0.40 ± ?					N.A.	Loevinsohn 1977		
	1978	7169 ± ?	?	N.C.	19026	0.38	Aerial Sample	5.4%			0.38 ± ?	-5%	No			N.A.	Loevinsohn et al. 1978		
	1985	2701 ± 887	1814	5840 ± 474	32400	0.08	Aerial Sample	4% ± 15%			0.08 ± 0.03	-79%	Yes	0.18 ± 0.015	N.A.	Douglas-Hamilton et al. 1985			
	1991	1500-2250	1500	N.C.	17000	0.08	Aerial Sample/reconnaissance	N.C.			Not comparable				N.A.	PDRN 1998			
	1998	1500-2000	1500	N.C.	17000	0.08	Aerial Sample/reconnaissance	N.C.			Not comparable				N.A.	PDRN 1998			
	2005	74 ± 71	213.16	397 ± ?	32400	0.002	Aerial Sample	4% ± 15%			0.002 ± 0.002	-98%	Yes	0.012 ± ?	N.A.	Renaud & al 1985, Bouche et al. 2009			
	2010	7 ± 14	0	46 ± 82	55588	0.0001	Aerial Sample	7.3%			0.0001 ± 0.0002	-95%	Yes	0.0008 ± 0.0015	N.A.	Bouche 2010			
	WEST AFRICA	Bontoli, Burkina Faso	1981	100	N.C.	N.C.	1400	0.07	Aerial Sample	N.C.	100							420	Bousquet 1982
			1998	50	50	N.C.	420	0.12	Informed guest	N.A.	50			-50%				420	Chardonnet 1998 in Blanc & al. 2007
			2007	20	20	0	420	0.05	Informed guest	N.A.	20			-60%	Yes	0	420	from Bouche 2007	
Bouche du M'houon, Burkina Faso			1973	100	N.C.	N.C.	930	0.11	Aerial Sample	N.C.	100							930	Roth & Douglas-Hamilton 1991
			1982	150 ± 180	0	N.C.	930	0.16	Aerial Sample	10.0%	150 ± 180	930	50%	No			930	Bousquet 1982	
			2002	541 ± 320	221	N.C.	3296	0.16	Aerial Sample	29.1%	22 ± 56	930	-85%	No			930	Belemsobgo 2002	
Comoe complex, Côte d'Ivoire-Burkina Faso			1979	1000-1500	1000	N.C.	11500	0.09	Aerial Sample	?	1000-1500	11500					11500	Roth & Douglas-Hamilton 1991	
			2005	140 ± 10	130	N.C.	12703	0.01	Informed guest	N.A.	10 ± 10	11500	-99%	Yes			11500	Fisher 2005, Yer 2006, Bouche 2005	
			Red Volta, Ghana	1994	125	N.C.	N.C.	968	0.13	Distance foot count	N.C.			0.13					N.A.
1998				46	N.C.	N.C.	968	0.05	Distance foot count	N.C.			0.05	-63%	Yes			N.A.	Sam 1998
2004	3	N.C.		N.C.	350	0.01	Distance foot count	N.C.			0.01	-82%	Yes			N.A.	Adjewodah 2004		
Mole, Ghana	2006	0	0	0	968	0.01	Distance foot count	N.C.			0.00	-100%	Yes	0	N.A.	Bouche 2006 & Bouche 2007			
	?	500	?	N.C.	4920	0.10	Informed guest	N.A.	Not comparable							Roth & Douglas-Hamilton 1991			
	1993	589 ± 486	103	N.C.	5013	0.12	Aerial Sample	10.9%	589 ± 486	5013	16%	No			2839	Wilson 1993			
	2002	380 ± 495	0	0	2839	0.13	Aerial Sample	30.8%	380 ± 495	2839	-35%	No		0	2839	Bouche 2002			
	2004	259 ± 222	37	11 ± 18	4346	0.06	Aerial Sample	?	Not comparable							N.A.	Mackie 2004		
	2006	401	401	6	4504	0.09	Total Count	100.0%	395	4504	4%	No	7	2839	Bouche 2006, Bouche 2007				
	Gourma, Mali-Burkina	1972-74	550	N.C.	N.C.	37991	0.02	Total count/reconnaissance	N.C.	550							37991	Lamarche 1978, Douglas-Hamilton 1979	
		1991	611 ± 151	440	N.C.	7200	0.08	Dung count	N.C.	Not comparable							N.A.	Jachmann 1991	
		1991	579 ± 212	385	N.C.	3200	0.18	Dung count rainy season	N.C.	Not comparable							N.A.	Jachmann 1991	
		2002	322	322	0	37991	0.01	Total Count	100.0%	322	37991	-41%	Yes	0	37991	Blake & al. 2003			
Bouche du Baoulé, Mali	2007	344	344	0	37991	0.01	Total Count	100.0%	344	37991	-7%	No	0	37991	Bouche 2007, Bouche & al. 2009				
	1981	150	N.C.	N.C.	6350	0.02	?	N.C.			0.02					N.A.	Roth & Douglas-Hamilton 1991		
	1983	0	0	0	5330	0	Informed guest	N.A.			0	-100%	Yes			N.A.	UICN 2008		
Kainji Lake, Nigeria	1976	1450	N.C.	N.C.	5170	0.28	Informed Guest	N.C.	1450							5170	Roth & Douglas-Hamilton		
	1995	0	0	N.C.	5170	0.28	Informed Guest	N.C.	0			-100%	?			5170	Said & al. 1995		
	1964	140	140	N.C.	2244	0.06	N.C.	N.C.	140							2244	Sykes 1964 in Omondi & al. 2006		
	1969	170	N.C.	N.C.	2244	0.08	N.C.	N.C.	170			21%	?			2244	Block 1969 in Omondi & al. 2006		
	1975	100	N.C.	N.C.	2244	0.04	N.C.	N.C.	100			-41%	?			2244	Henshaw 1975 in Omondi & al. 2006		
	1977	300	N.C.	N.C.	2244	0.13	N.C.	N.C.	300			200%	?			2244	Roth & Douglas-Hamilton 1991		
	1980	280	N.C.	N.C.	2244	0.12	N.C.	N.C.	280			-7%	?			2244	Marshall 1980 in Omondi & al. 2006		
	1999	328 ± 7	N.C.	N.C.	2244	0.15	Aerial sample	N.C.	328 ± 7	2244	17%	?				2244	Nicholas 1999 in Omondi & al. 2006		
	2006	348	348	13	2244	0.16	Total count	100.0%	348	2244	6%		13	2244	Omondi & al. 2006				
	1976	45 ± 5	0	N.C.	11449	0.004	N.C.	N.C.			0.004 ± 0.0025					N.A.	Roth & Douglas-Hamilton 1991		
Kambari, Nigeria	1998	5 ± 10	0	N.C.	2000	0.0025	Informed guest	N.A.			0.0025 ± 0.005	-38%	Yes			N.A.	Blanc & al. 2007		
	1976	150-200	150	N.C.	512	0.29	N.C.	N.C.	0.29							N.A.	Roth & Douglas-Hamilton 1991		
	2006	0	0	N.C.	1057	0.00	Total Count	100.0%	0	1057	-100%	Yes				N.A.	Omondi & al. 2006		
Niokolo Koba, Senegal	1967-68	200	200	N.C.	8130	0.02	Aerial Sample	N.C.	200							8282	Dupuy 1971		
	1983	50	N.C.	N.C.	8760	0.01	Informed guest	N.A.	50			-75%				8282	Roth & Douglas-Hamilton 1991		
	1990	30	N.C.	N.C.	8130	0.00369	Informed guest	N.A.	30			-40%	Yes			8282	Mauvais 2002		
	2000	4 ± 6	4	1	8130	0.00049	Informed guest	N.A.	4 ± 6	8130	-87%	Yes	1	8282	Mauvais 2002				
	2006	1 ± 9	0	N.C.	8282	0.00012	Informed guest	N.A.	1 ± 9	8282	-75%	No				8282	Renaud & al. 2006		
	PONASI Burkina Faso	Nazinga	1979	40	40	N.C.	940	0.04	Informed guest	N.A.	Not comparable						940	Bouche 2007	
			1982	495 ± 605	0	N.C.	2020	0.25	Aerial Sample	8.0%	230 ± 282	2020					940	Bousquet 1982	
			1987	420 ± 490	0	N.C.	940	0.45	Dung count wet season	N.C.	Not comparable							940	Jachmann 1991
			1987	353 ± 77	276	N.C.	940	0.38	dung count	N.C.	Not comparable							940	Jachmann 1991
			1987	396 ± 73	323	N.C.	940	0.42	dung count	N.C.	Not comparable							940	Jachmann 1991
1988			293 ± 646	71	N.C.	940	0.31	Vehicle road count	N.C.	Not comparable							940	Jachmann 1991	
1988			306 ± 646	0	N.C.	940	0.33	Foot count	N.C.	Not comparable							940	Jachmann 1991	
1988			610 ± 660	0	N.C.	940	0.65	Aerial Sample	6.1%	Not comparable							940	Jachmann 1991	
1989			366	366	N.C.	940	0.39	Total count	100.0%	366	940								

PARTIE 3. DISCUSSION GÉNÉRALE

Chapitre 8. Discussion

8.1 L'éléphant d'Afrique de l'Ouest : une espèce en déclin

Dans cette thèse, une analyse des tendances des populations d'éléphants de savane de la bande soudano-sahélienne au cours des quatre dernières décennies a été proposée. Les données de la littérature ont été comparées avec les résultats d'inventaires récents menés pour la plupart par l'auteur (chapitres 5 à 7).

Les inventaires se sont concentrés sur 5% de la bande soudano-sahélienne où l'éléphant subsiste encore. Le lecteur pourrait se demander si le choix de se concentrer sur une partie très réduite de cette bande n'aurait pas conduit l'auteur à 'oublier' ou 'manquer' certaines populations. Si c'était le cas ce serait évidemment une bonne nouvelle. Hélas, le taux d'occupation et de pression sur les terres exercée par les activités humaines est tel que ce scénario est peu probable (Chapitre 2). Dans cette hypothèse cela signifierait que ces populations d'éléphants 'oubliées' vivraient sur les terres occupées par l'homme, rendant la situation difficilement viable à la fois pour les éléphants et les communautés locales avec lesquelles ils entreraient inévitablement en conflit. Par ailleurs les communautés locales ne manquent jamais de signaler aux autorités compétentes la position des rares éléphants qui sortent des AP (Bouché & Lungren 2004).

Au cours des 40 dernières années la population d'éléphants de la zone d'étude a diminué de 50%. La population minimum actuelle (7.745 animaux) représente un peu moins de 2% du minimum estimé de la population d'éléphants du continent (Blanc & al. 2007). Au cours de la même période l'espace disponible pour les éléphants a été réduit à moins de 5% de sa distribution historique. Ce déclin s'explique à la fois par la pression grandissante de l'homme et par ses activités légales et illégales (Chapitre 7).

Le déclin des populations d'éléphants n'a pas eu lieu partout au même rythme. Les éléphants des savanes d'Afrique centrale ont souffert d'un déclin plus important (-76%) que ceux d'Afrique de l'Ouest (-33%) avec pour conséquence que cette dernière sous-région abrite aujourd'hui 86% de la population totale de la zone soudano-sahélienne.

Sur 23 populations recensées, la moitié comptait moins de 200 individus. Au cours des 40 dernières années, la plupart de ces populations se sont éteintes en quelques décennies. Ces résultats sont en contradiction avec les conclusions de Sukumar (1993) qui estime qu'une population de 100 à 200 individus a une haute probabilité de survie (>99%) pour les 100 prochaines années. Nos résultats soulèvent la question de la survie des petites populations restantes de taille comparable (Bontoli au Burkina Faso ou Babah Rafi au Niger) (Chapitre 7). Si dans la majorité des cas ces petites populations ont disparu, certaines d'entre elles ont pourtant augmenté (Ranch de Nazinga et peut-être

la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso et le PN Yankari au Nigéria) (Chapitre 7). Cette différence peut s'expliquer par la mise en œuvre de mesures de conservations concrètes dans certaines AP qui ont favorisé la croissance des effectifs (Encadré 2). Le déclin des petites populations n'est pas une fatalité et leur sauvetage est possible si les mesures de gestion appropriées sont prises pour inverser la tendance. Par contre il est vraisemblable que les petites populations restantes particulièrement celles de Kambari et Kwiambana au Nigéria, du Niokolo Koba au Sénégal, du nord de la RCA et de Zakouma au Tchad (Chapitre 7) ;disparaîtront à court ou moyen terme si la situation reste en l'état.

8.2 Méthodes d'inventaires : limites et contraintes

Plusieurs méthodes sont recommandées pour le comptage d'éléphants (Craig 2004, Blanc & al 2007). Parmi celles-ci les comptages aériens sont utilisés préférentiellement en savane car ils permettent de couvrir de plus grandes superficies en peu de temps (Jachmann 1989, Craig 2004, Chapitre 5). Deux méthodes sont le plus souvent utilisées : les comptages aériens totaux et les comptages aériens par échantillons. L'analyse de la comparaison de résultats d'inventaires aériens en Afrique de l'Ouest a montré que le comptage aérien par échantillon était une méthode facile et assez peu coûteuse en valeur absolue, mais que les résultats produits sont souvent biaisés(sous-estimation) et peu précis (Chapitre 5). C'est notamment le cas pour des petites populations d'éléphants d'Afrique de l'Ouest dont la densité est inférieure à 0,5 individu/km². Un autre désavantage est qu'en cas de chute des effectifs il est peu probable de détecter un changement avant plusieurs années ou décennies (Ferreira et al. 2009). Dans le même laps de temps la population concernée risque tout simplement de disparaître (Chapitre 7).

L'autre méthode, le comptage aérien total est très facile à mettre en œuvre mais nécessite des ressources financières et logistiques importantes. Le désavantage majeur est que l'estimation produite par cette méthode n'est assortie d'aucune estimation de la précision. On peut considérer qu'elle est assortie d'un biais (sous-estimation) de l'ordre de 8 à 10% (Whitehouse & al 2001). Cette méthode s'est révélée efficace pour recenser les petites populations d'éléphants et permettre ainsi de mieux anticiper leur déclin éventuel et de prendre les mesures correctives qui s'imposent.

Sur base des résultats comparatifs il n'est pas recommandé de continuer à mener des inventaires aériens par échantillon de petites populations d'éléphants tant que celles-ci n'atteindront pas 0,5 individu/km². Il est préférable d'utiliser la méthode par comptage aérien total qui répond mieux à la contrainte de disposer d'effectifs fiables et précis des petites populations d'éléphants.

La proposition d'espacer les inventaires tous les 3 à 5 ans peut apparaître contradictoire avec le suivi des populations d'éléphants surtout lorsqu'elles sont très menacées. Bien entendu il serait préférable de mener des inventaires sur une base annuelle ou bisannuelle. Cependant comme ces inventaires dépendent essentiellement de la disponibilité de financements internationaux, cet objectif peut apparaître très optimiste. Dans le cas des écosystèmes WAP (W Arly Pendjari) et PONASI (Pô-Nazinga-Sissili), par exemple les derniers inventaires aériens qui ont complètement couvert ces

écosystèmes, datent de plus de 8 ans (Chapitre 7). Cependant les gestionnaires de projet sont souvent réfractaires aux inventaires car les résultats fournissent une image à un temps 't' et ne constituent pas, de leur point de vue, une activité non durable au-delà de la fin du projet. Or ces résultats sont essentiels pour savoir comment gérer les populations animales dont ils ont la charge.

Il est également essentiel que les bailleurs unissent leurs efforts pour mener un inventaire transfrontalier régulier, tous les 3 à 5 ans, plutôt qu'une série d'inventaires ne couvrant que des portions réduites de l'écosystème à différentes périodes de l'année. Cette pratique a en effet toujours pour conséquence de fournir une image parcellaire de la situation qui ne peut expliquer la dynamique globale de la population.

8.3 L'éléphant : une espèce indicatrice ?

Du fait de son rôle écologique important, l'éléphant pourrait être considéré comme une espèce indicatrice de l'état de l'habitat et de l'abondance des autres populations fauniques. Dans les cas d'études et la littérature nous avons pu relever les constatations suivantes.

Dans certaines AP (Ranch de Gibier de Nazinga, Zone de Chasse de Konkombouri au Burkina Faso) les populations d'éléphants ont augmenté tout comme les populations d'autres espèces de faune (voir Chapitre 5, Bouché & al 2011)

Dans d'autres AP (PN Deux Balés au Burkina Faso, de Molé au Ghana, région du Gourma au Mali, PN de Yankari au Nigéria) les populations d'éléphants se maintiennent ou croissent malgré un habitat de plus en plus dégradé par le bétail et l'assèchement du climat alors que le reste de la faune est en déclin ou a pratiquement disparu (Jachmann 1991, Belemsobgo 2002, Blake & al. 2003, Bouché 2006, §6.1). Cette évolution traduit le caractère atypique de l'espèce éléphant, qui est à la fois plus difficile à braconner discrètement et souvent mieux respectée par certaines ethnies locales).

Dans d'autres AP comme les zones de chasse en activités du nord de la RCA (§6.2 et 6.3) et le PN de Zakouma (Potgieter 2010) l'éléphant a pratiquement disparu ou est en voie de disparition alors que la faune se maintient, voire augmente. La situation peut paraître dans ce cas contradictoire car dans le nord de la RCA les communautés locales disposent d'un des systèmes de redistribution des recettes le plus abouti dans lequel le privé est fortement engagé dans la gestion de la faune (Bouché & al. 2010). Par ailleurs bien que le PN de Zakouma ait bénéficié d'un financement extérieur massif et continu (Potgieter 2010), l'éléphant y est en voie de disparition alors que les populations d'ongulés sont croissantes. Ces deux situations atypiques s'expliquent par des contextes de guérillas et d'insécurité chronique.

Enfin dans certains cas, l'éléphant et le reste de la faune sont en déclin comme dans les PN du Niokolo Koba au Sénégal, de la Boucle du Baoulé au Mali, de la Comoé en Côte d'Ivoire, de Waza au

Cameroun (Chapitre 7). Ces différences situations sont le reflet et le résultat de la gestion déficiente des AP par l'État.

En d'autres termes l'éléphant dans la sous-région se révèle être un mauvais indicateur de la santé des habitats et des autres populations fauniques. C'est le résultat de la combinaison complexe de différences culturelles entre les communautés locales, du niveau d'engagement variable des autorités dans le domaine de la gestion de la faune et de la sécurité du territoire et de l'implication ou non du secteur privé, etc. De la combinaison spécifique de ces facteurs dépend aussi la réponse de chaque AP aux besoins de gestion et de conservation de l'éléphant. Des recherches ultérieures devraient être menées afin de quantifier l'influence des facteurs clés sur la variabilité du succès de conservation de l'éléphant.

8.4 Peut-on vivre sans éléphant en Afrique de l'Ouest ?

La population d'éléphants de la zone d'étude représente à peine 2% de la population totale d'éléphants africains. D'aucuns pourraient se demander quel est l'intérêt de déployer autant d'efforts et de consacrer autant de ressources financières pour tenter de conserver une proportion marginale de cette espèce.

À la question de la nécessité de maintenir cette population d'éléphants, l'écologue arguera de la perte évidente d'une espèce clé dans l'écosystème, d'une perte de biodiversité animale et des conséquences écologiques qui en découlent (disparition d'un disséminateur de graines et d'un 'architecte' des paysages etc.) (Chapitre 1). Cependant, la question devrait légitimement être posée, en premier lieu, aux communautés qui les côtoient et aux autorités qui en ont la responsabilité. Or, ni les communautés locales ni les États n'ont bénéficié d'un développement économique plus élevé là où l'éléphant a disparu (§6.1 et 6.3, Poilecot 2010). De nombreux témoignages tendraient plutôt à soutenir le contraire (Child 1995, Blake & al. 2003, Lungren 2004, 2008, Carruthers 2010). La perte de cette espèce signifierait non seulement la disparition d'un symbole fort mais encore l'effacement d'une référence culturelle dans certaines ethnies comme la perte de potentialités économiques.

Si l'on raisonne de manière très réductrice seulement en termes de valeur économique de l'usage direct de l'éléphant, selon le principe *if it pays, it stays* (Gallardo 2008), son impact potentiel n'est pas aussi négligeable que l'on pourrait penser. La survie ou le déclin de l'éléphant à long terme ne résulte pas d'une fatalité. Au tout début du 20^{ème} siècle l'éléphant avait pratiquement complètement disparu d'Afrique du Sud et d'une bonne part du reste de l'Afrique australe, suite à la chasse intensive dont il a fait l'objet pour l'ivoire (Carruthers 2010). Aujourd'hui dans beaucoup d'AP de ce même pays les éléphants ont atteint et même dépassé la capacité de charge (Whyte & al. 1999, Carruthers 2010), au point qu'une économie liée aux produits issus de l'éléphant, y compris la vente d'éléphants vivants, s'est développée (Bothma 2002, Carruthers 2010). L'Afrique du Sud est un exemple assez comparable à l'Afrique de l'Ouest dans la mesure où la faune est confinée à un nombre réduit d'AP souvent de taille réduite et qui ne sont pas interconnectées et que le pays subit au moins par endroits

des sècheresses régulières (Bothma 2002). Le succès de la conservation que ce pays a connu est imputable à une gestion de terrain appropriée et renforcée par le développement d'AP privées (Krug 2001). Il s'agit d'une expérience que beaucoup d'autres pays pourraient partager. Très peu d'études ont été menées pour estimer la valeur économique directe de l'utilisation de l'éléphant. Une des rares disponibles a estimé que celle-ci représentait 6% de la valeur actuelle de 15 ans de production brute et des recettes nationales du Botswana (Barnes 1998). Or, le Botswana dispose du 4ème PIB/habitant d'Afrique du fait de ressources naturelles à haute valeur ajoutée (diamant, viande pour l'export, faune)(FMI 2011). L'éléphant peut donc devenir une véritable opportunité économique si les États fournissent le cadre approprié pour accueillir les investisseurs compétents qui souhaitent s'engager dans la conservation de la faune. En d'autres termes (économiques), il serait peu judicieux de se séparer d'une ressource naturelle renouvelable qui dispose d'une aussi belle marge de progression.

Chapitre 9. Quel avenir pour l'éléphant en Afrique de l'Ouest ?

9.1 Introduction

Les éléphants et la faune sauvage d'une manière générale ainsi que les AP qui les abritent, sont de plus en plus perçus par les populations locales comme un frein au développement économique plutôt qu'un patrimoine qu'il convient de protéger. Le paysan comprend difficilement que l'on gèle d'importantes superficies de terres arables qui pourraient être valorisées par l'agriculture. Cette incompréhension est accentuée par le fait qu'à certains endroits, la pression sur les terres est devenue importante jusqu'aux limites des AP (Vermeulen 2004, Clerici & al 2006, Norton-Griffiths 2007). En outre il est difficile de justifier le rôle de conservation de la nature dédié à certaines AP qui sont presque vides de toute faune sauvage. Dans le contexte actuel (Chapitre 2) il est moralement et sociologiquement indéfendable de conserver un tel système devenu obsolète. Cette situation fait désormais planer dans certaines régions le spectre du déclassement pur et simple de certaines AP (African Conservation Foundation 2005)⁵.

L'avenir des populations d'éléphants d'Afrique de l'Ouest dépend donc des solutions qui seront apportées pour concilier les objectifs de conservation et les objectifs socio-économiques. Si l'on tient compte du contexte actuel décrit dans la première partie de ce travail (chapitres 2 et 3) quatre scénarios peuvent être avancés.

9.2 Scénarios envisageables

9.2.1 Scénario 1. *Maintien des tendances en cours*

Ce scénario consiste à tenter de conserver les AP dans leur état actuel avec une diversité importante en termes de qualité de gestion. On peut considérer que les AP les mieux gérées verront leur effectif de faune augmenter. A contrario, les AP moins bien gérées ne pourront éviter une diminution de leur

⁵ A ce titre l'expérience du Parc d'Amboseli au Kenya est très révélatrice. Suite aux revendications des Masaïs pour récupérer le Parc, le ministre du tourisme (premier ministre en termes de rentrées de devises) du Kenya a tenté en 2005 de le déclasser. Ce Parc compte parmi le fleuron des parcs kenyans et génère annuellement de l'ordre de 20 à 30 millions US\$. Les revendications légitimes des Masaïs portaient sur le fait qu'ils ne bénéficiaient que de maigres retombées financières alors que le Parc, situé sur le terroir dont ils ont été dépossédés par le pouvoir colonial, génère chaque année des recettes importantes. Le Parc d'Amboseli couvre 250 km² et est l'un des plus petits parcs d'Afrique. Son déclassement ne libérerait pas une surface importante pour le bétail des Masaïs. Par contre il signifierait une perte économique substantielle pour tous les acteurs impliqués dans le tourisme. Il signifierait aussi et surtout la disparition d'une des populations d'éléphants la mieux connue au monde (Moss 1983). La morale de l'histoire est que si des hommes politiques de haut niveau sont prêts à "perdre" 20 à 30 millions de US\$ et la faune importante d'un parc réputé, il n'est dès lors pas impossible de penser que des hommes politiques locaux de niveau moins important (y compris des maires, députés etc.) en Afrique de l'Ouest plaident un jour pour le déclassement de certaines AP qui ne protègent plus rien depuis longtemps et qui n'ont jamais rapporté un sous aux communautés et aux états.

capacité d'accueil liée à l'évolution climatique ou l'empiètement des activités illégales. Il est donc probable que les populations animales qui y vivent seront, à terme, vouées à disparaître.

Un tel scénario aurait pour conséquence la disparition des populations d'éléphants dans la plupart des AP, principalement celles qui comportent moins de 200 individus. On peut considérer qu'au rythme actuel la plupart des populations d'éléphants de savane d'Afrique centrale sont probablement condamnées à disparaître au cours de la prochaine décennie (Chapitre 7, Poilecot 2010, Bouché & al 2010, Foguekem & al 2010)

A moyen et long terme, seuls les sites WAP, PONASI, Mole et peut-être Gourma, Yankari et Faro-Bénoué-Bouba-Njida continueraient à abriter des populations isolées. En outre, il n'est pas impossible qu'en raison du niveau insuffisant de protection (Foguekem & al 2010), la population de ce dernier site soit la prochaine sur la liste des trafiquants d'ivoire d'Afrique centrale (en dehors des populations d'éléphants de forêt souvent plus difficiles à chasser).

9.2.2 Scénario 2. Concentrer les moyens sur des superficies réduites

Sans s'écarter fortement des tendances actuelles, on pourrait néanmoins envisager une certaine amélioration de la gestion des AP, si les États prenaient position pour conserver des AP sur des superficies compatibles avec les ressources limitées.

Étant donné le niveau des recettes espéré dans le contexte actuel, il serait nécessaire de réduire les espaces réellement protégés à une petite partie des AP de grande taille, abandonnant le reste aux activités anthropiques diverses. Cette option nécessiterait un zonage des AP pour assurer le minimum de sécurité aux populations de faune dans une zone centrale de taille correspondant aux moyens disponibles (Lungren & Bouché 2005). On en viendrait à maintenir une situation minimaliste à la fois peu attractive pour le tourisme et peu sécurisante pour la faune (Douglas-Hamilton & al 2005) comme pour l'avenir des AP. Ce scénario serait également en porte à faux avec certaines conventions ou accords internationaux. Même si cette solution est peu productive et peu intéressante financièrement pour les États et les communautés, elle est cependant réaliste compte tenu du faible niveau de moyens dont disposent les États pour la conservation. La faune s'accroîtrait au centre des AP mais les zones périphériques connaîtraient une situation équivalente à la tendance actuelle (§4.3), voire pire si les épisodes de sécheresse se poursuivaient et si l'intégration des populations riveraines à la gestion des AP ne s'améliorait pas.

9.2.3 Scénario 3. Abandonner la gestion des Aires Protégées

La plupart des États concernés par la protection de l'éléphant sont classés parmi les pays les plus pauvres du monde. La gestion d'AP couvrant de vastes superficies leur posent des problèmes financiers devenus insurmontables.

Pour les États, le coût exorbitant d'entretien des AP et la pression foncière grandissante sur leurs limites pourraient pousser les gouvernements à abandonner *de facto* ou de manière officielle tout ou partie de leur réseau d'AP même en contradiction avec les conventions internationales dont la plupart de ces états sont signataires. Ce choix aurait les conséquences suivantes :

- une diminution très importante de la biodiversité dans les zones concernées ;
- une accentuation des conflits entre population humaine et population d'éléphants jusqu'à ce que cette dernière disparaisse ;
- une hausse probable du trafic de l'ivoire ;
- une perte d'accès des populations aux PFNL du fait de la disparition de l'habitat naturel de l'éléphant, assortie d'une vulnérabilité accrue en termes de sécurité alimentaire (Encadré 1);
- une accélération de l'ensablement des bas fonds et donc de l'assèchement du réseau hydrographique de la sous-région ;
- une perte importante d'opportunité de développement économique lié à l'éco-tourisme reposant sur la biodiversité actuelle.

Les nouveaux espaces ainsi libérés seront conquis en quelques années par les communautés locales. En une ou deux générations les sols auront subi des dégradations importantes par l'agriculture et la transhumance. Le bétail transhumant, dans un premier temps, aura un accès aisé au pâturage et à l'eau. Il se verra contraint d'année en année de modifier ses parcours en fonction de l'avancée du front agricole. En quelques années le front agricole aura conquis tout l'espace disponible au détriment des pâturages. Les conflits entre agriculteurs et éleveurs, un temps résolus, risquent alors de renaître et s'exacerber.

Actuellement ce scénario est observable notamment au nord du Togo dans le PN de la Kéran et dans la Réserve de l'Oti-Mandouri qui ont été complètement envahis par les populations locales (Bouché & al. 2004a). Il se vérifie également, dans une certaine mesure, dans le nord du Ghana (Bouché 2007b) et le nord de la RCA (Chapitre 7, §6.3).

9.2.4 Scénario 4. Protection et valorisation de la faune

Un dernier scénario de gestion possible consisterait à optimiser les bénéfices socio-économiques des communautés locales à travers la gestion durable et professionnelle des ressources naturelles. Si ce scénario est envisagé, il est important de considérer d'emblée deux points essentiels.

1. Si la faune et les AP ne contribuent pas à la réduction de la pauvreté (voir encadré 1) ou si les États s'y opposent, la conservation n'a aucun futur politique (Baldus 2002, Norton-Griffiths 2007). Le financement durable devra être dans la plupart des cas auto-généré puisque la faune est une ressource renouvelable (Baldus 2002). En ce sens, l'implication du secteur privé est indispensable pour valoriser les blocs fauniques (Lungren & Oyélé 2010).

2. L'optimisation des bénéfices pour la communauté locale est la clé indispensable pour garantir la pérennité de la grande faune en Afrique de l'Ouest. Tant que les communautés ne peuvent pas s'approprier une part de la gestion, des responsabilités et surtout des revenus socio-économiques issus de la faune, il est illusoire de penser que ces communautés puissent adhérer aux principes de gestion durable de la faune (Roe & al 2009).

L'implication volontaire des communautés est un processus long et parsemé d'obstacles. L'appropriation de la gestion par les communautés et le développement d'organisations communautaires fortes et fonctionnelles nécessiteront plus d'une génération (Roe & al. 2009).

La restitution des droits fonciers et des ressources naturelles est fondamentale pour entamer la gestion communautaire que ne pourra aboutir que si les organisations communautaires sont privilégiées. Toutefois, dans les conditions actuelles, les promoteurs de la gestion communautaire ne peuvent garantir à court terme, d'atteindre des résultats équivalents à ceux obtenus par les approches classiques de développement et de gestion de l'environnement. Cependant, à long terme, en impliquant des acteurs privés professionnels, ce modèle deviendrait nettement plus performant que le système actuel si un certain nombre de principes énumérés ci-dessous sont respectés à commencer par la mise en œuvre d'une série d'objectifs spécifiques à atteindre par chaque acteur (État, communauté et privé). Si même certains textes légaux en matière d'environnement doivent parfois être revus, le respect des lois et règlements existants permettrait déjà dans une large mesure de répondre aux besoins de ce scénario.

9.2.4.1 État

Le rôle de l'État dans ce scénario est essentiel et souvent mal compris, notamment par certains agents des administrations publiques. Son rôle principal est d'accompagner les partenaires (communauté, opérateurs privés) dans leurs activités afin que ceux-ci puissent prospérer. Il doit en outre en assurer le contrôle et l'arbitrage (Roe & al. 2009) afin de garantir la pérennité des ressources fauniques, et notamment des éléphants, dans le respect des lois nationales et des conventions internationales dont l'État est signataire. En retour l'État perçoit des taxes et des impôts sur les activités de production faunique menées par les partenaires qui contribuent à financer le personnel, le matériel et la logistique du département/ministère technique en charge de la gestion des AP.

- Respect de l'application des lois

Un des rôles incontournables et inaliénables de l'État dans ce scénario est de mener la surveillance des AP. Cette activité de gestion est en elle-même non durable et consommatrice de ressources relativement importantes (Jachmann 1998, 2008, Séjourné 2010). Elle est cependant essentielle pour garantir la quiétude et la pérennité des populations fauniques et plus particulièrement celles des éléphants (Martin 2010). Si les opérateurs privés peuvent dans une certaine mesure y contribuer d'un

point de vue logistique et en terme de présence (dissuasive) sur le terrain (§6.2), cette activité doit en dernier ressort incomber à l'État (Chapitre 7). L'État doit en outre veiller à ce que les dossiers en justice soient suivis, le droit appliqué et les jugements exécutés. Il doit également assurer la sécurité juridique des biens et des sociétés, notamment des locataires de zones de chasse, mais aussi des structures associatives villageoises.

- Une concertation permanente entre acteurs nationaux et internationaux

L'État doit assurer la concertation permanente entre les différents acteurs impliqués (communauté, privé) à l'échelle nationale. L'État doit également favoriser la coopération transfrontalière avec les pays qui partagent les mêmes complexes ou écosystèmes fauniques et donc les mêmes populations d'éléphants (Chapitre 7) afin de développer des projets à vocation socio-économique (ex : tourisme de vision transfrontalier).

Un dialogue permanent avec les bailleurs de fonds, doit être maintenu. Le but n'est pas de financer structurellement un département/ministère technique ou des projets sur de vastes superficies qui n'ont aucun avenir au-delà de leur terme. L'objectif est plutôt de financer les investissements à caractère non commercial (aménagement des points d'eau et des pistes, etc.) pour réhabiliter des blocs fauniques à l'abandon mais de taille raisonnable (700 à 1.000 km²) afin d'y permettre une croissance rapide de la faune, de les louer et les rentabiliser plus rapidement (Lungren & Bouché 2005, Lungren & Oyélé 2010). Le désavantage de la location de blocs fauniques est le risque de perte de pouvoir des acteurs publics au profit du secteur privé (Boisvert & al. 2004). Cependant les espaces abandonnés *de facto* rapportent bien moins à l'État que l'implication du secteur privé dans la gestion de la faune. Certains auteurs estiment que cette décentralisation joue *in fine* en faveur de l'État dans la mesure où celui-ci confie à des tiers (privés, communautés) des tâches qu'il ne parvient pas à remplir correctement (Roulet 2004). Dans tous les cas, les États de la zone d'étude restent propriétaires de la faune et des espaces concédés.

- Impliquer les communautés et garantir la redistribution des revenus

Dans ce scénario, il est indispensable que les États considèrent les communautés locales comme des partenaires de premier plan. Ce scénario suppose le renforcement continu des capacités des communautés dans différents domaines (gouvernance, sensibilisation, aménagement, LAB, suivi écologique, comptabilité, filière de production etc.), la création et la reconnaissance formelle des structures locales de gestion et surtout la distribution équitable et garantie des revenus de la faune. Même si ces revenus sont souvent modestes, il est indispensable que les communautés aient le sentiment que la faune, y compris les éléphants, est une source de revenu ou au moins une source d'opportunité socio-économique (Roulet 2004, 2010, Child & Weaver 2006, Roe & al 2009, Vermeulen 2010).

- Une attribution transparente des zones de chasse aux opérateurs privés

Des appels d'offre ouverts et transparents doivent être lancés pour attribuer les blocs fauniques à des concessionnaires disposant des compétences techniques requises (Lungren 2009). À terme, il sera sans doute nécessaire que les États concèdent des blocs fauniques à l'intérieur des parcs nationaux pour les valoriser (Lungren & Bouché 2005, Lungren & Oyélé 2010) même au prix d'une modification de la législation.

- De la nécessité de normes techniques et de suivi des populations fauniques

Dans le cadre de ce scénario, en fonction des habitats et des conditions édaphiques, des normes de gestion faunique devraient être élaborées afin de décrire les étapes successives pour remplir les objectifs fixés. Les inventaires fauniques doivent devenir l'outil de contrôle permettant d'évaluer le niveau de gestion des AP. Le niveau de densité faunique, notamment d'éléphants, est l'expression de la qualité de la gestion. Les pays qui adopteraient des normes précises pourraient les utiliser comme argument commercial. Il est probable à l'avenir qu'un processus de certification international soit également instauré pour la chasse et le tourisme de vision (Chardonnet 2009). Il est essentiel que les États en collaboration avec les partenaires privés réinvestissent une partie des ressources financières pour réaliser le suivi de la faune. Les résultats d'inventaires seront cruciaux pour évaluer leur niveau de gestion et défendre leur position au sein de la CITES en ce qui concerne le commerce international de l'éléphant.

- Faciliter les investissements

Un des rôles importants de l'État dans ce scénario est de pouvoir faciliter les investissements, non seulement en garantissant leur sécurité juridique, mais également en facilitant l'octroi de crédits à taux modéré aux gestionnaires avec la justification que tous les investissements sont effectués *in fine* pour le compte des États. Les zones concédées sont en effet des espaces domaniaux sur lesquels les infrastructures (bâtiments, pistes, points d'eau, etc.) construites par le secteur privé sont ou seront la propriété de l'État.

- Des révisions adaptées et souples

Sur base de critères objectifs (suivi écologique), les services techniques des États doivent adapter les quotas mais également autoriser les zones qui le peuvent à diversifier leurs modes de production faunique et à expérimenter de nouveaux modèles de gestion des ressources naturelles (Roe & al. 2009). C'est d'autant plus important que la seule activité de chasse ne génère que des revenus relativement limités (Roulet 2004, 2010, Bouché & al 2010b, Chapitre 3). Dans le cadre de ce

scénario, il pourrait être envisagé de permettre à des privés de créer des aires fauniques privées en dehors des zones d'intérêt cynégétique. Dans le même ordre d'idée, les acteurs privés pourraient acquérir des animaux vivants, y compris des éléphants, comme cela se pratique en Afrique australe (Krug 2001). Les animaux seraient dès lors leur propriété. L'acquisition par des privés sud-africains de rhinocéros noirs (*Diceros bicornis*) à partir du début des années 1990 a significativement contribué au sauvetage de l'espèce dans ce pays (Hall-Martin & Castley 2003).

9.2.4.2 Communauté

Le rôle des communautés est la pierre angulaire de tout le processus de ce scénario. Si les populations locales sont généralement réceptives au principe de participation villageoise à la gestion de la faune, elles sont plus rarement aptes à s'organiser spontanément et à remplir correctement leur rôle dans le processus de décision et dans la gestion financière transparente (UICN 2009). Il est donc nécessaire à la fois de les aider à s'organiser mais aussi de les former, tant dans les processus institutionnels villageois que dans la gestion des terroirs.

- Organisation et formation des communautés

Lorsque des structures de gestion communautaire existent, bien peu disposent d'un statut et de règlements intérieurs écrits, choisis par elles-mêmes et reconnus par l'État. Ces documents visent, à asseoir la légitimité institutionnelle et à assainir la gouvernance des organes communautaires autant que la gestion des bénéfices qu'elles génèrent au profit de leurs communautés d'attache (Roulet 2004, Roe & al. 2009, Zowoya & Bouché 2009a&b). Cette reconnaissance légale renforcera à la fois leur notoriété, la coopération avec des agences de développement, leur poids socio-économique mais également leur pouvoir d'influence. Le processus de mise en place organisationnelle de structures communautaires (le plus souvent sous forme d'associations) reconnues par l'État est long (Boulet & al. 2003, Roulet 2004, Roe 2009). Il nécessite un appui conseil technique pendant la mise en place et un accompagnement pendant quelques années pour roder les structures communautaires et adapter les documents statutaires et opérationnels aux réalités de terrain.

- Gestion des terroirs

La *gestion des terroirs* consiste à transférer le contrôle exercé sur la gestion et l'exploitation des ressources naturelles de l'État à la population locale (GTZ 2000). Elle inclut des mesures d'accompagnement visant à améliorer la gestion et à réaliser les investissements qui permettent d'accroître les densités fauniques et de sécuriser les populations animales. Cette sorte de code régit aussi l'usage des ressources naturelles dans un bloc faunique donné ainsi que la distribution spatio-temporelle des activités (Roulet 2010a & b). Le processus nécessite l'appui de l'État aux communautés pour négocier ce code et le rédiger. Ces codes ne font que compléter l'arsenal juridique national

existant. C'est à ce niveau que les options de gestion relatives aux populations d'éléphants sont précisées.

Dans la plupart des pays, les espaces dévolus à la gestion faunique communautaire sont de taille très modeste (sauf en Afrique centrale). Les perspectives de revenus socio-économique tangibles sont donc limitées (Vermeulen 2004, UICN 2009). Il est essentiel que les communautés puissent élargir ces zones en fonction des besoins et des opportunités socio-économiques si elles le souhaitent (Vermeulen 2010) et surtout si elles envisagent d'y accueillir des populations d'éléphants.

9.2.4.3 Gestion privée

- *Vers une professionnalisation accrue des opérateurs privés*

Du fait de la raréfaction des zones de chasse exploitables, les concessionnaires sont voués à devenir des gestionnaires de la faune. Dans le cadre de ce scénario, l'activité de chasse safari doit être envisagée par eux comme un moyen de production faunique complémentaire à d'autres (vision, *cropping*, pêche villageoise). L'opérateur privé doit considérer la diversification des productions fauniques de sa zone comme une activité économique à part entière et nécessitant une gestion tout au long de l'année, même si les activités varient en fonction des saisons. Les populations d'éléphants profiteront pleinement de la présence dissuasive et permanente du concessionnaire sur sa zone.

- *Une communication renforcée avec les communautés locales*

Dans le domaine rural africain, l'échange verbal direct est un signe de considération et de courtoisie indispensable. Dans ce scénario, il est nécessaire que cette relation de courtoisie devienne un devoir entre les parties. Le mode de communication le plus adapté reste la réunion formelle qui est le moyen le plus simple et le plus apprécié par les communautés.

- *Vers une exploitation optimale des zones fauniques*

Dans le cadre de ce scénario, la combinaison de plusieurs modes de production faunique doit être mise en œuvre afin d'optimiser les revenus (Lungren 1990, Portier & Lungren 2007) (Tableau 4). La diversification des modes de production faunique rend également l'entreprise moins vulnérable aux aléas qui pourraient toucher l'un ou l'autre mode de production. Au Ranch de Gibier de Nazinga ce modèle a eu une influence positive directe sur les populations d'éléphants (Chapitre 3, Encadré 2).

Si les communautés peuvent avoir un accès contrôlé et organisé aux produits forestiers non ligneux (PFNL), le bénéfice des AP au profit des communautés sera d'autant plus important (Encadré 2). S'y ajoutent certaines taxes communautaires qui devraient leur être payées selon les dispositions légales en vigueur dans certains pays (Lungren & Bouché 2005, Roulet 2010a, §6.3 et 6.4).

9.3 Mise en place des corridors

Sans la mise en place de corridors, l'avenir de la plupart des populations d'éléphants d'Afrique de l'Ouest est compromis (Chapitre 7). Jusqu'il y a peu ces populations, même éparpillées, maintenaient des contacts épisodiques entre elles (Chapitre 7). Cependant l'avancée généralisée du front agricole a rendu ces contacts de plus en plus difficiles et dans certains cas ils ont disparu (Chapitre 7). Ces contacts doivent être rétablis avant que la mémoire collective des éléphants ne disparaisse. Le maintien de ces contacts permettrait de briser l'isolement des petites populations de moins de 200 individus qui ne sont pas viables à l'état actuel (Chapitre 7) et permettrait en outre de réduire la perte de diversité génétique (Whitehouse & Harley 2001, Sinclair & al 2006).

Les contacts entre les populations existantes pourraient être restaurés par la création de corridors. Nous n'aborderons pas ici les aspects théoriques des corridors qui déborderaient du sujet de cette thèse. Nous entendons par corridor un espace reliant deux ou plusieurs aires protégées, dépourvu d'activités agricoles, d'élevage et d'habitation permanente (champ, friche, village) mais géré comme une zone faunique à part entière (Johnsingh & Williams 1999, Silori & Mishra 2001). La distribution de la plupart des animaux sauvages et de l'éléphant en particulier, est influencée négativement par les activités humaines sur une distance d'au moins 5 km (Johnsingh & Williams 1999, Bouché & al 2004 a & b, Bouché 2007a, Hibert & al. 2010). En conséquence un corridor doit être conçu de manière à disposer dans sa plus petite largeur d'une taille supérieure à 10 km. Il est essentiel que les corridors soit clairement délimités afin d'éviter toute confusion sur les droits d'usage.

Comme les AP accueillant les principales populations d'éléphants sont distribuées de part et d'autre des frontières internationales, une vision sous régionale est requise. Les éléphants ne devraient pas être considérés comme une propriété nationale mais plutôt comme un patrimoine sous régional. Pour atteindre ce but, les efforts communs des pays de l'aire de répartition de l'éléphant, au sein de l'Union Africaine de la CEDEAO (Communauté Économique des États d'Afrique de l'Ouest) et au sein de la CEEAC (Communauté Économique des États d'Afrique Centrale) et de leurs partenaires financiers, sont nécessaires avec l'appui technique de l'UICN, du Groupe des Spécialistes des Éléphants d'Afrique, le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) et des ONG de conservation. Le Groupe des Spécialistes des Éléphants d'Afrique a tracé la voie en promouvant des stratégies de conservation de l'éléphant aux échelles sous régionales et nationales. Ces stratégies encouragent à relier les AP entre elles pour prévenir un isolement ultérieur des petites populations (UICN 2003, Wildlife Division 2000, DGEF 2003, Blanc & al. 2007).

Relier les aires protégées au-delà des frontières présente un autre avantage : les éléphants peuvent migrer vers le pays voisin en temps de guerre ou de conflits civils. Par exemple des comptages réalisés en 2005 (Bouché 2005) ont révélé la présence de quelques éléphants dans la Forêt Classée de Comoé Léraba située au sud-ouest du Burkina et adjacente à la frontière de Côte d'Ivoire.

Quelques mois plus tard une harde de 130 éléphants provenant de Côte d'Ivoire fuyant le conflit ivoirien était observée (Yer 2006). Une situation similaire a été observée durant les troubles civils au Togo dans les années 1990 où plus de 100 éléphants ont migré vers le Burkina Faso et le Bénin (Bouché & al 2002) alors que d'autres ont migré vers le Ghana (Okoumassou & al 1998).

9.3.1 De la nécessité de négocier

Comme nous l'avons vu précédemment (Chapitre 7), la délimitation de corridors ne peut s'effectuer en grande partie que sur des terres déjà occupées par une population humaine parfois nombreuse. L'implantation de chaque corridor doit faire l'objet d'une étude de faisabilité. Les communautés devront nécessairement être consultées sur le souhait ou non de contribuer à la mise en place du corridor. Les récents exemples d'ouvertures de corridors démontrent qu'il est possible d'en établir de nouveaux. Les corridors entre le complexe Po Nazinga Sissili et le Complexe Red Volta au Ghana a été ouvert en 2006 (PAGEN 2006). Un autre a été ouvert entre Po Nazinga Sissili et le Parc National de Mole (Lungren 2008). Il n'est pas impossible que certains villages refusent d'y participer mais dans les cas récents ils constituent une minorité (Lungren 2008).

9.3.2 Qui doit gérer les corridors ?

La question de la gestion des corridors est cruciale. En toute logique leur gestion devrait revenir aux communautés locales qui auraient cédé une part de leurs terres pour la constitution du corridor. Il ne faudrait pas que les administrations considèrent que ces nouvelles AP tombent sous la gestion directe de l'État. Il faut au contraire permettre aux communautés de gérer ces corridors avec l'appui de l'État et de bailleurs éventuels selon les modalités décrites plus haut (§9.2.4).

Il est également indispensable que l'État accorde la possibilité à ces communautés d'y mener divers modes de production faunique (chasse safari, tourisme de vision, pêche villageoise) afin de générer les recettes à leur profit. Les communautés devraient également avoir le choix des modalités d'usage de ces espaces (exploitation directe ou location). L'État devrait accorder des quotas de chasse adaptés à chaque corridor en fonction du choix de production faunique retenu par les communautés. La chasse safari porterait sur des espèces couramment ouvertes à la chasse dans les pays concernés. L'éléphant y serait protégé. Son statut d'espèce porte-drapeau renforcerait la notoriété des corridors. En outre les communautés devraient pouvoir être autorisées à collecter, de manière contrôlée, les PFNL (Triplet & Vermeulen 2010). La transhumance ne peut être négligée bien qu'elle soit à l'origine de nombreux conflits. Elle pourrait être autorisée mais de manière limitée uniquement en saison des pluies et sous certaines conditions (surveillance et contrôle vétérinaire) (Kiéma & al. 2010).

La visibilité des corridors pourrait être valorisée au niveau national en promulguant un statut national de corridor communautaire. Lorsque ces corridors ont une vocation transfrontalière (liens entre deux AP situées de chaque côté d'une frontière internationale), un statut international pourrait leur être

réservé en les inscrivant par exemple dans le cadre des Réserves Transfrontalières de la Biosphère promu par le programme l'Homme et la Biosphère de l'UNESCO (UNESCO 2011).

Si les communautés ne sont pas considérées dès le départ comme les acteurs clés des corridors et que celles-ci ne sont pas suivies et formées (§9.2.4), il y a peu de chance que les corridors deviennent opérationnels et ils risquent de rejoindre la longue liste d'AP de papier.

Chapitre 10. Conclusions

10.1 Apport de la thèse à l'étude de la conservation et la gestion des éléphants en Afrique de l'Ouest

Cette thèse a permis de confirmer que dans le contexte ouest africain caractérisé par un habitat de savane soudano-sahélienne et des populations d'éléphants vivant en faible densité, la méthode du comptage aérien total (Chapitre 5) est la plus adaptée.

La population minimale d'éléphants dans la zone d'étude a été estimée entre 7.745 et 8.000 individus (Chapitre 7). Cette population représente à peine 2% de la population totale d'éléphants d'Afrique.

Cette thèse a permis également de confirmer à la fois la réduction de 50% des effectifs d'éléphants dans la sous-région ces 40 dernières années (Chapitre 7). Par ailleurs sur la même période les populations ont été progressivement isolées les unes des autres et les populations de moins de 200 individus ont quasiment toutes disparu.

La principale menace à laquelle l'espèce est confrontée est la perte d'habitat due à l'augmentation de la démographie humaine et des activités socio-économiques de subsistances (agriculture, élevage). L'impact de ces dernières est renforcé par les changements climatiques depuis les années 70. Le braconnage pour le trafic illégal d'ivoire se focalise presque exclusivement en RCA et au Tchad (Chapitre 7, §6.2 et 6.3). Ce phénomène est renforcé par les conditions d'instabilité socio-politique chroniques que vivent ces pays.

Les AP classiques (parcs nationaux, réserves de faune, etc.) sont des héritages coloniaux même si le statut de certaines AP a été renforcé après les indépendances. Malheureusement, la protection de la nature n'est pas une priorité des agendas politiques des États de la zone d'étude. Il en résulte que les AP ne disposent pas des moyens suffisants pour assurer la gestion essentielle sur le terrain (gestion des brûlis, LAB, gestion de l'eau, gestion de la périphérie). Par ailleurs la gestion étatique accuse souvent de nombreuses faiblesses (gestion du personnel peu performante, manque de moyens financiers et logistiques, lois peu ou pas appliquées, manque de souplesse dans la gestion etc.) ne rendant le travail de terrain que peu ou pas efficace. Voilà qui explique largement le niveau des densités d'éléphants assez faible de la plupart des AP publiques malgré l'appui financier extérieur (chapters 3, 6 et 7).

10.2 Implications en terme de stratégie de conservation

La conservation et la prospérité à long terme de l'éléphant dans la sous-région passera par un accompagnement renforcé des États et de leurs partenaires financiers (bailleurs de fonds) vis-à-vis des communautés et du secteur privé (§9.2.4).

L'implication des communautés ne pourra être réelle sans la mise en place et le respect de mécanismes permettant de partager le processus décisionnel et d'optimiser leurs bénéfices socio-économiques. Ce ne sera possible que grâce à la gestion durable et professionnelle des ressources naturelles impliquant également le secteur privé. L'appui conseil à long terme sera cependant nécessaire pour former et aider les communautés à créer des organismes villageois autonomes et légitimes fondés sur des principes démocratiques et de bonne gouvernance (§9.2.4).

Le secteur privé a démontré qu'il était à même de pouvoir restaurer les ressources fauniques de manière plus efficace que l'administration du fait d'une gestion plus souple et au mieux de ses intérêts (plus de faune = plus de quotas donc plus de revenus) (Child 1995, Krug 2001, Western 2009). Dans les pays où le secteur privé est impliqué comme partenaire à part entière, il a permis de valoriser des espaces qui étaient au mieux mal gérés et au pire abandonnés (Roulet 2004). Pour justifier pleinement son rôle, le secteur privé devra nécessairement gérer les zones concédées de manière à optimiser les revenus socio-économiques grâce à la multiplication des modes de production faunique (chasse safari, tourisme de vision, *cropping*, pêche villageoise, capture et vente d'animaux) (§9.2.4). Les activités de gestion et d'aménagement menées par l'opérateur privé (eau, feu, surveillance, etc.) favorisent à terme le retour et/ou la croissance des populations d'éléphants (Encadré 2). Même si les aménagements sont au départ prévus pour la chasse d'autres espèces que l'éléphant (la chasse safari à l'éléphant n'étant autorisée qu'au Cameroun), sa présence est très attractive pour la clientèle de chasse safari (même aux endroits où l'éléphant n'est pas chassé) comme pour celle du tourisme de vision.

Il est essentiel que l'état fasse appliquer les lois non seulement en matière environnementale sur le terrain (LAB, poursuite judiciaire des contrevenants, application des jugements), mais aussi en ce qui concerne le respect des règles d'attribution des zones de chasse, de droit des entreprises, des biens privés, etc. Les législations devront si nécessaire être adaptées. Les États devront en outre réaliser un suivi écologique régulier afin de pouvoir prendre des décisions appropriées et mieux défendre leurs points de vue au sein d'institutions comme la CITES. Si les États souhaitent conserver la faune, il est essentiel qu'ils reconnaissent formellement et concrètement aux communautés leur rôle incontournable. L'implication des communautés ne sera effective que si des responsabilités de gestion leur sont dévolues et surtout si les revenus significatifs issus de la faune leurs sont redistribués (Chapitre 3, §9.2.4).

Un réseau de corridors a été proposé afin de briser l'isolement des populations d'éléphants (chapitres 7 et 9). Sa mise en œuvre nécessitera une évaluation et des négociations préalables avec les communautés qui occupent actuellement les espaces sur lesquels les corridors sont proposés. Il sera également nécessaire que les populations puissent à terme gérer ces corridors et en retirer des bénéfices par la mise en œuvre de divers modes de production faunique sur les terroirs qu'elles auront cédés.

Les populations d'éléphants de savane d'Afrique de l'Ouest et centrale sont-elles vouées à disparaître au cours des prochaines décennies ? Nous devons encore attendre 30 ou 40 ans pour le savoir. Cependant il est évident que les pays qui les hébergent sont à la croisée des chemins. Force est de constater que malgré les efforts de plusieurs centaines de personnes (cadres nationaux et spécialistes) dont certaines ont sacrifié leur vie pour la conservation des éléphants, le résultat est bien maigre et les populations d'éléphants plus fragiles que jamais. Il faut admettre que cette situation résulte à la fois du manque de volonté politique de certains États et de leurs services techniques, de leur manque de capacité, de l'incompétence de certains gestionnaires et de l'inadaptation des projets d'appui dont les remèdes sont parfois pires que les maux qu'ils entendent traiter. Est-ce à dire que tous ces efforts ont été vains ? Heureusement non, car certains gestionnaires ont prouvé qu'il était possible de restaurer des populations d'éléphants à condition d'appliquer une gestion appropriée et continue sur le terrain. Ils sont hélas bien peu nombreux et leurs expériences n'ont pas ou peu été partagées par leurs collègues. Le travail de conservation et de restauration des populations d'éléphants dans ces pays est donc un long chemin étroit dont l'issue est incertaine. De la réponse que les États et leurs partenaires nationaux et internationaux donneront aux recommandations formulées dans cette thèse, dépendra sans doute en partie l'avenir des derniers éléphants d'Afrique soudano-sahélienne.

Bibliographie

- Adjewodah P (2004) Habitat status, population and distribution of the African savanna elephant (*Loxodonta africana*) in Northeastern Ghana. NCRC, IUCN AfESG Project SG0203 Final report
- African Conservation Foundation (2005) Amboseli NP degazetted. Kenya. <http://www.africanconservation.org/forum/news-archives-around-africa/4915-amboseli-np-degazetted-kenya.html>. Accédé le 28/05/11
- Alexandre DY (1977) Rôle disséminateur des éléphants en forêt de Taï, Côte d'Ivoire. Revue Écologie (Terre et Vie) 32, 47-72
- Armbruster P & Lande R (1993) A population viability analysis for African elephant (*Loxodonta africana*): how big should reserve be? Conservation Biology, 7(3): 602-610
- Bailey NTJ (1995) Statistical methods in biology. Third edition. Cambridge University Press
- Baldus RD (2002) African Wildlife: Must It Be Subsidized?. A Contribution to the Discussion on Financing Sustainable Development at 'Rio + 10'. <http://www.wildlife-programme.gtz.de/wildlife/download/fipaba.pdf>. Accédé le 26/05/11
- Barnes JI (1998) Economic Influences on Elephant Management in Southern Africa. Paper for the Workshop on cooperative regional wildlife management in southern Africa, University of California, Davis August 13 – 14
- Barnes RFW (1980) The decline of baobab tree in Ruaha National Park Tanzania. Afr. J. Ecol. 18, 243-252
- Barnes RFW (1983) Effects of elephants browsing on woodlands in a Tanzanian National Parks: measurement, models and management. Journal of applied Ecology 20, 521-540
- Barnes RFW (1996) Estimating forest elephant abundance by dung counts. 38-48. In Kangwana K. (editor) Studying elephants. Technical handbook n° 7. African Wildlife Foundation. Nairobi
- Barnes RFW (1999) Is there a future for elephants in West Africa? Mammal Review, 29 : 175–199
- Barnes RFW (2002) The problem of trend detection posed by small elephant populations in West Africa. Afr. J. Ecol., 40: 179-185
- Barnes RFW, Craig GC, Dublin HT, Overton G, Simons W et al. (1998) African elephant database 1998. IUCN/SSC. IUCN, Gland & Cambridge
- Barnes RFW, Hema EM & Elmehedi D (2006) Distribution des éléphants autour d'une mare sahélienne en relation avec le cheptel domestique et la végétation ligneuse. Pachyderm, 40:35-41
- Barry I & Chardonnet B (1998) Recensement aérien de la faune de l'Unité de Conservation d'Arly. Résultats et commentaires. Ministère de l'Environnement et de l'Eau. Burkina Faso
- Becquey E, Savy M, Danel P, Dabiré HB, Tapsoba S & Martin-Prevel Y (2010) Dietary patterns of adults living in Ouagadougou and their association with overweight. Nutrition Journal, 9 : 13. doi:10.1186/1475-2891-9-13
- Beier P & Noss RF (1998) Do corridors provide connectivity? Conservation Biology, 12 (6) : 1241-1252
- Belemsobgo U (2002) Résultats de l'analyse de l'inventaire aérien de la grande faune et du bétail dans le complexe des aires protégées de la boucle du Mouhoun en avril 2002. Direction des Parcs Nationaux, Réserves de Faune et des Chasses. Ouagadougou
- Bell RHV, Grimsdell JJR, Van Lavieren SP & Sayer JA (1973) Census of the Kafue Lechwe by aerial stratified sampling. E. Afr. Wildl. J., 11 : 55-74
- Bell RHV (1984) Carrying capacity and off-take quotas. In Bell RHV & Mc Shane-Caluzi E (Editeurs) Conservation and Wildlife Management in Africa. Proceedings of a Workshop organized by the US Peace Corps at Kasungu National Park. Malawi. October 1984, US Peace Corps, Washington DC, USA

- BIDC (2008) BIDC <http://www.bidc-ebid.org/fr/cedeano.php>. Accédé le 25/05/11
- Blake S, Bouché Ph, Rasmussen H, Orlando A & Douglas-Hamilton I (2003) The last Sahelian elephants. Ranging behavior, population status and recent history of the deserts elephants of Mali. *Save the Elephant*
- Blake S, Strindberg S, Boudjan P, Makombo C, Bila-Isia I & al. (2007) Forest elephant crisis in the Congo Basin. *PLoS Biol.*, 5(4), e111. doi:10.1371/journal.pbio.0050111.
- Blanc JJ, Thouless CR, Hart JA, Dublin HT, Douglas-Hamilton I & al. (2003) African Elephant Status Report 2002: An update from the African Elephant Database. IUCN/SSC African Elephant Specialist Group. Gland (Switzerland)
- Blanc JJ, Barnes RFW, Craig GC, Dublin HT, Thouless CR & al. (2007) African Elephant Status Report 2007: An update from the African Elephant Database. IUCN/SSC African Elephant Specialist Group. Gland (Switzerland)
- Boisvert V, Caron A & Rodary E (2004) Privatiser pour conserver ? Petits arrangements de la nouvelle économie des ressources avec la réalité. *Tiers-Monde*, 45 (177) : 61-84
- Blom A, Yamindou J & Prins HHT (2004) Status of the protected areas of the Central African Republic. *Biol. Cons.*, 118 : 479-487
- Bothma J du P (2002) (éditeur). Game ranch management. Van Schaik.
- Bouché Ph (1998) Les aires protégées du Rwanda dans la tourmente. Évolution de la situation de 1990-1996. *Les Cahiers d'Éthologie*, 18 (2) :161-174
- Bouché Ph (1999) Écologie de la faune du Haut Bandama, Côte d'Ivoire. Mémoire de DES. Institut Vétérinaire Tropical, Université de Liège
- Bouché Ph (2002) Elephant survey of Mole National Park.Ghana. March 2002. Report of the aerial survey. CITES-MIKE
- Bouché Ph (2004) Analyse comparée de différentes méthodes de comptage utilisées en Afrique de l'Ouest. WAWS
- Bouché Ph (2005) Inventaire aérien de la faune dans les sites du PAGEN : Forêt Classée et Réserve Partielle de Faune de Comoé-Léraba, Forêts Classées de Boulon et de Koflandé, Réserve de la Biosphère de la Mare aux Hippopotames, Parc National Kaboré Tambi. Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Burkina Faso
- Bouché Ph (2006) Northern Ghana Wildlife Survey. IUCN, NSBCP
- Bouché Ph (2007a) III. Les éléphants du Ranch de Gibier de Nazinga. 259-268. *In* Delvingt W and Vermeulen C, (éditeurs). Nazinga. Région Wallonne, Presse Agronomique de Gembloux, Nature+, APEFE, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (Burkina Faso), Gembloux & Ouagadougou.
- Bouché Ph (2007b) Northern Ghana elephant survey. *Pachyderm*, 42 : 58-69
- Bouché Ph (2007c) Dry season status, trends pattern and distribution of Konkombouri elephant and implications for management. Burkina Faso. *Pachyderm*, 42 : 33-42
- Bouché Ph (2007d) Dénombrement des éléphants du Gourma. PCVBGE, AFD, UICN
- Bouché Ph (2007e) Inventaire de la faune dans la forêt Classée de Koulbi et dans les Réserves de Bontili. SOCREGE. PROGEREF, Ministère de l'Environnement, Burkina Faso
- Bouché Ph (2008) Recensement pédestre des grands Mammifères de la Zone de Chasse de Konkombouri. Burkina Faso. Mai 2008. PMZCK/2008/01. Burkina Safari Club
- Bouché Ph (2010a) Inventaire aérien 2010 des grands mammifères dans le Nord de la République Centrafricaine. Composante ZCV. ECOFAC, CITES-MIKE, RCA
- Bouché Ph (2010b) Inventaire pédestre 2010 des grands mammifères dans les ZCV du Nord de la République Centrafricaine. Composante ZCV, ECOFAC, CITES-MIKE, RCA

- Bouché Ph, Heymans J-C, Lungren CG & Ouedraogo LK (2000) Recensement des animaux sauvages dans les concessions de faune de l'Est. UICN, Ministère de l'Environnement et de l'Eau, Burkina Faso
- Bouché Ph, Lungren CG & Ouédraogo LK (2002) Statut et tendances des effectifs d'éléphants dans les aires protégées de l'Est du Burkina Faso. *Pachyderm*, 32: 49-54
- Bouché Ph, Lungren CG, Hien B & Omondi P (2004a) Recensement aérien total de l'Écosystème W-Arly-Pendjari-Oti-Mandouri-Kéran (WAPOK). CITES-MIKE, ECOPAS, PAUCOF, Benin, Burkina Faso, Niger, Togo
- Bouché Ph, Lungren CG & Hien B (2004b) Recensement aérien total de l'Écosystème Po Nazinga Sissili (PONASI). CITES-MIKE, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Burkina Faso.
- Bouché Ph & Renkens D (2004) Suivi de la Faune de la Zone Cynégétique de Konkombouri. Décembre-Mai 2004. Rapport n°PMZCK/2004/02. Burkina Safari Club, Burkina Faso
- Bouché Ph & Lungren CG (2004) Les petites populations d'éléphants du Burkina Faso. Statut, distribution et déplacement. *Pachyderm*, 37 : 85-91
- Bouché Ph, Bache AX, Yakata M, Chenda A, Nzapa Beti Mangué R & Zowoya F (2010) Les Zones Cynégétiques Villageoises du Nord de la République Centrafricaine: 15 ans déjà! *Parcs et Réserves*, 65 (2) : 4-11
- Bouché Ph, Lungren CG, Dermé M (2011) Le secteur privé à la rescousse de la faune sauvage en Afrique de l'Ouest. Évaluation écologique et économique de la Zone de Chasse de Konkombouri au Burkina Faso. *Parcs et Réserves*, 66 (4) : 12-22
- Boudet G (1991) Pâturages tropicaux et cultures fourragères. IEMVT, Ministère de la Coopération et du Développement, Documentation française, Paris.
- Boulet H, Ouamoudjou F & Mbitikon R (2003) Les zones cynégétiques villageoises ou l'utilisation durable de la faune sauvage par le tourisme cynégétique. *Parcs et Réserves*, 58 (1)
- Boulet H, Vermeulen C, Aladji-Boni AS, Niandou I, & al. (2004) Stratégie régionale de gestion de l'activité cynégétique en périphérie du parc du W (Bénin, Burkina Faso, Niger). *Game and Wildlife Science*, 21 (3) : 663-673
- Bousquet B (1982) Inventaire des ressources en faune sauvage et étude économique sur son utilisation en zone rurale. Résultats des inventaires aériens de la faune. Haute Volta. FAO FO : DP/UPV/78/008. Document de terrain N°6, Rome.
- Bousquet B & Szaniawski A (1981) Résultats des inventaires aériens des grands mammifères dans la région 'Pendjari Mekrou ». Bénin et Haute-Volta. FAO FO : DP/UPV/78/008 DP/BEN/77/011. Document de terrain N°4. Version non officielle
- Boutrais J (2010) Pastoralisme et aires protégées d'Afrique de l'Ouest au regard de l'Afrique de l'Est. 215-246. *In* Aubertin & Rodary (éditeurs). Aires protégées, espaces durables ? IRD éditions, Marseille, France
- Bourlière F & Verschuren J (1960) Introduction à l'écologie des ongulés du Parc National Albert. Inst. Parcs Nat. Congo Belge, Expl. Parc Nat. Albert, Bruxelles.
- Boy A (1958) Les buffles du pays Gourma. *Bois et Forêts des Tropiques*, 58: 3-15
- Boy A (1963) Antilopes des environs du Parc National W (partie 1). *Bois et Forêts des Tropiques*, 92: 35-50
- Boy A (1964) Antilopes des environs du Parc National W (partie 2). *Bois et Forêts des Tropiques*, 93: 47-60
- Bradshires JS, Arcese P & Sam MK (2001) Human Demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 268: 2473-2478
- Brahmachary RL (1980) On the germination of seeds in the dung balls of the African elephant in the Virunga National Park. *Revue Ecologie (Terre et Vie)* 34, 139-142
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP & Laake JL (1993) Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews, Scotland
- Caughley G (1976) The elephant problem - an alternative hypothesis. *E. Afr. Wildl. J.*, 14 : 265-283

- Carruthers J (2010) Romance, reverence, research, rights: Writing about elephant hunting and management in southern Africa, c.1830s to 2008. *Koedoe* 52 (6), 1-6
- CEDEAO sans date. <http://www.europe-afrique.org/CEDEAO>. Accédé le 25/05/11
- Chardonnet B (2000) Étude des effectifs et de la répartition saisonnière des éléphants des aires classées de l'Est du Burkina Faso. *Pachyderm*, 28 : 16-31
- Chardonnet B (2009) La grande chasse en Afrique de l'Ouest. Quelle contribution à la conservation? PAPACO Étude N°2, UICN
- Chardonnet B, Rouamba P, Barry I, Ouédraogo A & Nacoulma P (1999) Suivi écologique aérien des aires classées des bassins de l'Arly et du Singou. Ministère de l'Environnement et de l'Eau, Burkina Faso
- Chardonnet P (1995). Faune sauvage africaine. La ressource oubliée. Commission Européenne
- Chardonnet P, Crosmary W, Belemsobgo U, Koulagna D et al. 2005. Conservation du lion d'Afrique de l'Ouest et d'Afrique centrale. UICN SSC, CSG, WCS, ALWG, ROCAL, ART, SCI foundation, DEFRA, SADEC.
- Chardonnet, Ph & Boulet H (2007) Elephant in turmoil. Central African Republic May 2007. International Foundation for the Conservation of Wildlife (IGF Foundation)
- Chardonnet Ph & Boulet H (2008) Des éléphants dans la tourmente. République Centrafricaine, 2007. *Bois et Forêts des Tropiques*, 295: 91-96
- Child G (1995) Wildlife and People: The Zimbabwean success. How the conflict between animals and people became progress for both. Wisdom Foundation, Harare and New York
- Child G & Weaver C (2006) Marketing hunting and tourism joint ventures in community areas. *Participatory learning and action*, 55 : 37-44
- Colyn M, Dudu A & Ma Mbaele M (1987) Exploitation du petit et moyen gibier des forêts ombrophiles du Zaïre. *Nature et Faune*, 3 (4) : 15-39
- CITES (2007) Illegal ivory trade and control of internal markets CoP14 Doc. 53.4 www.cites.org/eng/cop/14/doc/E14-53-4.pdf. Accédé le 15/11/2008
- CITES (2010) Monitoring of Illegal killing in elephant range states. E15 44.2. CITES.
- Clerici N, Bodini A, Eva H, Grégoire J-M, Dulieu D & al. (2007) Increased isolation of two Biosphere Reserves and surrounding protected areas (WAP ecological complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation*, 15 : 26-40
- Cochrane EP (2003) The need to be eaten: *Balanites wilsonia* with or without seed dispersal. *J. Tropical Ecology*, 19(5): 579-589
- Coetzee BJ, Engelbrecht AH, Joubert SCJ & Retief PF (1979) Elephant impact on *Sclerocarya caffra* trees in *Acacia nigrescens* tropical plains thornveld of the Kruger National Park. *Koedoe* 22, 39-60
- Comstock KE, Georgiadis N, Pecon-Slattery J, Roca AL, Ostrander EA, & al (2002) Patterns of molecular genetic variation among African elephant populations. *Molecular Ecology*, 11: 2489–2498.
- Cornélis D (2000) Analyse du monitoring écologique et cynégétique des populations des principaux ongulés aux Ranch de Gibier de Nazinga (Burkina Faso). Fac. Universitaire des Sc. Agro. Gembloux.
- Craig CG (2004) Aerial survey standards for the MIKE Programme. CITES-MIKE, Nairobi
- Craigie ID, Baillie JEM, Balmford A, Carbone C & al. (2010). Large mammal declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation*, 143 : 2221-2228
- Croze H (1974) The Seronera bull problem. II. The trees. *E. Afr. Wildl. J.*, 12, 29-47
- Daniel J-C 1993. Les Eléphants d'Asie aujourd'hui 174-177. *In* Shoshani J 1993. Les éléphants. Bordas, Paris.
- Dejace Ph, Ghautier L & Bouché Ph (2000) Les populations de grands mammifères et d'autruches du Parc National de Zakouma au Tchad. Statut et tendances évolutives. *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 55 (4) : 305-320

- Delvingt W (1987) Programme d'aménagement des Parcs Nationaux et de protection de l'environnement. Rapport sur l'évolution des populations de grands mammifères dans le Parc National et la Zone cynégétique de la Pendjari. Ministère du Développement Rural et de l'Action Coopérative, République Populaire du Bénin
- Delvingt W & Lobão Tello JLP (2004) Découverte du Nord de la Centrafrique. Sur les terres de la grande faune. Programme ECOFAC, EU, AGRECO-GEIE.
- Delvingt W & Vermeulen C (2007)(éditeurs). Nazinga. Région Wallonne, Presse Agronomique de Gembloux, Nature+, APEFE, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (Burkina Faso), Gembloux & Ouagadougou
- DGEF (2003) Stratégie de Conservation des éléphants au Burkina Faso. MECV
- D'huart & Ndiaye (2006) Plan d'urgence pour le sauvetage du Parc National du Niokolo Koba et orientations pour une Stratégie de gestion à long terme MEPN. African Park Conservation
- Douglas Hamilton I (1972) On the ecology and behaviour of the African elephant. Ph D Thesis. University of Oxford (UK)
- Douglas-Hamilton I (1979) The African elephant action plan. Typescript Report to IUCN
- Douglas Hamilton I (1983) Elephants Hit by African Arms Race. *Pachyderm*, 2 : 11-13
- Douglas Hamilton I (1984) Trends in key African Elephant Populations. *Pachyderm*, 4 : 7-9
- Douglas-Hamilton I (1987) African elephants: population trends and their causes. *Oryx*, 21: 11-24
- Douglas-Hamilton I (1996) Comptage des éléphants par l'air. Comptages totaux. 31-41. *In* : Kangwana, K (éditeur) L'étude des éléphants. Série des manuels techniques AWF n° 7, African Wildlife Foundation, Nairobi
- Douglas-Hamilton I (2009) The current elephant poaching trend. *Pachyderm*, 45: 154-157
- Douglas-Hamilton I & Hillman A (1981) Elephant carcasses and skeletons as indicators of population trends in low-level aerial survey technique. ILCA Monograph
- Douglas Hamilton I, Froment JM, Doungoube G and Root J (1985) Recensement aérien de la faune dans la zone Nord de la République Centrafricaine. Aménagement de la faune. République Centrafricaine. FO CAF/78/006, Document de travail n°5, FAO, Rome
- Douglas-Hamilton I & Douglas-Hamilton O (1992) Battle for the elephants. Viking Penguin, New-York
- Douglas-Hamilton I & Wall J (2009) Drought threatens Mali elephants. *Pachyderm*, 45 : 129-130
- Douglas-Hamilton I, Krink T & Vollrath F (2005) Movements and corridors of African elephants in relation to protected areas. *Naturwissenschaften* 92: 158–163
- Dublin HT (1995) Vegetation dynamics in the Serengeti-Mara Ecosystem: the role of elephants, fire and other factors. 71-90. *In* Sinclair ARE & Arcese P (éditeurs). Serengeti II. Dynamics, Management and Conservation of an Ecosystem. Chicago University Press, Chicago, London
- Duplaquet L (1955) Les réserves de N'Délé (Oubangui-Chari). *Revue Forestière Française*, 5 : 408-411
- Dupuy AR (1971) Le Parc National du Niokolo-Koba (Republique du Senegal). *Bulletin de l'IFAN*, 33(1):253-259
- Eggert LS, Rasner CA, Woodruff DS (2002) The evolution and phylogeography of the African elephant inferred from mitochondrial DNA sequence and nuclear microsatellite markers. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 269: 1993–2006.
- Eggert LS, Eggert JA, Woodruff DS (2003) Estimating population sizes for elusive animals: the forest elephants of Kakum National Park, Ghana. *Molecular Ecology*, 12(6): 1389-1402
- Eltringham SK (1999) The hippos. Poyser Natural History
- Estes RD (1991) The Behavior Guide to African mammals. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London
- Esser JD & Van Lavieren LP (1979) Size, distribution and trends of the population of large ungulates and ostrich in Waza National Park, Cameroon. *La Terre et la Vie*, 33: 3-26

- Fargeot C (2004) La chasse commerciale et le négoce de la venaison en Afrique centrale forestière. *Game and Wildlife Science*, 21 (4): 817-833
- FAOSTAT(2010)<http://faostat.fao.org/>.Accédé du 10/10 au 05/11
- Fay JM, Dolmia NM, Boulanodji E, Ndonging A et al. (2005) Comptage aérien total de la grande faune du Parc National de Zakouma. MEE, Curess, Tchad
- Fay JM, N'Gakoutou EB, Taloua N, Poilecot P et al. (2006) Dénombrement aérien total des grands mammifères et de l'autruche du Parc national de Zakouma, Tchad. MEE, DCFAP, CURESS, Tchad
- Ferreira SM & van Aarde RJ (2009) Aerial survey intensity as a determinant of estimates of African elephant population sizes and trends. *South African Journal of Wildlife Research*, 39 (2): 181–191
- Fischer F (2005) Elephant in Cote d'Ivoire- a warning for West African Conservation. *Pachyderm*, 38: 64-75
- FMI (2011) Fonds monétaire international, World Economic Outlook Database - Données pour l'année 2010.<http://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2011/01/weodata/index.aspx>
- Foguekem D, Tchamba MN, LeBreton M, Ngassam P et al. (2009) Changes in elephant movement and home ranges in the Waza region, Cameroon. *Scientific Research and Essay*, 4 (12) :1423-1431. <http://www.academicjournals.org/SRE>. Accédé le 30/04/2010
- Foguekem D, Tchamba MN & Omondi P (2010) Aerial survey of Elephants (*Loxodonta africana africana*), other large mammals and human activities in Waza National Park, Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 4(6) :401-411. <http://www.academicjournals.org/AJEST> . Accédé le 20/12/2010
- Frame GW, Lungren CG, Herbison-Frame L & Lungren RF (1991) Estimations des populations des grands mammifères lors d'un recensement aérien en mars 1991 au Parc National du W Burkina Faso. ADEFA, Direction Provinciale MET, Burkina Faso
- Froment J-M (1985) L'Exploitation des éléphants. CAF/78/006 (Document de travail no 3). Haut Commissariat Charge du Tourisme des Eaux Forêts Chasses et Pêches, FAO,Bangui, RCA
- Gaidet-Drapier N, Fritz H, Bourgarel M, Renaud P-C et al.(2006) Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation*, 15: 735-754
- Gallardo L (2008) La protection de la faune africaine. Idéologie et représentations. Mémoire. Université de Provence Aix Marseille 1
- Georgiadis N, Patton J &Western D (1990) DNA and the ivory trade: how genetics can help conserve elephants. *Pachyderm*, 13 : 45-46
- GIEC (2001) Bilan des Changements Climatiques : les éléments scientifiques. Groupe de travail I
- Giffart PL (1959) Le Parc National du Niokolo-Koba. *Bois et Forêt des Tropiques*, 64 : 25-33
- Grimsdell JJR (1979) Ecological monitoring. Handbook no 4. African Wildlife Foundation. Nairobi
- Grubb P, Groves CP, Dudley JP & Shoshani J (2000) Living African elephants belong to two species: *Loxodonta africana* (Blumenbach, 1797) and *Loxodonta cyclotis* (Matschie, 1900). *Elephant*, 2: 1–4
- Guérin MS (2010) Avorio d'ogni ragione: the supply of elephant ivory to northern Europe in the Gothic era. *Journal of Medieval History*, 36 :156-174
- GTZ (2000) Codes locaux pour une gestion durable des ressources naturelles. Recueil des expériences de la coopération technique allemande en Afrique francophone, GTZ
- Haessler C, Djimadoum A &Duteurtre G (2003) Développement du cheptel au sud du Tchad : quelles politiques pour l'élevage des savanes ? *In* Jamin JY, Seiny Boukar L & Floret C(éditeurs) *Savanes africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis*. Actes du colloque, mai 2002, Garoua, Cameroun, Prasac N'Djamena, Tchad, Cirad Montpellier, France. hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/13/91/.../T310Haessler.pdf. Accédé le 30/04/2010
- Hall-Martin AJ & Castley GJ (2003) The status of the black rhinoceros (*Diceros bicornis*) on private

- land in South Africa in 2001. *Pachyderm*, 34: 24-32
- Hauchard V (2005) Culture du coton et dégradation des sols dans le Mouhoun (Burkina Faso). Thèse de Doctorat. Université de Reims-Champagne-Ardenne.
- Hibert F, Calenge C, Fritz H, Maillard D et al. (2010) Spatial avoidance of invading pastoral cattle by wild ungulates: insights from using point process statistics. *Biodiversity and Conservation*, DOI 10.1007/s10531-010-9822-0
- Ipavec A, Maillard D, Chardonnet P, Danes C et al. (2007) Elephant movement in W Regional Park, western Africa. *Pachyderm*, 43: 36-42
- IUCN (2010a) The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN
- IUCN (2010b) Parks and reserves of Ghana. Management effectiveness Assessment of Protected Area. IUCN, FFEM
- Jachmann H (1991a) Evaluation of four survey methods for estimating elephant densities. *Afr. J. Ecol.*, 29: 188-195
- Jachmann H (1991b) Current status of the Gourma elephants in Mali: a proposal for an integrated resource management project. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jachmann H (1996) Direct counts of elephant from the ground. 49-56. In Kangwana K (editor) *Studying elephants. Technical handbook no 7*, African Wildlife Foundation, Nairobi
- Jachmann H (1998) Monitoring illegal use in law enforcement. Wildlife Resource Monitoring Unit, ECZ, Lusaka, Zambia
- Jachmann H (2001) Estimating abundance of African wildlife : an aid to adaptive management. Kluwer Academic Publishers, Boston, Dordrecht, London
- Jachmann H (2002) Comparison of aerial counts with ground counts for large African herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 39: 841–852
- Jachmann H (2008) Illegal wildlife use and protected area management in Ghana. *Biological Conservation*, 141: 1906-1918
- Jeannin A (1936) *Les mammifères sauvages du Cameroun*. Paul Lechevalier, Paris
- Johnsingh A & Williams (1999) Elephant corridors in India: lessons for other elephant range countries. *Oryx* 33 (3), 210–214
- Jullien F (2006) Nomadisme et transhumance, chronique d'une mort annoncée ou voie d'un développement porteur ? 55-75. *In Afrique contemporaine n°217* . Enjeux, défis et enseignements tirés de l'expérience des projets d'hydraulique pastorale au Tchad. De Boeck Université
- Junker J (2008) An Analysis of numerical trends in African elephant populations. Ms Thesis. University of Pretoria. <http://upetd.up.ac.za/thesis/available/etd-09042009-114015/>. Accédé le 30/04/2010
- Kalpers J (2001) Armed conflict and biodiversity in sub-Saharan Africa. Biodiversity Support Program, Washington DC
- Kiéma S, Fournier A & Toutain B (2010) Gérer le pâturage du bétail dans les aires protégées de savane. 458-508. *In Triplet P (éditeur) Manuel de gestion des aires protégées d'Afrique francophone*. AWELY
- Kingdon J (1997) *The Kingdon field Guide to African Mammals*. Academic Press, London, UK
- Kock RA, Wambua JM, Mwanzia J, Wamwayi H et al. (1999) Rinderpest epidemic in wild ruminants in Kenya 1993-97. *Vet. Rec.*, 145 : 275-283
- Krebs CJ (1999) *Ecological methodology*. Second edition. Adison Wesley Longman, Menlo Park California, Reading Massachusset, New-York, Harlow England, Don Mills Ontario, Amsterdam, Madrid, Sydney, Mexico City

- Krug W (2001) Private supply of protected land in Southern Africa: a review of markets approaches, barriers and issues. Workshop paper. World Bank / OECD International Workshop on Market Creation for Biodiversity Products and Services, 25 and 26 January 2001, Paris
- LAGA (2011). The last Great Ape Organization. Wildlife Law Enforcement.
<http://www.lagaenforcement.org/Home/tabid/36/Default.aspx>. Accédé le 28/05/11
- La Marche B (1978) Les éléphants au Mali: le Gourma et l'est. Bamako
- Lauginie F (2007) Conservation de la Nature et aires protégées en Côte d'Ivoire. NEI/Hachette et Afrique Nature, Abidjan
- Lauginie F (2009) Peut-on encore espérer sauver les aires protégées du Mali ? Évaluation externe indépendante des modes de gestion actuels et potentiels des aires protégées du Mali. Propositions pour leur évolution. Projet PoWPA – PIMS 3273/ATLAS 55361. MEA, UICN, FFEM, Afrique Nature
- Laurance WF & Williamson GB (2001) Positive feedbacks among forest fragmentation, drought and climate change in the Amazon. *Conservation Biology*, 15 (6): 1529-1535
- Leader-Williams N & Albon SD (1988) Allocation of resources for conservation. *Nature* 336, 533 - 535
- Leader-Williams N, Baldus RD & Smith RJ (2009) The Influence of Corruption on the Conduct of Recreational Hunting. 296-316. *In* Dickson B, Hutton J & Adams B (editors) *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods: Science and Practice*, 1st edition. Blackwell Publishing
- Le Griot.info (2011) Zone UEMOA : Des taux d'intérêt très élevés ! <http://www.legriot.info/2020-zone-uemoa-des-taux-d-interet-tres-eleves/>. Accédé le 28/05/11
- Leuthold W (1977) Changes in tree populations of Tsavo East National Park, Kenya. *E Afr Wildl J.* 15, 61-69
- Lindsell JA, Klop E & Siaka AM (2011) The impact of civil war on forest wildlife in West Africa: mammals in Gola Forest, Sierra Leone. *Oryx* 45(1), 69–77
- Loevinsohn ME (1977) Analyse des résultats de survol aérien de 1969-70. FAO:CAF/72/010 Document de travail no 7. Empire Centrafricain
- Loevinsohn ME, Spinage CA, Ndoute J (1978) Analyse des résultats de survol aérien 1978. CAF/72/010. Document de travail 10. FAO. Rome
- Lungren CG (1990) Rapport sommaire des 17 années d'expérience pilotes pour le développement soutenable au Ranch de Gibier de Nazinga. Burkina Faso. Rapports spéciaux de Nazinga. Série A, No 13. Projet Nazinga, ADEFA, Ouagadougou
- Lungren CG (2004) Dans la vallée secrète de l'Atakora. Étude de faisabilité d'un ranch de gibier communautaire au site de Séri, dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari, République de Bénin. Programme de Conservation et de Gestion des Parcs Nationaux, Projet Gestion du Parc National de la Pendjari – GTZ. Centre National pour la Gestion des Réserves de Faune (CENAGREF).
- Lungren CG (2008) General information and guide for establishment of Community Resource Management Areas and collaborative wildlife management blocks in the trans-boundary wildlife corridors of Northern Ghana. Wildlife Production Development Centre (WPDC), Ouagadougou, Burkina Faso, on behalf of IUCN-Burkina Faso, Ouagadougou, Burkina Faso and NSBCP, Tamale, Ghana
- Lungren CG (2009) Mission d'appui à l'élaboration du cahier des charges des Zones Cynégétiques Villageoises. Composante ZCV Nord RCA, ECOFAC IV, RCA
- Lungren CG & Bouché Ph (2005) Schéma général d'aménagement pour la sécurisation des habitats et des parcours de la faune du Parc Régional du W. ECOPAS, UE, Benin, Burkina Faso, Niger
- Lungren CG, Ouédraogo F, Bouché Ph, Lungren L et al. (2005) Étude sur les ressources en eau de l'écosystème Naturel « Pama-Arly-Singou ». Gestion participative et exploitation durable de la biodiversité dans l'est du Burkina Faso. UICN Burkina Faso, ADEFA

- Lungren C & Oyélé Minilé Sako S (2010) Stratégie de gestion des aires protégées de la région Nord. Composante ZCV Nord RCA, ECOFAC IV, RCA
- Mackie C (2002) Recensement aérien de la grande faune du Parc national de Zakouma. MEE, DPFNP, Curess, Tchad
- Mackie C (2004) Mole aerial survey. Wildlife Division, IUCN
- Madec J-H (1997) Législation et jurisprudence. Retour sur le passé : la législation forestière tropicale française. *Revue Forestière Française*, XLIX-1: 69-78
- Marchand F, Lacroix F, Pasquet H, Sebogo L et al. (1993) *Projet :Sauvegarde des Éléphants du Burkina Faso. Rapport Final.* Ministère de l'Environnement et du Tourisme Burkina Faso, Ministère de la Coopération, République Française
- Martin E (2010) Effective law enforcement in Ghana reduces elephant poaching and illegal ivory trade. *Pachyderm*, 48: 24-32
- Martin E & Hillman-Smith K (1999) Entrepôts for rhino horn in Khartoum and Cairo. Threaten Garamba's White Rhino Population. *Pachyderm*, 27 : 76-85
- Martin E & Stiles D (2005) Illegal ivory trade continues: new surveys in Europe and Africa. *Care of the Wild*. www.careforthewild.com/files/europeanivoryreportupdate.pdf . Accédé le 15 Novembre 2008
- Mauvais G (2002) Dénombrement aérien de la moyenne et grande faune et localisation des points d'eau, Parc National de Niokolo-Koba, Saison 2001/2002. Direction des Parcs Nationaux du Sénégal, Dakar
- Mbugua S (1996) Counting elephants from the air – sample counts. 21-27. *In* Kangwana K (editeur) *Studying elephants*. Technical handbook no 7, African Wildlife Foundation, Nairobi
- MEFC (Ministère de l'Environnement et des forêts du Cameroun) (1997) Plan directeur d'aménagement du Parc National de Waza. MEFC, UICN, SNV, WWF, CML, DGIS
- Michez A & Vermeulen C (2010) Entre conflit, compétition, et braconnage: la problématique de la conservation de l'hippopotame en forêt dense humide. *Parcs et Réserves*, 65 (2): 12-19
- Milliken T, Burn RW & Sangalakula L (2009) The Elephant Trade Information System (ETIS) and the illicit trade in ivory. CITES. www.cites.org/common/cop/15/doc/E15-44-01A.pdf. Accédé le 30/04/2010
- Moss CJ (1988) *Elephant Memories. Thirteen years in the life of an elephant family.* William Morrow & Company, Inc., New-York
- Moss CJ (1996) Connaître une population. 31-41. *In* Kangwana K (editeur) *L'étude des éléphants. Série des manuels techniques AWF n° 7*, African Wildlife Foundation, Nairobi
- Nakandé A, Belem AMG, Nianogo AJ & Jost C (2007) Conflits hommes-éléphants dans la Réserve Partielle de Pama, Burkina Faso. *Pachyderm*, 42 : 81-91
- Ndour T (2001) *La dégradation des sols au Sénégal. L'exemple de deux communes rurales Keymor et Montrolland.* Thèse de Doctorat. Université Cheikh Anta Diop, IRD Dakar, Sénégal
- Nelson RH (2003) Environmental colonialism. « Saving » Africa from Africans. *The Independent Review*, VIII (1) : 65-86
- Norton-Griffiths M (1978) Counting animals. 2nd edition, Handbook n°1, African Wildlife Foundation, Nairobi
- Norton-Griffiths M (2007) How Many Wildebeest do You Need? *World Economics*, 8 (2): 41-64
- Ogle B (1996) *Livestock systems in semi-arid sub-Saharan Africa*
http://www.ardaf.org/NR/rdonlyres/E0E2790E-F1FF-4F65_8181716735E1070/0/199618BrianOgle.pdf .
Accédé le 25/05/11
- Olivier RCD (1983) *The Gourma elephants of Mali: a challenge for the integrated management of Sahelian rangeland.* United Nations Environment Programme, Nairobi
- Omondi P, Mayienda R, Mshelbwala JH & Massalatchi MS (2006) Total aerial count of elephants, buffaloes, roan antelope and other wildlife species in Yankari ecosystem, Nigeria. CITES MIKE, EU

- Omondi P, Mayienda R & Tchamba M (2007) Total aerial count of elephants, giraffes, roan antelopes and other wildlife species and ostrich in Waza National Park, Cameroon. WWF, USFWS
- Okoumassou K, Barnes RFW & Sam MK (1998) The distribution of elephants in north-eastern Ghana and northern Togo. *Pachyderm*, 26: 52-60.
- Ouédraogo M, Delvingt W, Doucet J-L, Vermeulen C & al (2009) Estimation des effectifs des populations d'éléphants (*Loxodonta africana*) par la méthode d'inventaire pédestre total au ranch de Nazinga (Burkina Faso). *Pachyderm*, 45: 57-66
- PAGEN (2006) Guide de présentation du plan d'aménagement et de gestion participatif du PNKT. PAGEN, NATURAMA
- Paolini C (2010) Évaluation à mi-parcours et étude institutionnelle du Projet "Conservation et Utilisation Rationnelle des Écosystèmes Soudano-Sahéliens (CURESS) – Phase II". PNZ, RT, FED, UE
- PDRN (1998) Situation de la faune de grande taille dans les zones protégées du Nord de la RCA. 22-69. *In* Rapport annuel. Unpublished report. UE/FED, NORCADEV, RCA
- Pennyquick CJ (1973) The shadowmeter: a simple device for controlling an aircraft's height above the ground. *E. Afr. Wildl. J.*, 11(1) : 109-112
- Pennyquick CJ & Western D (1972) An investigation of some source of bias in aerial transect sampling of large mammal populations. *E. Afr. Wildl. J.*, 10(1) : 175-191
- Pieri C (1989) Fertilité des terres de savanes. Bilan de 30 ans de recherche de développement agricole au sud du Sahara. Ministère de la Coopération, Paris
- PIRT (1983) Projet Inventaire des Ressources Terrestres au Mali. 1983. Government of Mali/TAMS/US, New-York.
- Planton H (1990) Role of wildlife and small ruminants in the epidemiology of rinderpest. Final Report. Panafrican Rinderpest Control Campaign, EEC, DGVIII
- PNUE (2002) Etat de l'environnement mondial 2002. De Boeck Université, Bruxelles
- Poilecot P (2008) Comptage aérien des grands mammifères (avril 2008) et planification d'une stratégie de suivi écologique au Parc national de Zakouma (Tchad). Rapport final. Agri-for, Eco Consult, Gopa, Curess
- Poilecot P (2010) Le braconnage et la population d'éléphants au Parc National de Zakouma (Tchad). *Bois et Forêts des Tropiques*, 303 (1): 93-102
- Portier B (2000) Centre de documentation de Nazinga: Références encodées sous Endnote. MEE, Fac. Univ. Sc Agro. Gembloux. http://environnement.wallonie.be/projet_nazinga/PDF/Biblio_Nazinga.PDF. Accédé le 26/05/11
- Portier B & Lungren CG (2007) La faune et le Ranching au Burkina Faso. 33-44. *In* Delvingt W and Vermeulen C (éditeurs). Nazinga. Région Wallonne, Presse Agronomique de Gembloux, Nature+, APEFE, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (Burkina Faso), Gembloux & Ouagadougou.
- Potgieter D, Taloua N, Djimet B & Fay M (2009) Dry season aerial total count, Zakouma national Park, Chad. WCS, UE, Curess
- Pringle RM & Diakité N (1992) The last Sahelian elephants. *Swara*, 15: 24–26
- Prins HTT (1992) The pastoral road to extinction: competition between wildlife and traditional pastoralism in East Africa. *Environ. Conserv.*, 19(2): 117–123
- Redfern JV, Viljoen PC, Kruger JM and Getz WM (2002) Biases in estimating population size from an aerial census: a case study in the Kruger National Park, South Africa. *South African Journal of Science*, 98: 455-461.
- Renaud P-C (2005) Recensement aérien de la faune dans les préfectures de la région Nord de la République Centrafricaine. Rapport. ECOFAC III

- Renaud PC, Gueye MB, Hejmanová P, Antoninova M et al (2006) Inventaire aérien et terrestre de la faune et relevé des pressions au Parc National du Niokolo Koba. Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature et African Parks Foundation, Dakar
- Roca AL, Georgiadis N & O'Brien SJ (2005) Cytonuclear genomic dissociation in African elephant species. *Nat. Genet.*, 37: 96–100.
- Rodary E & Millian J (2010) Extension et diversification des aires protégées : rupture ou continuité ? 33-53. *In* Aubertin & Rodary (éditeurs). Aires protégées, espaces durables ? IRD éditions, Marseille, France
- Roe D, Nelson F & Sandbrook C (éditeurs) (2009) Community management of natural resources in Africa: impacts, experiences and future directions. Natural Resource Issues No. 18, International Institute for Environment and Development, London, UK
- Roose E (1994) Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES). Bulletin Pédologique de la FAO N°70, Rome
- Roth HH & Douglas-Hamilton I (1991) Distribution and status of elephants in West Africa. *Mammalia*, 55 (4): 489-527
- Rouamba P & Hien B (2002a) Recensement aérien de la faune sauvage dans l'Ecosystème du Parc transfrontalier du « W ». Programme Régional Parc – W (ECOPAS), République du Bénin, Burkina Faso, République du Niger, FED
- Rouamba P & Hien B (2002b) Recensement aérien de la faune sauvage dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari. Ministère du Développement Rural, CENAGREF, Bénin
- Roulet PA (2004) Chasseur Blanc, Cœur Noir. La chasse sportive en Afrique Centrale. Une analyse de son rôle dans la conservation de la faune sauvage et le développement rural au travers des programmes de gestion de la chasse communautaire. Thèse de doctorat. Université d'Orléans, France
- Roulet PA (2005) Etude socio-économique dans les préfectures de la Vakaga et du Bamingui Bangoran, Nord-Est de la République Centrafricaine. COOPI, Cybertracker Foundation, Union Européenne
- Roulet PA (2010a) Bilan Technique des Zones Cynégétiques Villageoises, Saison 2008-2009 et 2009-2010. Rapport d'Expertise. Composante ZCV Nord RCA, ECOFAC IV, BRLi-GFA-DFS, RCA
- Roulet PA (2010b) Proposition de zonage concerté de la Zone Cynégétique Villageoise de Koukourou Bamingui. Rapport d'Expertise. Composante ZCV Nord RCA, ECOFAC IV, BRLi-GFA-DFS, RCA
- Ruggiero RG (1984) Central African Republic hit by poachers. *Pachyderm*, 4: 12-13
- Said MY, Chungue RN, Craig GC, Thouless CR, et al. (1995) African elephant database 1995. IUCN Gland, Switzerland
- Sam MK (1998) An assessment of crop damage by elephants in the Red Volta Area of Ghana. Unpublished report WD, FC, Ghana
- Sam MK, Okoumassou K & Barnes RFW (1996) A preliminary survey of the elephants of North-eastern Ghana and Northern Togo. Unpublished report. Wildlife Department, Accra and Direction des Parcs Nationaux, des Reserves de Faune et des Chasses, Lomé
- Sam MK, Barnes RFW & Okoumassou K (1998) Elephants, human ecology and environmental degradation in North-Eastern Ghana and Northern Togo. *Pachyderm*, 26: 61-68
- Sam MK, Haizel CAK & Barnes RFW (2002) Do cattle determine elephant distribution in Red Volta Valley? *Pachyderm*, 33: 39-41
- SAS (sans date) SAS enterprise guide 3.0.1 software. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA
- Sayer JA (1977) Conservation of large mammals in the republic of Mali. *Biol. Conserv.*, 12: 245-263
- Scott GR, Taylor WP & Rossiter PB (1986) Manuel de diagnostic de la peste bovine. Collection FAO : production et santé animales – n° 23. FAO. Rome

- Seaver KA (2009) Desirable teeth: the medieval trade in Arctic and African ivory. *Journal of Global History*, 4: 271–292
- Séjourné J-L (2010) Définir les différentes formes de braconnage et d'atteintes aux aires protégées. 335-345. *In* Triplet P (éditeur) Manuel de gestion des aires protégées d'Afrique francophone. AWELY.
- Shoshani J (1993). Les éléphants. Bordas. Paris
- Silori CS & Mishra BK (2001) Assessment of livestock grazing pressure in and around the elephant corridors in Mudumalai Wildlife Sanctuary, south India. *Biodiversity and Conservation* 10, 2181–2195
- Sinclair ARE (1977) The African Buffalo. A study of resource limitation of populations. University of Chicago Press, Chicago, London
- Sinclair ARE & Fryxell JM (1985) The Sahel of Africa: ecology of a disaster. *Canadian Journal of Zoology*, 63: 987–994
- Sinclair A, Fryxell J & Caughley G (2006) *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. Blackwell Science
- Sinsin B (2000) Dénombrement de la faune dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari. Avril 2000. PCGPN. CENAGREF, GTZ
- Sinsin B (2001) Dénombrement de la faune dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari Avril 2001. PCGPN. CENAGREF, GTZ
- Sinsin B (2002) Dénombrement de la faune dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari Avril 2002. PCGPN. CENAGREF, GTZ
- Sinsin B, Akpona A & Ahokope E (2006) Dénombrement aérien de la faune dans la Réserve de Biosphère de la Pendjari (Rapport provisoire). GFA, Université d'Abomey-Calavi, Cotonou
- Smith RJ, Muir RDJ, Walpole MJ, Balmford A & Leader-Williams N (2003) Governance and the loss of biodiversity. *Nature*, 426 : 67-70
- Spergel B & Taieb P (2008) Rapid review of Conservation trust funds. 2nd edition may 2008. Conservation Finance Alliance, Working Group on Environmental Funds. FFEM, AFD, KFW, CI, WWF
- Spinage CA (1973) A review of ivory exploitation and elephant population trends in Africa. *Afr. J. Ecol.*, 11 (3-4) : 281-289
- Spinage CA (1984) Rapport sur le cours de formation en inventaire aérien tenu à Nazinga en Novembre 1984. ADEFA, Ministère de l'Environnement et du Tourisme. Haute Volta
- Spinage CA (1986) The rhinos of the Central African Republic. *Pachyderm*, 6 : 10-13
- Spinage CA, Loevinsohn ME & Ndoute J (1977) Etudes additionnelles du Parc National Bamingui Bangoran. CAF/72/010, Document de travail n°8, FAO, Rome
- Sukumar R (1993) Minimum Viable Populations for elephant conservation. *Gajah*, 11 : 48-52
- Taylor BL & Gerrodette T (1993) The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and the northern spotted owl. *Conserv. Biol.*, 7: 489-500
- Tchamba M & Mahamat H (1992) Effects of elephants browsing on the vegetation in Kalamaloue National Park, Cameroon. *Mammalia* 56 (4), 533-540
- Tchamba MN & Elkan P (1995) Status and trends of some large mammals and ostriches in Waza National Park, Cameroon. *Afr. J. Ecol.*, 33: 366-376
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST (2006a). Distance 5.0. Release 2 software. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST (2006b) Distance 5.0. Release 2 User's Guide. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews

- Tincani LS (2008) Capturing the value of dry forest parkland ecosystems: their importance in maintaining rural livelihoods in Burkina Faso. MSc. Thesis. Centre for Environmental Policy. Faculty of Natural Sciences. Imperial College London
- Triplet P & Vermeulen C (2010) Autoriser ou non les prélèvements de produits naturels sur les aires protégées. 256-261. *In* Triplet P (éditeur) Manuel de gestion des aires protégées d'Afrique francophone. AWELY
- Tsakem SC (2006) Contribution à l'aménagement du Parc National de la Bénoué et au développement rural des Zones d'Intérêt Cynégétique à Cogestion (N° 1 et 4) au Nord-Cameroun. Mémoire DESS. ULg, Fac. Sc. Agro. Gembloux
- Tudge C (1992) Last animal at the zoo. How mass extinction can be stopped? Oxford University Press, Oxford
- UICN (2003) Stratégie Régionale de Conservation de l'éléphant en Afrique de l'Ouest. IUCN/SSC, WWF.
- UICN (2008a) Évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées : parcs et réserves du Mali. UICN
- UICN (2008b) Parcs et réserves de Côte d'Ivoire. Evaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées. UICN
- UICN (2008c) Parcs et réserves du Burkina Faso. Évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées. UICN
- UICN (2009). Les aires communautaires en Afrique de l'Ouest : quelle contribution à la conservation ? UICN/PACO.
- UICN (2010) Parcs et réserves du Niger. Évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées. UICN, FFEM, AFD
- UNEP (2006) Sudan Post conflict Environmental Assessment.Evaluation. UNEP Nairobi.
- UNESCO (2011). Biosphere reserves
<http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/>
Accédé le 30/07/2011
- UNPP (2010) UNPP. <http://esa.un.org/unpp/index> Accédé le 15/11/2010
- USGS (2007a) Land-Use and Land-Cover Change in Senegal: A Synthesis. USGS, SGE, CILLS, USAID.
- USGS (2007b) Les Changements d'Occupation des Terres au Burkina Faso USGS, INERA, CONEDD, CILLS, USAID
- Vermeulen C (2004) Les enjeux de la gestion communautaire de la grande faune : entre tensions foncières et production cotonnière. Le cas de Lara, périphérie du Parc du W, Burkina Faso. Parcs et Réserves, 59 (4) : 20-27
- Vermeulen C (2010) Décentraliser ou contrôler? L'évolution récente des Zones Villageoises d'Intérêt Cynégétique du Burkina Faso. Parcs et Réserves, 65 : 20-22
- Vermeulen C & Larrubia J (2008) Temps des bailleurs, temps de la gestion communautaire ? Genèse difficile d'une Zone d'Intérêt Cynégétique à Gestion Communautaire dans l'Est Cameroun. Actes de l'Atelier d'échange d'expériences panafricaines sur les approches communautaires de conservation des ressources naturelles, la Tapoa (Niger) Mars 2008. CIRAD
- Verschuren J (1987) L'action des éléphants et des hippopotames sur l'habitat, au Parc National des Virunga, Zaïre. Evolution chronologique de leurs populations. Bull. I R Sc N B. Biologie, 57, 5-16
- Wasser S, Poole J, Lee P, Lindsay K & al (2010) Elephants, Ivory, and Trade. Science, 327 (5971): 1331-1332
DOI: 10.1126/science.1187811
- WCMC (1999) A global review of protected area budgets and staff. WCMC
- WDPA (2003) World Database On Protected Areas. UNEP WCMC, IUCN, WCPA. <http://www.wdpa.org/>. Accédé le 14/11/2010
- Weiler P, De Meulenaer T & Vanden Blook A (1994) Recent trends in international trade of hippopotamus ivory. Traffic Bulletin, 15 (1): 47-49
- West P, Igoe J, Brokington D (2006) Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas. Annu. Rev. Anthropol., 35:251-77

- Western D & Grimsdell JJR (1979) Measuring the distribution of animals in relation to the environment. 2nd edition. Handbook no 2. African Wildlife Foundation. Nairobi
- Western D (1989a) The ecological role of elephant in Africa. *Pachyderm*, 12: 42-45
- Western D (1989b) Is the Tide Turning for Elephants and Rhinos? *Pachyderm*, 13: 2-4
- Western D, Russell S & Cuthill I (2009) The Status of Wildlife in Protected Areas Compared to Non-Protected Areas of Kenya. *PloS ONE*, 4 (7): 1-6
- White F (1983) The vegetation of Africa. Unesco. Paris
- Whitehouse AM, Hall-Martin AJ & Knight MH (2001) A comparison of methods used to count the elephant population of the Addo Elephant National Park, South Africa. *Afr. J. Ecol.*, 39: 140-145
- Whitehouse AM, Harley EH (2001) Post-bottleneck genetic diversity of elephant populations in South Africa, revealed using microsatellite analysis. *Molecular Ecology* 10(9) : 2139-2149 DOI: 10.1046/j.0962-1083.2001.01356.x
- Whyte IJ, Biggs HC, Gaylard A & Braack LEO (1999) A new policy for the management of the Kruger National Park's elephant population. *Koedoe*, 42 (1): 111-132
- Wikipedia (2011). Liste des pays par PIB par habitant
[http://fr.wikipedia.org/wiki/Liste_des_pays_par_PIB_\(PPA\)_par_habitant#cite_note-1](http://fr.wikipedia.org/wiki/Liste_des_pays_par_PIB_(PPA)_par_habitant#cite_note-1). Accédé le 27/11/2011
- Wilson VJ (1993) A zoological survey of Mole National Park. North western Ghana. Part I. Large Mammals. Forest Resource Management Programme. Game and Wildlife Dept/IUCN Project 9786 Accra Ghana
- Wildlife Division 2000. Strategy for the conservation of elephant in Ghana. WD, WWF, AFESG.
- Yer M (2006) Plus de 100 pachydermes à Koumadara dans le Houet. *Journal Sidwaya* June 22, 2006. Burkina Faso
- Zowoya F & Bouché Ph (2009a) Modèle des Statuts pour les Associations Locales de Gestion des Zones Cynégétiques Villageoises du Nord –Est. Composante ZCV Nord RCA, ECOFAC IV, MINEF, RCA
- Zowoya F & Bouché Ph (2009b) Modèle de Règlement Intérieur pour les Associations Locales de Gestion des Zones Cynégétiques Villageoises Nord Est Composante ZCV Nord RCA, ECOFAC IV, MINEF, RCA

Annexe

Annexe 1. Catégorie d'aires protégées selon l'UICN

http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/pa_products/wcpa_categories/ accédé le 4/06/2011

Ia. Strict Nature Reserve

Category Ia are strictly protected areas set aside to protect biodiversity and also possibly geological/geomorphical features, where human visitation, use and impacts are strictly controlled and limited to ensure protection of the conservation values.

Ib. Wilderness Area

Category Ib protected areas are usually large unmodified or slightly modified areas, retaining their natural character and influence without permanent or significant human habitation, which are protected and managed so as to preserve their natural condition.

II. National Park

Category II protected areas are large natural or near natural areas set aside to protect large-scale ecological processes, along with the complement of species and ecosystems characteristic of the area, which also provide a foundation for environmentally and culturally compatible, spiritual, scientific, educational, recreational, and visitor opportunities.

III. Natural Monument or Feature

Category III protected areas are set aside to protect a specific natural monument, which can be a landform, sea mount, submarine cavern, geological feature such as a cave or even a living feature such as an ancient grove. They are generally quite small protected areas and often have high visitor value.

IV. Habitat/Species Management Area

Category IV protected areas aim to protect particular species or habitats and management reflects this priority. Many Category IV protected areas will need regular, active interventions to address the requirements of particular species or to maintain habitats, but this is not a requirement of the category.

V. Protected Landscape/ Seascape

A protected area where the interaction of people and nature over time has produced an area of distinct character with significant, ecological, biological, cultural and scenic value: and where safeguarding the integrity of this interaction is vital to protecting and sustaining the area and its associated nature conservation and other values.

VI. Protected area with sustainable use of natural resources

Category VI protected areas conserve ecosystems and habitats together with associated cultural values and traditional natural resource management systems. They are generally large, with most of the area in a natural condition, where a proportion is under sustainable natural resource management and where low-level non-industrial use of natural resources compatible with nature conservation is seen as one of the main aims of the area.

