

Quantification de la viande de brousse prélevée et consommée dans trois villages du sud-est du Cameroun

Auteur : Hette, Samuel

Promoteur(s) : Vermeulen, Cédric; Lhoest, Simon

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2017-2018

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/5103>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

QUANTIFICATION DE LA VIANDE DE BROUSSE PRÉLEVÉE ET CONSOMMÉE DANS TROIS VILLAGES DU SUD-EST DU CAMEROUN

HETTE SAMUEL

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS : LHOEST SIMON, VERMEULEN CÉDRIC

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

QUANTIFICATION DE LA VIANDE DE BROUSSE PRÉLEVÉE ET CONSOMMÉE DANS TROIS VILLAGES DU SUD-EST DU CAMEROUN

HETTE SAMUEL

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS : LHOEST SIMON, VERMEULEN CÉDRIC

Remerciements

Ce travail de fin de fin d'étude représente l'accomplissement de six mois d'un travail considérable. Il n'aurait pu voir le jour sans un grand nombre de personnes et d'institutions que je tiens à remercier ici.

Tout d'abord, je tiens à remercier mes co-promoteurs, Simon Lhoest et Cédric Vermeulen pour leur soutien sans faille, sur le terrain comme à Gembloux. Merci Cédric pour ces relectures avisées et ces conseils toujours pertinents. Merci Simon pour ton accompagnement de chaque instant, dans les meilleurs moments comme dans les plus difficiles...

Merci à mes « compagnons d'infortune », Arielle Nkodo et Pierre Jamar pour toutes ces aventures vécues au Cameroun, sans vous ce séjour n'aurait pas eu la même saveur et je vous dois mes meilleurs souvenirs africains.

Merci aux habitants des villages de Malen I, Mintoum et Eschiambor pour leur formidable accueil. Je voudrais exprimer ici ma gratitude aux enquêteurs ayant participé à l'aboutissement de ce travail : Amélie Pial, Valérie Bidjiha Manga, Jules Roosevelt Entele, Germain Akah, Nzil Nzamassabot et Vincent Okoumankane pour leur travail consciencieux. Je souhaite aussi adresser un remerciement tout particulier aux chasseurs qui m'ont accordé une confiance totale et m'ont invité à les accompagner en forêt. Je leur suis extrêmement reconnaissant car cette expérience restera pour moi inoubliable.

Je souhaite également remercier pour leur soutien financier : l'Université de Liège dans le cadre du programme de « Mobilité pour un stage étudiant HUE » ainsi que le projet FORECAST financé par la fondation Agropolis, sans lesquels cette mission n'aurait pas été réalisable.

Je tiens à remercier l'École Nationale Supérieure de Yaoundé et Nature+ ASBL et plus particulièrement le Professeur Bonaventure Sonké pour son accueil et son soutien logistique mais aussi René, notre attentionné pilote de rally.

Un grand merci à la société Pallisco-CIFM pour son accueil et surtout à Mr. Paul Lagoute , directeur du site, ainsi qu'à Mme Julie Laurent, assistante de direction. Je tiens également à remercier l'ensemble des personnes côtoyées sur place pour ces agréables parenthèses dans mon quotidien villageois, y compris les chefs cuisiniers Ismaël, Paul et Edouard pour leurs délicieux plats.

Merci aussi au Ministère des Forêts et de la Faune du Cameroun et plus particulièrement aux agents en charge de la gestion de la Réserve de Faune du Dja pour leur appui logistique mais également à Mahamat Chetima, chef de poste forestier à Lomié, pour sa grande hospitalité.

Mes remerciements vont également vers toute l'équipe du Laboratoire de Foresterie des régions tropicales et subtropicales de Gembloux Agro-Bio Tech pour leur bonne humeur et leur aide bienveillante apportée dans mes analyses.

Merci à Samuel Quevauvillers et Pierre-Alain Zapha pour leur assistance dans l'utilisation des outils informatiques et plus particulièrement du logiciel MapVillage.

Enfin, je voudrais remercier tous mes amis pour les moments de détente qui ont rendu plus agréable au quotidien la réalisation de ce travail de fin d'études.



Résumé

La biodiversité mondiale est aujourd'hui confrontée à une crise sans précédent et les forêts tropicales, en tant qu'écosystèmes très diversifiés, sont directement concernées. En effet, plusieurs menaces pèsent aujourd'hui sur celles-ci et notamment la consommation de viande de brousse, particulièrement en Afrique centrale. L'objectif de ce travail de fin d'étude est de quantifier par des méthodes biophysiques, sociales et économiques, la viande de brousse prélevée et consommée dans trois villages camerounais ayant des configurations contrastées par rapport aux affectations des terres forestières. Les prélèvements ont été quantifiés et spatialisés sur base du suivi de chasseurs volontaires sur 651 km. Tandis que la consommation a été évaluée sur base du suivi journalier du bol alimentaire de 55 ménages pendant 3 mois. La superficie des terroirs de chasse est influencée par de nombreux facteurs comme la densité de population, la présence de sources de protéines alternatives ou encore l'histoire du village. Même si les contrôles de lutte anti-braconnage dans la Réserve de Faune du Dja et, dans une moindre mesure, les concessions forestières certifiées semblent jouer un rôle dissuasif, les activités de chasses présentent des niveaux importants dans tous les types d'affectations des terres. Les espèces animales chassées et consommées ne diffèrent guère entre les villages étudiés et sont majoritairement représentées par les artiodactyles. La viande de brousse représente en moyenne 56 % des protéines animales consommées par les ménages, la part restante étant principalement composée de poissons. L'évaluation des prélèvements et des consommations permet aux décideurs et gestionnaires forestiers de cibler les efforts de lutte anti-braconnage et de dimensionner les alternatives à mettre en place pour concurrencer la viande de brousse.

Mots-clés : viande de brousse, prélèvements, consommation, forêt tropicale, affectations des terres, Cameroun.

Abstract

Today, global biodiversity is facing an unprecedented crisis and tropical forests, as highly diverse ecosystems, are directly affected. Indeed, several threats are currently hanging over them and in particular the consumption of bushmeat, especially in central Africa. The objective of this master thesis is to quantify, using biophysical, social and economic methods, the bushmeat harvested and consumed in three Cameroonian villages with contrasting patterns of forest land use. Offtakes were quantified on the basis of the tracking of volunteer hunters over 651 km. Consumption was evaluated on the basis of daily monitoring of the food bowl of 55 households for 3 months. The size of the hunting territories is influenced by many factors such as population density, the presence of alternative protein sources or the history of the village. Although poaching controls in the Dja Faunal Reserve and, to a lesser extent, certified logging concessions appear to play a deterrent role, hunting activities are significant in all types of land use. The hunted and consumed animal species do not differ much between the villages studied and are mainly represented by artiodactyls. Bushmeat represents on average 56 % of the animal protein consumed by households, the remaining part being mainly fishes. The evaluation of harvesting and consumption enables decision-makers and forest managers to target anti-poaching efforts and size the alternatives to establish in order to compete with bushmeat.

Keywords: bushmeat, offtakes, consumption, tropical forest, land allocation, Cameroon.

Table des matières

1	Introduction.....	1
1.1	La crise de la biodiversité	1
1.2	La viande de brousse en Afrique centrale.....	2
1.2.1	Définitions	2
1.2.2	Pratiques de chasse et conséquences écologiques	3
1.2.3	Contexte politique et enjeux.....	5
1.2.4	L'étude de la chasse villageoise au Cameroun	6
1.3	Affectations des terres forestières camerounaises	7
1.4	Le concept de « services écosystémiques »	10
1.4.1	Historique	10
1.4.2	La chasse villageoise, un service écosystémique d'approvisionnement.....	10
1.4.3	Différentes méthodes d'évaluation	10
2	Objectifs.....	12
2.1	Objectifs généraux.....	12
2.2	Objectifs spécifiques	12
2.2.1	Contexte spatial.....	12
2.2.2	Contexte socio-économique	12
2.2.3	Analyse des prélèvements	12
2.2.4	Analyse de la consommation	12
3	Matériel et méthodes.....	13
3.1	Sites d'étude.....	13
3.1.1	La zone d'étude.....	13
3.2	Analyse du contexte spatial de chaque village	17
3.2.1	Cartographie participative.....	17
3.2.2	Prise de coordonnées GPS au sein du finage	19
3.3	Analyse du contexte socio-économique de chaque village	19
3.4	Quantification de la viande de brousse prélevée (méthodes biophysiques)	20
3.4.1	Méthodes d'acquisition des données.....	20
3.5	Quantification de la viande de brousse consommée (méthodes sociales)	22
3.5.1	Méthode d'échantillonnage	22
3.5.2	Suivi des ménages.....	23
3.6	Analyse des données.....	23
3.6.1	Contexte spatial.....	23
3.6.2	Contexte socio-économique	24
3.6.3	Prélèvements en viande de brousse	24
3.6.4	Consommation de viande de brousse	25
4	Résultats.....	27
4.1	Contexte spatial	27
4.2	Contexte socio-économique	29
4.2.1	Démographie	29
4.2.2	Ethnies.....	31
4.2.3	Sources de revenus	31
4.3	Quantification de la viande de brousse prélevée	32
4.3.1	Pratiques de chasse.....	32
4.3.2	Spatialisation des activités de chasse.....	36
4.3.3	Composition des tableaux de chasse	39
4.3.4	Rendement de chasse.....	43
4.4	Quantification de la viande de brousse consommée.....	43
4.4.1	Importance de la viande de brousse dans les repas.....	43
4.4.2	Etude de la provenance.....	49

5	Discussion.....	50
5.1	Contexte spatial.....	50
5.2	Contexte socio-économique.....	51
5.2.1	Démographie.....	51
5.2.2	Ethnies.....	51
5.2.3	Origine des revenus.....	52
5.3	Quantification de la viande de brousse prélevée.....	52
5.3.1	Pratiques de chasse.....	52
5.3.2	Spatialisation des activités de chasse.....	55
5.3.3	Composition des tableaux de chasse.....	56
5.3.4	Rendement de chasse.....	57
5.4	Quantification de la viande de brousse consommé.....	58
5.4.1	Fréquence de consommation.....	58
5.4.2	Quantité de viande de brousse consommée.....	58
5.4.3	Espèces consommées.....	59
5.4.4	Provenance de la viande de brousse.....	59
5.5	Confrontation des données de prélèvement et de consommation.....	60
6	Perspectives et recommandations.....	61
6.1	Amélioration du protocole.....	61
6.2	Perspectives pour les études ultérieures.....	62
6.3	Recommandations aux décideurs et gestionnaires forestiers.....	63
7	Conclusion.....	65
	Références bibliographiques.....	66
	Annexes.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 1 : Schémas cartographiques réalisés à partir des maquettes interactives.	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 2 : Questionnaire de recensement.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 3 : Matrice des revenus.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 4 : Questionnaire de relevé de chasse.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 5 : Fiches illustrées pour l'identification des espèces animales	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 6 : Questionnaire portant sur les habitudes de chasse....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 7 : Questionnaire portant sur les zones de chasse.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 8 : Canevas du questionnaire de suivi journalier.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 9 : Analyses factorielles des correspondances.....	Erreur ! Signet non défini.
	Annexe 10 : Résultats de l'analyse des différents indices de rendements de chasse.	Erreur ! Signet non défini.

1 Introduction

1.1 La crise de la biodiversité

La biodiversité mondiale subit actuellement une crise sans précédent (Sala et al., 2000; Nazarevich, 2015), à tel point que certains scientifiques parlent aujourd'hui de sixième extinction (Nazarevich, 2015; Ripple et al., 2016). Le taux d'extinction des espèces pourrait en effet être jusqu'à 1000 fois supérieur au taux du siècle dernier (Duraiappah et al., 2005). Certains auteurs comme Hooper et al. (2012) affirment que les conséquences de ces extinctions sont comparables aux effets du changement climatique en termes de modification des écosystèmes. La perte de biodiversité, en modifiant les écosystèmes, a des implications directes pour le bien-être humain car elle perturbe les services dont il peut bénéficier (Duraiappah et al., 2005; Cardinale et al., 2012).

Les forêts tropicales sont directement concernées par cette érosion de la biodiversité car elles abriteraient la moitié, voir les deux tiers des espèces terrestres et la majorité d'entre-elles a subi des perturbations anthropiques, plus ou moins récentes (Gardner et al., 2010). L'étendue actuelle des forêts tropicales ne représente plus que la moitié des zones couvertes autrefois, c'est-à-dire 14 à 18 millions de kilomètres carrés. La destruction de l'habitat constitue la première cause de disparition des espèces dans ces écosystèmes (Pimm et al., 2000; Duraiappah et al., 2005).

Dans le bassin du Congo¹, le couvert forestier représente près de 2 millions de kilomètres carrés, formant ainsi le 2^{ème} plus grand écosystème forestier au monde après l'Amazonie (Laurance et al. 2002; Mayaux et al. 2004). Il abrite également une population de l'ordre de 150 millions de personnes dont 20 à 30 millions vivent en forêt ou à proximité. Cette population relativement peu dense devrait être multipliée par un facteur 2,5 à l'horizon 2050², augmentant ainsi la pression anthropique subie par ces écosystèmes. Les principales menaces pour la biodiversité dans la région sont le changement climatique, la déforestation et la chasse de la faune sauvage (Abernethy et al., 2016).

Au Cameroun, la forêt dense humide tropicale recouvre près de 210 000 kilomètres carrés (Mayaux et al., 2004). Elle abrite plusieurs zones d'endémisme animal : l'Ouest-Cameroun, la région du Rio Muni et la région du Cameroun occidental (Daïnou et al., 2016). Le pays présente également une flore endémique importante : on dénombre en effet 585 plantes dont l'aire de répartition est limitée au Cameroun (Onana, 2013). Les espèces endémiques représentent un enjeu important de conservation : en effet, elles ont une aire de répartition restreinte et sont donc moins résilientes face aux perturbations du milieu (Malcolm et al., 2006). Il ne s'agit cependant pas des seules espèces menacées sur le territoire, et l'État camerounais a donc élaboré

¹ Le bassin du Congo comprend six pays : Cameroun, Gabon, Guinée Equatoriale, République centrafricaine, République du Congo et République Démocratique du Congo

² Site internet de la COMIFAC, section « Démographie et développement »
https://www.observatoire-comifac.net/africa/context_human

une liste nationale d'espèces animales en danger : on y distingue trois classes (A,B et C) en fonction du degré de vulnérabilité de chaque espèce (MINFOF, 2006).

1.2 La viande de brousse en Afrique centrale

La thématique de la viande de brousse est applicable à l'ensemble des zones tropicales du globe. Cependant, elle est très différente d'un contexte régional à l'autre. Pour cette raison, le seul cas de l'Afrique central sera développé ici.

1.2.1 Définitions

La viande de brousse (ou *bushmeat* en anglais) peut être définie comme l'ensemble des mammifères terrestres, oiseaux, reptiles et amphibiens non domestiqués et chassés pour leur viande (Fa et al., 2003; Christophersen et al., 2008). Le terme est principalement utilisé pour la chasse en forêt tropicale. La viande de brousse soulève aujourd'hui de nombreuses questions relatives à la sécurité alimentaire, au bien-être humain et à la conservation des espèces (Nasi et al., 2011; Ngama, 2015; Robinson et Bennett, 2000).

Elle représente une source de protéines animales bon marché dans des zones où l'accès à la viande d'élevage est bien souvent limité et son prix plus important (Lescuyer et al., 2016). La plupart des pays du bassin du Congo présentent en effet une offre en protéines animales issues de l'élevage inférieure à la demande de leur population (Fa et al., 2003). La viande de brousse est une source de nourriture et de revenus provenant directement des écosystèmes forestiers au même titre que les produits forestiers non-ligneux. Il s'agit donc d'un « service écosystémique » dont les populations disposent, ce concept sera développé plus loin (section 1.4).

L'appellation « viande de brousse » concerne un nombre important d'espèces, par exemple, au Gabon, les tableaux de chasse totalisent 114 espèces différentes (Nasi et al., 2011), Taylor (2012) estime même ce chiffre à 178 espèces pour l'ensemble de l'Afrique centrale. La majorité de la biomasse et des effectifs des tableaux de chasse proviennent des céphalophes (Figure 1) et en particulier du céphalophe bleu, constituant à lui seul jusqu'à 33% des effectifs et 30% de la biomasse chassée (*Philantomba congica* (Lönnberg, 1908)) (Fargeot, 2005).

Pour éviter toute ambiguïté dans la suite de ce travail, il convient de distinguer la chasse villageoise de la chasse commerciale. Ces deux activités sont généralement non-durables mais font référence à des pratiques, des acteurs et à des débouchés différents (Abernethy et al., 2016).

La chasse villageoise (ou chasse de subsistance) est pratiquée depuis plus de 2000 ans dans le bassin du Congo et est par conséquent ancrée dans la culture des populations rurales. Elle présente bien souvent un caractère rituel et fait l'objet de certains tabous (van Vliet et al., 2008; Abernethy et al., 2013). Elle est généralement pratiquée avec un faible investissement technologique, autour du village, et privilégie la chasse des animaux de taille moyenne (Fa et al., 2009; Abernethy et al., 2016).

La chasse commerciale est définie par Brashares *et al.* (2014) comme une activité requérant généralement un certain investissement en capital, qui se réalise sur de

longues distances et implique plusieurs intermédiaires. Elle est souvent reliée à des organisations criminelles internationales qui facilitent le passage des produits animaux à travers les frontières (Nasi et al., 2008). La chasse commerciale est très médiatisée car elle a un impact sur les populations d'animaux emblématiques de la faune tropicale africaine (éléphants, grands singes, panthères, etc.) mais reste en revanche marginale en termes de volume comparativement avec de la chasse villageoise (Nasi et al., 2008)

Cependant, durant les 4 dernières décennies, les pratiques de chasse d'autosubsistance ont progressivement évolué vers une forme plus monétarisée en lien avec l'augmentation de la population, de la part des revenus liés à la chasse mais aussi du contexte économique défavorable (Vermeulen et al., 2009).

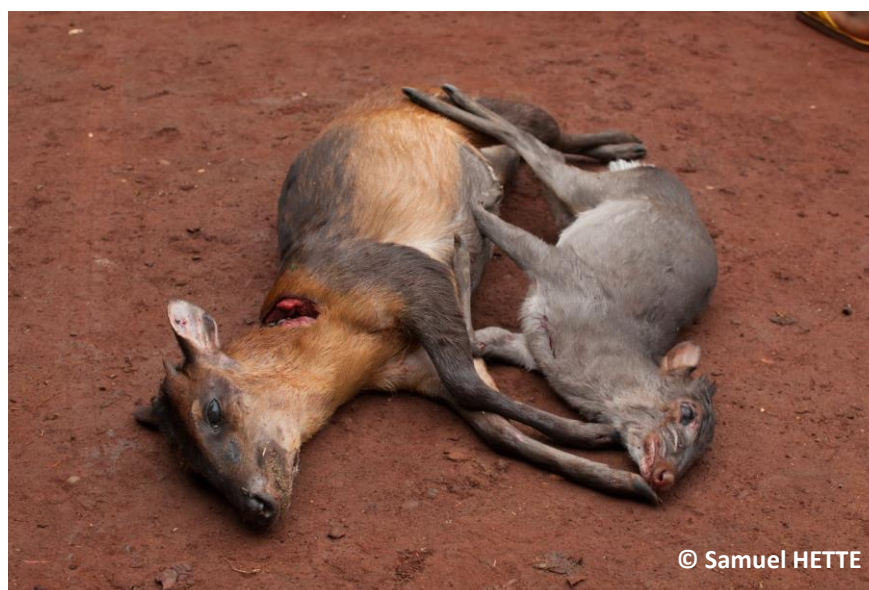


Figure 1 : Céphalophes prélevées dans la Réserve de Biosphère du Dja. À gauche, céphalophe à bande dorsale (*Cephalophus dorsalis* (Gray, 1846)) et à droite céphalophe bleu (*Philantomba congica*).

1.2.2 Pratiques de chasse et conséquences écologiques

La chasse en Afrique centrale, activité quasi-exclusivement masculine se pratique soit dans l'espace agricole soit en pleine forêt (Fargeot, 2005). Diverses méthodes de chasse sont pratiquées dans cette région, les plus anciennes comme la chasse au filet ou la chasse à courre, pratiquées en groupe, laissant progressivement la place à de nouvelles techniques le plus souvent individuelles (Fargeot, 2005). La méthode la plus utilisée est le piégeage à l'aide de collets (aussi appelés pièges à cou) ou de pièges à pattes métalliques (Figure 2): elle est très dommageable pour la biodiversité faunique car non-sélective et entraîne donc la capture d'animaux non ciblés, de jeunes et de femelles gestantes (Fa et al., 2005; Gray et al., 2017). La chasse au fusil est, en journée, plutôt utilisée pour les animaux de taille importante et pour les espèces arboricoles (Fargeot, 2005; Coad, 2007). Elle est essentiellement dirigée vers les céphalophes (tribu des *cephalophini*) durant la nuit (Fargeot, 2005; Coad, 2007). Certains animaux sont quant à eux simplement ramassés lors d'une rencontre et ne font pas l'objet d'une chasse dédiée : c'est notamment le cas de certains reptiles (tortues et serpents) comme le précise Auzel (2001).

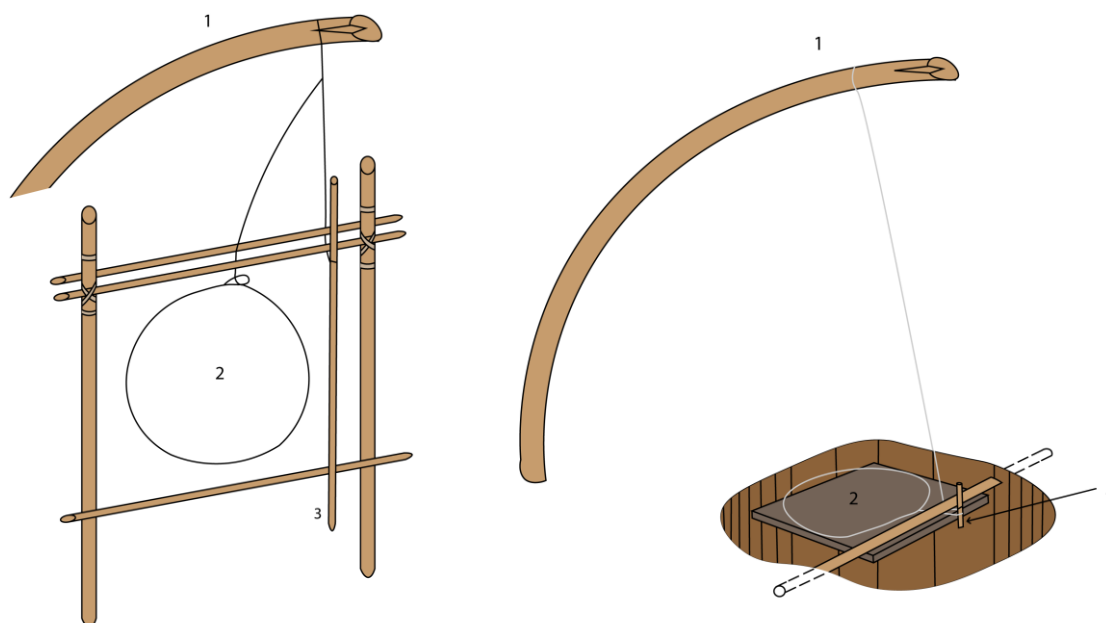


Figure 2 : Schéma représentant les deux principaux types de pièges utilisés. A gauche : piège à cou. A droite : piège à patte. Légende : 1 : Levier, 2 : Nœud coulant, 3 : Déclencheur. Illustrations originales réalisées par Robin Doucet.

La chasse moderne est considérée comme destructrice pour la faune sauvage (Nasi et al., 2008) en raison de divers facteurs : l'augmentation de la population et de la demande en viande de brousse, l'utilisation de moyens plus performants (armes à feu, câbles métalliques, lampes frontales, etc.), l'amélioration des infrastructures routières, et l'incapacité de certains États à fournir des alternatives financières efficaces à la viande de brousse (Wright et al., 2007). C'est pourquoi, certains auteurs s'accordent aujourd'hui pour parler de crise de la viande de brousse ("*bushmeat crisis*", Nasi et al., 2008).

Les conséquences de l'extraction de viande de brousse sur les populations animales sont multiples : certaines espèces voient leurs effectifs diminuer, d'autres sont peu ou pas impactées tandis que quelques-unes présenteraient plus d'individus dans les zones chassées, ces disparités étant liées à l'écologie et la biomasse des espèces (Nasi et al., 2011). Les espèces hautement spécialisées ou qui présentent de faibles densités de population, une masse corporelle importante et/ou un faible taux de reproduction sont plus vulnérables à une pression de chasse grandissante que des espèces généralistes, qui présentent de forte densités de population, sont plus petites et/ou possèdent un fort taux de reproduction (Fargeot, 2005; Abernethy et al., 2013). Il s'en suit un déséquilibre dans les chaînes trophiques et un dérèglement des écosystèmes : la disparition des animaux disperseurs de graines impacte la majorité des populations d'arbres des forêts d'Afrique centrale, près de 60% d'entre eux étant des espèces zoochores (Doucet, 2003; Laurance, 2012; Abernethy et al., 2013). La diversité des forêts du bassin du Congo n'est donc parfois qu'une illusion, des forêts à première vue intactes peuvent être fortement défaunées. C'est ce phénomène qu'évoque Redford (1992) en désignant les « *empty forests* » (« forêt vides » en français). Il s'agit là d'un phénomène insidieux car indétectable par les méthodes actuelles de télédétection (Abernethy et al., 2016). Certains auteurs vont même jusqu'à présenter l'impact de la chasse comme plus

dommageable pour les forêts tropicales que le changement climatique dans un avenir proche (Abernethy et al., 2013).

Bien que les forêts d'Afrique centrale soient parmi les plus isolées en zone tropicale, le récent développement du réseau routier, en lien notamment avec les activités des sociétés forestières et minières, a permis aux chasseurs d'atteindre des zones encore épargnées il y a peu (Mathot et al., 2006; Laporte et al., 2007). On peut observer depuis quelques décennies un front de colonisation villageois qui succède au front d'exploitation et l'apparition de véritables « villes en forêt » (Auzel, 2001).

1.2.3 Contexte politique et enjeux

Les États d'Afrique centrale se retrouvent aujourd'hui face à un dilemme. D'un côté, la chasse déraisonnée conduit progressivement la faune sauvage vers l'extinction, entraînant des modifications considérables des écosystèmes et privant les populations rurales d'une source majeure voire irremplaçable de protéines alimentaires (Robinson et al., 2000). De l'autre côté, interdire la chasse reviendrait à priver ces mêmes populations d'une source indispensable de revenus et reste à ce jour une mesure impossible à mettre en œuvre sur le terrain (Wilkie et al., 2006). D'autant plus que la corruption est un phénomène récurrent en Afrique centrale et qu'il est dès lors difficile de faire réellement appliquer les lois concernant le commerce de la viande de brousse (Peh et al., 2010).

Malgré l'importance des enjeux liés à la viande de brousse, le sujet est peu abordé dans la politique forestière des pays concernés (Brown et Williams, 2003). Les principales raisons de cette négligence sont :

- Le fait que la gestion de la faune sauvage est généralement considérée sous l'angle de la conservation et développe donc un intérêt moindre pour les questions de développement socio-économique (Brown et al., 2003);
- La forte légitimité sociale dont jouit la chasse dans les pays du bassin du Congo, bien loin de la stigmatisation sociale de cette activité présente dans les cercles de conservation (Fargeot, 2005; Solly, 2008).

Pourtant, mieux connaître les pratiques de chasse villageoise permettrait de les encadrer voir même d'établir des plan de gestion de faune comme le proposent Vermeulen *et al.* (2009). Au Cameroun, la viande de brousse revêt une importance particulière sous plusieurs aspects. Le chiffre d'affaire lié à cette filière est estimé à 96 millions d'euros, ainsi, elle contribue autant que le secteur minier au PIB camerounais (Lescuyer & Nasi, 2016). Pour les populations rurales, il s'agit d'une ressource cruciale pour l'approvisionnement en protéines animales lorsque l'on sait que les alternatives proposées comme l'élevage ou la vente de protéines alternatives (viandes et poissons) rencontre un succès mitigé (Wilkie et al., 2006). Dans les villes, la demande est également significative et la population dispose de ressources alternatives, certes, mais plus chères (Lescuyer et al., 2016).

En terme de législation, l'ensemble des forêts non explicitement désignées comme privées appartiennent à l'État (République du Cameroun, 1994). Les populations disposent d'un droit coutumier (ou droit d'usage) leur permettant d'accéder aux ressources mais uniquement pour leur subsistance (Mertens et al., 2012). La chasse

commerciale, à destination villageoise, intervillageoise ou des centres urbains est dès lors illégale. De même, l'ensemble de la faune présente sur le territoire national n'est pas autorisée à être chassée. L'État Camerounais répartit la faune sauvage en trois classes de protection (A, B et C). Les animaux de la classe A étant intégralement protégés, seuls les animaux des classes B et C peuvent faire l'objet d'un droit de chasse coutumier (République du Cameroun, 1994, 1995a). Ce dernier est conditionné par l'obtention préalable d'un permis de chasse valable sur l'ensemble du territoire à l'exception des forêts domaniales (République du Cameroun, 1994). Les fusils sont autorisés uniquement s'il ne sont pas modifiés ou de fabrication artisanale, ce qui est rarement le cas (Willcox et Nambu, 2007). Les pièges (collets et pièges à patte) sont autorisés uniquement s'ils sont fabriqués à l'aide de matériaux naturels. Cependant ces règles sont rarement appliquées sur le terrain (Willcox et al., 2007). En terme de droit d'accès coutumier à la ressource, la chasse au piège comme au fusil est libre partout et pour tous chez les Badjoué (Vermeulen & Carrière, 2001).

1.2.4 L'étude de la chasse villageoise au Cameroun

De nombreuses études ont été menées au cours des 30 dernières années sur cette thématique. Plusieurs éléments récurrents apparaissent dans les travaux menés au Cameroun, parmi lesquels :

- La composition spécifique des tableaux de chasse, la biomasse et le nombre d'individus prélevée (Dethier, 1995; Ngnegueu et al., 1996; Delvingt et al., 2001) ;
- La part de viande de brousse dans le bol alimentaire des ménages (Bahuchet et Ioveva, 2000; Delvingt et al., 2001) ;
- La destination de la viande chassée (Delvingt et al., 2001; Solly, 2004, 2008; van Vliet et al., 2008; Wright et al., 2010) ;
- L'emprise spatiale des terroirs de chasse (Delvingt et al., 2001).

Cependant, plusieurs lacunes subsistent dans la compréhension des mécanismes associés à la chasse villageoise... Les populations forestières ne sont aujourd'hui plus seules en forêt et de nouveaux acteurs ont fait leur apparition comme les exploitants forestiers, les conservateurs de la biodiversité et les instances administratives des états. Or, dans de nombreuses études, la notion d'affectation des terres n'a pas été explorée pour tenter d'expliquer les différents points cités plus haut. De plus, la consommation des ménages n'a pas été assez souvent investiguée à l'échelle du ménage (Delvingt et al., 2001). Plusieurs auteurs soulèvent la nécessité de mener des études suivant une approche multidisciplinaire (Delvingt, 2001; Coad, 2007; Nasi et al., 2011) et à l'échelle de la population (Vermeulen, 2000; Delvingt, 2001; Coad, 2007) pour appréhender le niveau de durabilité des pratiques villageoises. Des lacunes persistent aujourd'hui sur la compréhension des facteurs influençant la distribution de la chasse dans le paysage villageois et des études supplémentaires méritent d'être menées en ce sens (Coad, 2007). De nombreux indicateurs sont encore à tester pour évaluer l'effort de chasse des villageois, assimilable à un *proxy* de l'état d'avancement du processus de défaunation (Rist et al., 2008, 2010).

1.3 Affectations des terres forestières camerounaises

Le Cameroun est un des pays les plus avancés en terme de politique forestière dans le bassin du Congo (Tieguhong et Betti, 2008). Le Ministère de la forêt et de la faune (MINFOF) prend en charge l'ensemble du Domaine Forestier National (DFN) camerounais et vise à la protection du patrimoine forestier et faunique *via* la protection de l'environnement ainsi que par la gestion du renouvellement de ses ressources. Il est également responsable de l'approvisionnement durable en produits forestiers et fauniques mais aussi de la coordination de l'ensemble des parties prenantes du secteur forestier (populations rurales, sociétés forestières, organismes de recherche, etc.)(Tieguhong et Betti, 2008). L'État camerounais dispose pour la partie méridionale du pays d'un « plan de zonage » (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) définissant les affectations des terres forestières (République du Cameroun, 1995b). Le DFN s'étendait en 2011 sur 37% du territoire soit 17,5 millions d'hectares (Mertens et al., 2012). Il est subdivisé en deux grandes catégories régies par des modes d'utilisation et des régimes de gestion différents :

- Le Domaine Forestier Permanent (DFP) (94% du DFN), il a pour vocation de rester un territoire boisé ou un habitat pour la faune et doit couvrir au minimum 30% du territoire national (République du Cameroun, 1994). Sa surface se décompose en 55% de forêts de production et 45% d'aires protégées (Mertens et al., 2012).
- Le Domaine Forestier non Permanent (DFnP)(6% du DFN), il est susceptible d'être convertis pour une utilisation autre. On y retrouve, les zones agroforestières les forêts communautaires et les forêts de particuliers (Tieguhong et Betti, 2008; Mertens et al., 2012).

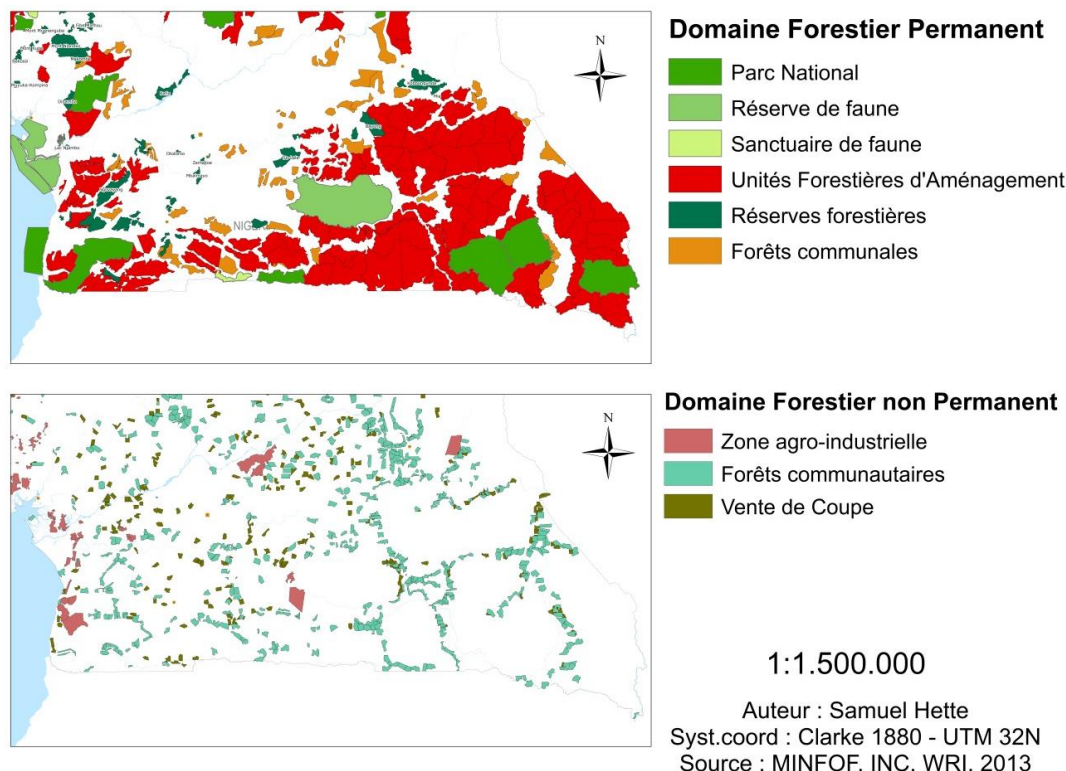


Figure 3 : Plan de zonage des terres forestières

Les forêts de productions

Les forêts de production font partis du DFP et sont attribuées à des sociétés forestières par appel d'offre pour une durée renouvelable de 15 ans (Mertens et al., 2012). Elles sont généralement organisées en concessions forestières constituées d'une ou plusieurs Unités Forestières d'Aménagement (UFA)(Mertens et al., 2012). Comme la majorité des forêts du bassin du Congo, les forêts camerounaises sont exploitées de manière sélective avec un taux de prélèvement avoisinant les cinq à dix mètres cubes de bois à l'hectare et en privilégiant les essences à haute valeur destinée à l'export (Fargeot et al., 2004; Laporte et al., 2007). La loi forestière de 1994 marque un tournant dans la gestion forestière camerounaise en instaurant la notion de développement durable. Elle oblige les exploitants forestiers à fournir un plan d'aménagement respectant un certain nombre de critères sociaux, économiques et environnementaux pour chaque concession (Cerutti et al., 2008).

En 2011, on dénombrait 14 UFA certifiées par le FSC (Forest Stewardship Council) (soit 14% de la superficie totale des UFA camerounaises). Il s'agit d'un système de gouvernance privée visant à superviser la durabilité de la gestion forestière à travers le monde. Il repose sur le principe de la certification des forêts, processus et produits de l'industrie forestière par des bureaux d'audits indépendants (FSC, 2012). Le FSC est à l'heure actuelle perçu comme le schéma de certification forestière le plus strict (Schepers, 2010). Une société forestière certifiée doit ainsi répondre à un certain nombre de normes qui garantissent théoriquement au consommateur que ses forêts sont « gérées de manière à répondre aux besoins sociaux, économiques et écologiques des générations actuelles et futures »(FSC, 2012).

Au Cameroun, tout plan d'aménagement doit présenter un ensemble de séries qui divisent une UFA en autant d'affectations des terres. On distingue notamment la série de production, lieu de l'exploitation forestière mais également une série de protection qui abrite généralement des zones sensibles au passage des machines (forte pente, marécages, etc.) ou qui présente une faune et/ou une flore importante. La loi camerounaise ne précise cependant aucune superficie minimale à réserver à cette série. En revanche, la certification par le FSC impose une superficie minimale de 10% de l'UFA. Parmi les autres mesures du FSC en faveur de la faune on peut citer le principe 9 qui implique la préservation et/ou l'accroissement de Hautes Valeurs de Conservation (HVC) dans les UFA. Les aires à Haute Valeur de Conservation sont définies comme des « zones critiques du paysage qui doivent être gérées de façon appropriée pour maintenir ou renforcer les HVC » (Daïnou et al., 2016). La critique majeure qui peut être faite sur ce concept est l'absence d'indicateurs précis définis pour évaluer les efforts consentis par l'entreprise forestière. Enfin, en terme de lutte anti-braconnage, il est important de préciser qu'il est nécessaire que l'entreprise dispose d'une équipe « faune » chargée de veiller au respect du règlement intérieur relatif à la chasse et à la consommation de viande de brousse. En revanche, cette équipe n'est pas en mesure de faire respecter les lois, ce rôle revenant aux agents du MINFOF (République du Cameroun, 1994; Louppe et al., 2015). Ces derniers disposent de trop peu de moyens logistiques et financiers pour mener à bien leur tâche. La solution réside donc en la mise en place de campagnes de lutte antibraconnage : la société forestière apporte son soutien logistique et ses effectifs aux agents du ministère, seuls à pouvoir appliquer la loi (Louppe et al., 2015).

Les aires protégées

L'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) définit une aire protégée comme « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés » (Dudley, 2008).

En 2011, les 86 aires protégées camerounaises recouvraient une surface de 9 millions d'hectares soit 20% du territoire national (OFAC, 2015). On y distingue des parcs nationaux, des réserves de faune, des jardins zoologiques, et des sanctuaires de faune (MINFOF, 2018). L'État Camerounais montre une volonté d'étendre son réseau d'aires protégées avec la création de 10 parcs nationaux sur les 12 dernières années (Mertens et al., 2012; OFAC, 2015). Le pays adapte continuellement son arsenal juridique et législatif pour lutter contre la criminalité environnementale : révision de la loi forestière de 1994, création de l'ONAP (Office National des Aires Protégées), etc. Cependant, les aires protégées camerounaises continuent de subir des menaces d'origine anthropique, notamment la chasse villageoise et commerciale (OFAC, 2015). Les études d'évaluation de l'efficacité de gestion de huit d'entre elles, réalisées par le PAPACO (Programme Aires Protégées d'Afrique & Conservation)(2010) mettent en évidence que le braconnage est systématiquement cité comme une menace.

Les forêts communautaires

L'État camerounais définit par décret une forêt communautaire comme « une forêt du Domaine Forestier non Fermanent, faisant l'objet d'une convention de gestion entre une communauté villageoise et l'Administration chargée des forêts. La gestion de cette forêt relève de la communauté villageoise concernée, avec le concours ou l'assistance technique de l'Administration chargée des forêts » (République du Cameroun, 1995c). D'après Lescuyer (2013), une forêt communautaire doit répondre à trois objectifs :

- Augmenter le bien-être des populations ;
- Conserver la biodiversité et notamment la ressource forestière ;
- Accroître la gouvernance locale en décentralisant de manière démocratique l'autorité de gestion.

Créées par la « Loi des forêts » de 1994, et mises en place à partir de 1996, les forêts communautaires ont rencontré un véritable engouement malgré un parcours administratif ardu et onéreux pour des populations rurales devenant soudainement des gestionnaires forestiers (Karsenty et al., 2016). On dénombrait ainsi en 2011, 301 forêts communautaires à divers stades d'aménagement, couvrant au total 1,5 millions d'hectares (Mertens et al., 2012; Lescuyer, 2013).

Cependant, les forêts communautaires font aujourd'hui l'objet de nombreuses critiques remettant directement en cause leur bien fondé. Parmi ces critiques on retrouve des discussions sur la taille des forêts communautaires camerounaises : celle-ci ne peuvent excéder 5000 ha alors que le finage villageois est en réalité bien plus étendu (Delvingt, 2001). Lescuyer (2013) souligne également que la forêt communautaire ne couvre spatialement qu'une petite partie de ce que les communautés considèrent comme leur forêt. Dans la plupart des communautés rurales, la distance au lieu de vie

est le facteur le plus important en termes de propriété foncière, et le sol n'est pas un objet à contrôler mais un support pour les activités comme la chasse ou la cueillette. Ces dernières ne se structurent pas tant autour de frontières bien définies mais plutôt autour de repères tangibles comme les marécages, les rivières, les arbres (Karsenty et al., 2016)...

En termes de gestion de la faune, il n'existe aucun impératif dans les forêts communautaires. Celles-ci ne faisant pas partie du Domaine Forestier Permanent, elles sont susceptibles de disparaître tout comme la faune qu'elles abritent.

1.4 Le concept de « services écosystémiques »

1.4.1 Historique

Définis comme l'ensemble de la contribution des écosystèmes au bien-être humain (Burkhard et al., 2012), le concept de services écosystémiques bénéficie depuis quelques décennies d'une attention grandissante en tant que moyen de communication privilégié de la dépendance de la société vis-à-vis des écosystèmes (Gómez-Baggethun et al., 2010). Comme l'énoncent Jax et al (2013), la force de ce concept est de pouvoir montrer de manière succincte l'importance des écosystèmes pour notre société et les conséquences pour le bien-être humain ou l'économie en cas de négligence. Depuis les années 80, la littérature scientifique liée à cette thématique a augmenté de manière exponentielle (Fisher et al., 2009). Des publications sur le sujet à l'échelle globale comme l'ambitieuse étude de Costanza et al. (1997) ont popularisé cette approche (Burkhard et al., 2010). En 2005, le « *Millenium Ecosystem Assessment* » (en français : « Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire »), rapport considérable impliquant plus de 1300 chercheurs, a fortement contribué à mettre en avant les menaces pesant sur les écosystèmes à travers le monde mais également à introduire les services écosystémiques dans les débats politiques (Fisher et al., 2009; Gómez-Baggethun et al., 2010).

1.4.2 La chasse villageoise, un service écosystémique d'approvisionnement

Les auteurs du *Millenium Ecosystem Assessment* proposent quatre types de services fournis par les écosystèmes (Duraiappah et al., 2005):

- Les services d'approvisionnement (eau potable, nourriture, etc.);
- Les services de régulation (régulation du climat, des inondations ou des maladies, etc.);
- Les services culturels (éducation, esthétisme, etc.);
- Les services de support (cycle des nutriments, formation du sol, etc.).

Constituant une source de nourriture directement prélevée dans l'écosystème, la viande de brousse se classe parmi les services d'approvisionnement (Adekola et al., 2012).

1.4.3 Différentes méthodes d'évaluation

Répertorier l'ensemble des fonctions d'un écosystème n'est que la première étape de la démarche d'identification des services écosystémiques (Figure 4)(Haines-Young et al., 2010), il convient ensuite d'attribuer une valeur à chaque service, cela revenant à donner de l'importance aux écosystèmes dans notre système économique ou en dehors

de celui-ci (Jax et al., 2013; Martín-López et al., 2016). Il existe plusieurs types de valeurs attribuables à une composante d'un écosystème, en allant d'une vision anthropocentrée jusqu'à une vision biocentrée on peut les classer de la manière suivante (Jax et al., 2013; Kelemen et al., 2015) :

- La valeur instrumentale;
- La valeur patrimoniale;
- La valeur eudémoniale;
- La valeur d'existence;
- La valeur écologique.

Une approche complète de l'estimation de la valeur d'un service écosystémique doit reposer sur trois approches complémentaires et interdépendantes : l'utilisation de méthode biophysiques, économiques et sociales (Burkhard et al., 2010). Cependant les évaluations actuelles des écosystèmes se concentrent principalement sur les approches biophysiques et économiques plutôt que sur des méthodes sociales, considérées comme plus complexes à mettre en œuvre (Satz et al., 2013).

En Afrique, l'évaluation des services écosystémiques est particulièrement importante en raison notamment de son hétérogénéité spatiale, de son développement démographique et de ses faiblesses en matière de gestion des ressources naturelle (Wangai et al., 2016). Les recherches actuelles ont principalement été menées en Afrique du Sud, au Kenya et en Tanzanie. L'Afrique centrale, de par la pauvreté de ses populations et leur grande dépendance aux écosystèmes, devrait impérativement faire l'objet de plus d'études sur le sujet (Janssen et al., 2007; Wangai et al., 2016).

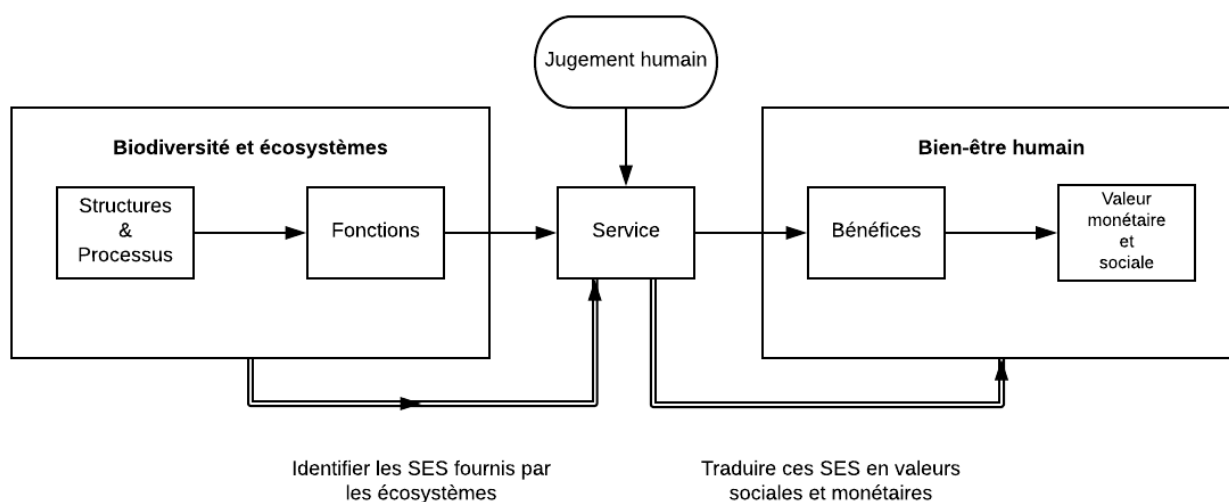


Figure 4 : Schéma présentant les différentes étapes du processus liant écosystèmes et contribution au bien-être humain. Adapté de Haines-Young and Potschin, (2010). (SES = Services écosystémiques).

2 Objectifs

2.1 Objectifs généraux

Ce travail de fin d'études a pour objectifs généraux de quantifier, dans le finage de trois villages du sud-est du Cameroun : (i) le prélèvement en viande de brousse par des méthodes biophysiques, et (ii) la consommation en viande de brousse par des méthodes sociales.

2.2 Objectifs spécifiques

Plusieurs questions de recherche peuvent-être soulevées sur base des objectifs généraux.

2.2.1 Contexte spatial

Comment se répartissent spatialement les activités villageoises ?

2.2.2 Contexte socio-économique

Quelles sont les caractéristiques démographiques de chaque village étudié ?

Quelles ethnies sont présentes dans chaque village ?

Quelle est la contribution de chaque activité au revenu des ménages ?

2.2.3 Analyse des prélèvements

Comment se répartissent les activités de chasse dans l'espace ? Quelle est la part de chaque type d'affectation des terres dans les terroirs de chasse ?

Quelle est la composition spécifique des tableaux de chasse ? Quels sont les facteurs explicatifs de cette composition ?

Quel est le rendement de chasse dans ces villages ?

2.2.4 Analyse de la consommation

Quelle est la part de la viande de brousse dans les produits animaux consommés par les ménages ? Quelle est la fréquence de consommation de viande de brousse ? Quelle quantité de viande de brousse est consommée quotidiennement par habitant ? Quelles espèces sont consommées ? Quelle est l'impact de chaque affectation des terres en termes d'approvisionnement ?

Quelle est la provenance des protéines animales consommées dans ces villages ? Dans quelle mesure le type d'affectation des terres intervient-il ?

3 Matériel et méthodes

3.1 Sites d'étude

3.1.1 La zone d'étude

La zone d'étude se situe en Afrique centrale, plus précisément au Cameroun, dans la province de l'Est et les arrondissements de Lomié et Somalomo (Figure 5). Comme le souligne Vermeulen (2000), il s'agit de la région la moins développée du Cameroun avec un réseau routier peu dense qui maintient enclavés d'importants massifs forestiers. Gillet (2016) ajoute qu'il s'agit de la région la moins densément peuplée du pays. Le dernier recensement de la province de l'Est fait état de près de 800 000 habitants soit une densité de 7,1 habitants au kilomètre carré (Bureau Central des Recensements et des Etudes de Population (BUCREP), 2010). L'économie de la province repose principalement sur l'exploitation forestière : près de 62% de la surface des concessions forestières du pays se trouvent en effet sur ce territoire (Mertens et al., 2001). Le choix de cette zone d'étude se justifie par le contexte forestier camerounais présentant une diversité d'affectations des terres forestières, objet de cette analyse. La région de l'Est représente également un intérêt particulier pour cette étude car elle présente un important couvert forestier et de nombreux villages situés dans des contextes géographiques variés. Les trois villages étudiés sont ceux de Malen I, Mintoum et Eschiambor (décrits en page 18). La distance maximale entre les sites d'études est de 110 km.

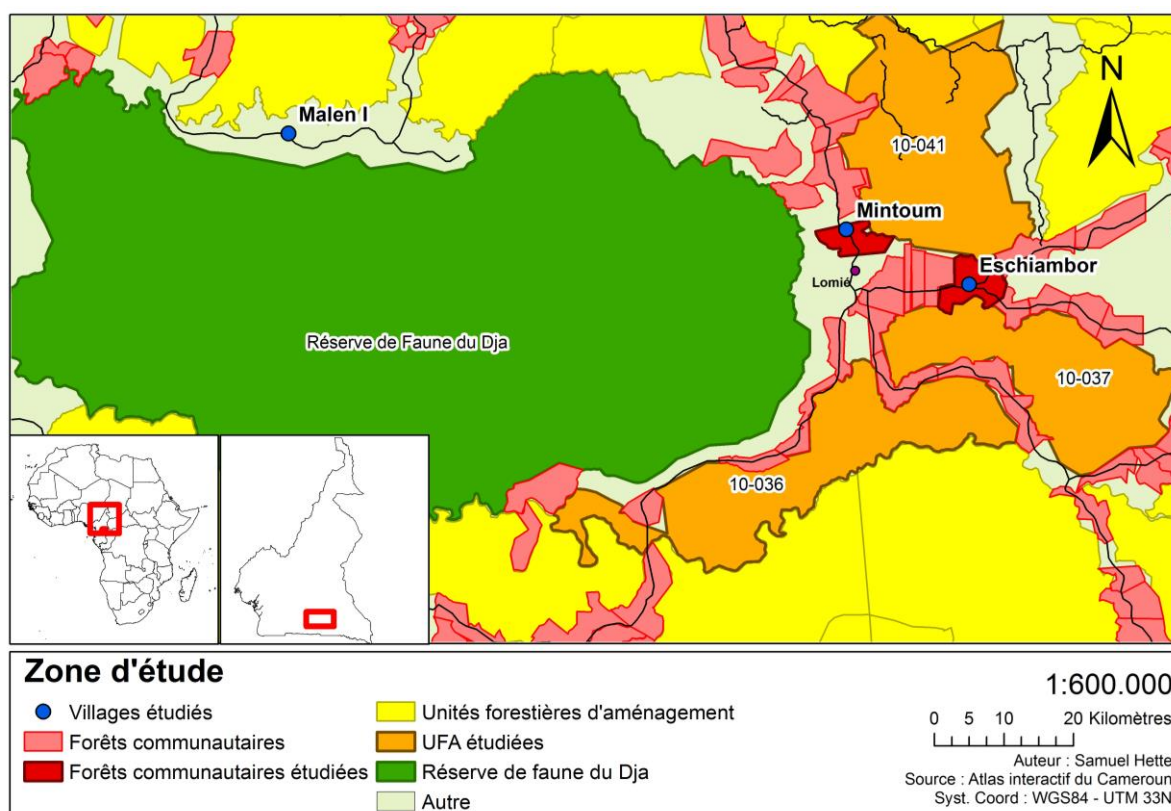


Figure 5 : Zone d'étude

Climat

Le climat est de type **Aw**, caractérisé par une température minimale annuelle supérieure ou égale à 18°C (Kottek et al., 2006). On distingue deux saisons sèches (grande saison sèche de novembre à février et petite saison sèche de juin à juillet) et deux saisons des pluies (grande saison des pluies d'août à octobre et petite saison de mars à mai), totalisant jusqu'à 1650 mm de précipitations annuelles. Il existe un gradient croissant de sécheresse parcourant la zone d'ouest en est (de l'océan vers l'intérieur des terres) (Sonke, 1998; Doucet et al., 2009).

Réseau hydrographique et pédologie

L'altitude sur l'ensemble de la zone varie entre 600m et 760m. Les sols sont globalement de type argileux et reposent sur des schistes, des micaschistes et des roches mélanocrates (Letouzey, 1985; Fétéké et al., 2004).

Faune

La faune régionale est très riche en espèces, la réserve de faune du Dja compte à elle seule plus d'une centaine d'espèces de mammifères, dont de nombreuses espèces phares en déclin comme le gorille des plaines de l'Ouest (*Gorilla gorilla* (Savage, 1847)), le chimpanzé (*Pan troglodytes* (Blumenbach, 1799)), l'éléphant de forêt (*Loxodonta cyclotis* (Matschie, 1900)) ou encore le léopard (*Panthera pardus* (Linnaeus, 1758)) (OFAC, 2015; IUCN, 2017). Un inventaire ornithologique mené par le programme ECOFAC (Ecosystèmes des Forêts d'Afrique Centrale) fait état de 360 espèces d'oiseaux dans la Réserve de Faune du Dja (Christy, 1994). Dans la concession de la société Pallisco, une étude de Mathot (2003) menée sur les inventaires faunistiques présente la densité de faune comme très inégale entre les différentes UFA.

Flore

Dans la zone d'étude, les forêts étudiées sont situées sur un gradient allant des forêts sempervirentes aux forêts semi-décidues et sont hautement diversifiées (Sonke, 1998; Doucet et al., 2009; Gillet, 2016). L'ensemble des forêts de la zone sont classées dans la catégorie *Moist Central Africa* (Fayolle et al., 2014). Celles situées en périphérie des routes, généralement de type secondaires, sont largement dégradées et alternent avec des zones de cultures et des jachères (Vermeulen, 2000). D'après Gillet (2016), cet impact humain serait ancien dans l'est de la zone d'étude, ce que confirme Morin-Rivat (2017) par la mise en évidence de deux phases d'expansion humaine dans la zone : une première de 2300 à 1300 BP et une seconde de 670 à 20 BP. Cette dernière ayant probablement influencé la composition floristique de la zone d'étude, notamment en termes de densité en espèces d'arbres héliophiles.

Villages étudiés

Le présent travail a été effectué dans trois villages situés aux abords d'affectations des terres forestières différentes.

Le village de **Malen I** se situe en périphérie de la RFD et est très enclavé de par l'absence de route accessible par véhicule plus imposant qu'une moto (MINFOF, 2004). Pour parvenir au village, l'inévitable traversée de la rivière Dja n'étant possible qu'en pirogue. Cet isolement en fait, *a priori*, le village le plus dépendant des écosystèmes parmi les trois villages étudiés. Malen I se situe dans la zone tampon de la Réserve de Biosphère mise en place pour tenir compte des activités anthropiques qui ont lieu dans la Réserve (MINFOF, 2004). Les villageois entretiennent actuellement des relations tendues avec le Service de la Conservation de l'aire protégée et sont encore peu sensibilisés à la conservation malgré les campagnes régulièrement menées (PAPACO, 2010). Plusieurs projets tentent actuellement de proposer des alternatives économiques à la viande de brousse dans la zone. Par exemple, la Fondation Camerounaise de la Terre Vivante (FCTV) forme et met actuellement à disposition des villageois du matériel de pêche. L'ONG *Tropical Forest and Rural Development* (TF-RD) a pris l'initiative de développer avec les populations locales des agro-forêts à base de cacao.

Village le plus peuplé de cette étude, **Mintoum** est situé sur la route provinciale P6 reliant les villes d'Abong-Bang et Lomié, constituant le principal axe de communication de la région. Le village est situé à 8 kilomètres de la ville de Lomié. Mintoum dispose d'une forêt communautaire actuellement inactive. Il se distingue des précédents villages par la présence d'une importante communauté Baka et par son contexte géographique : il se trouve entre la RFD et l'UFA certifiée FSC 10 041, exploitée par la société Pallisco.

Le village d'**Eschiambor** se situe entre deux concessions forestières : l'UFA 10 041, et la seconde, l'UFA 10 037, accordée à la Société Industrielle de Mbang (SIM), cette dernière n'étant pas certifiée. Le village dispose d'une forêt communautaire mais celle-ci n'est actuellement plus en activité pour l'exploitation du bois d'œuvre. Le village se situe sur un carrefour routier, ce qui en fait un lieu de halte pour de nombreux grumiers. Ceux-ci sont susceptibles de transporter de la viande de brousse, le plus souvent illégalement.

La Réserve de Faune du Dja

Sur le plan géographique, la réserve se situe entre 2°50' et 3°30' Nord et 12°20' et 13°40' Est et couvre une surface d'environ 526 000 ha ce qui en fait l'une des zones protégées les plus importantes du Cameroun (MINFOF, 2004; UNESCO, 2011). La réserve de biosphère du Dja correspond au périmètre de la réserve, augmenté d'une zone tampon³ dans laquelle les activités villageoises (et notamment la chasse) sont réglementées et doivent respecter les directives d'un plan de gestion (République du Cameroun, 1995c). Elle s'étend sur deux provinces : l'Est et le Sud et dispose d'une limite naturelle sur près de 75% de son périmètre : le Dja, cours d'eau qui lui a donné son nom. Au niveau historique, la RFD fut créée en 1950 et a connu plusieurs statuts en devenant d'abord

³ Celle-ci n'est pas délimitée de manière précise

réserve de biosphère en 1982 avant d'être reconnue site du patrimoine mondiale par l'UNESCO (*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*)(Kouob Bégné, 2009; UNESCO, 2011). Elle dispose depuis 2004 d'un plan d'aménagement et de l'appui de plusieurs partenaires (dont l'UNESCO, la fondation Franz Weber, la *Zoological Society of London*, etc.) mais elle éprouve des difficultés à protéger son patrimoine nature (OFAC, 2015). Les principales menaces auxquelles elle doit faire face sont la chasse commerciale et la conversion des terres forestières vers d'autres usages (UNESCO, 2018).

Les sociétés forestières

Ce travail de fin d'étude a été en partie réalisé dans deux concessions forestières gérées par des entreprises différentes :

- La société Pallisco, à capitaux français, est certifiée par le FSC depuis 2008. Elle gère sept unités forestières d'aménagement, soit une surface totale de 388 949ha (Pallisco-CIFM, 2018).
- La Société Industrielle de Mbang (SIM), à capitaux italiens, créée en 1995 et débute ses activités en 1999 (Société Industrielle de Mbang, n.d.), elle ne possède actuellement aucune certification (Mertens et al., 2012; GFBC, 2016).

Les forêts communautaires

Deux forêts communautaires ont été parcourus lors de la phase de terrain de cette étude :

- Nzienga-Mileme, associant les villages d'Eschiambor (site d'étude) et la localité proche de Malen⁴. D'une superficie totale de 4490 ha, elle se subdivise en trois zones ; deux zones destinées à l'exploitation du bois d'œuvre et une troisième conservée comme zone agricole. Aménagée dès 1999, et exploitée à partir de 2001, son plan d'aménagement a été révisé en 2011 mais aucune trace d'exploitation n'est consultable depuis cette date (Delbeke, 2016; Isabelle Amsallem, Mette Loyche Wilkie, 2003).
- AVILSO (Association des Villages Solidaires) qui regroupe les villages de Messasséa, Mintoum, Bigongol I et Bigongol II et couvre une superficie de 3600 ha. La forêt a été exploitée de 2006 à 2010, à l'exception de l'année 2008 (Tsana Enama et al., 2008; Delbeke, 2016).

Ces forêts ont toute deux bénéficié de l'appui du projet « Partenariats pour le développement des forêts communautaires » coordonné par l'A.S.B.L Nature+ entre 2010 et 2013.

⁴ A ne pas confondre avec « Malen I », village étudié ici.

Contexte social

Deux communautés humaines sont présentes dans la zone d'étude, la première est celle des Bakas, elle est considérée comme autochtone dans la région de l'Est. Peuple de chasseurs-cueilleurs nomades, il seraient entre 250 000 et 350 000 dans les forêts d'Afrique centrale et occuperaient la zone depuis près de 70 000 ans (Hewlett, 2014). Ils font aujourd'hui face à un phénomène de sédentarisation important le long des routes, car encouragés par la possibilité de vendre des produits forestiers non ligneux et d'accéder à l'éducation et aux soins (Hewlett, 2014).

La seconde et plus importante communauté est celle des Bantous, représentée par les ethnies Badjoué, Ndjem et Nzimé (Gillet, 2016). Originaires d'Afrique de l'Ouest, ils auraient amorcé leur dispersion en Afrique centrale il y a près de 5000 ans (Berniell-Lee et al., 2009). Leur système de production est basé sur l'agriculture itinérante sur abattis-brûlis avec comme activités complémentaires : la pêche, la collecte de produits forestiers non-ligneux et la chasse (Vermeulen, 2000). La sédentarisation et l'augmentation des populations humaines ont considérablement modifié le paysage forestier jusqu'à aujourd'hui (Maley, 2002).

Ces deux communautés occupent aujourd'hui généralement un espace villageois situé le long d'une route principale, les territoires lignagers anciens sont remplacée par des « terroirs modernes » aux limites non définies et caractérisés par la surexploitation des ressources naturelles et notamment de la faune sauvage (Vermeulen & Karsenty, 2001).

Période d'étude

La phase de terrain de ce travail de fin d'étude⁵ a débuté le 07/03/18 pour finir le 08/06/18. La collecte des données de suivi journalier a été réalisée du 13/03 au 05/06 dans le village d'Eschiambor, du 22/03 au 01/06 à Mintoum et enfin du 30/03 au 07/06 à Malen I.

3.2 Analyse du contexte spatial de chaque village⁶

3.2.1 Cartographie participative

La cartographie participative est décrite par Morin et al. (2014) comme « la réalisation de cartes par la communauté elle-même. Etant donné que c'est elle qui maîtrise le mieux son milieu et l'espace qu'elle utilise, la parole lui est laissée afin d'obtenir une représentation visuelle fiable de la perception qu'elle a de l'endroit où elle vit et de ses principales caractéristiques ». L'utilisation d'une maquette interactive comme outil de cartographie participative permet notamment de :

- Représenter l'utilisation d'une ou plusieurs ressources ;
- Faire la distinction entre les lieux importants ou non ;

⁵ Période effective de prise de données

⁶ Cette activité a été réalisée en collaboration avec les étudiants de Gembloux Agro Bio-Tech Arielle Nkodo et Pierre Jamar.

- Réaliser une mise en commun des connaissances ;
- Donner la parole à l'ensemble de la population, quelle que soit son ethnie ou son sexe (Vermeulen et al., 2018).

Afin de connaître l'étendue du finage villageois et la disposition de ses différents éléments, une cartographie participative a donc été réalisée dans chacun des trois villages étudiés, à l'aide d'une maquette interactive (Figure 6). Cette dernière est constituée d'un ensemble d'éléments en bois peint permettant de reconstituer le village et les terroirs associés en miniature (Larzillière et al., 2013). L'utilisation de cet outil devait également permettre de renforcer l'interaction sociale entre villageois et étudiants ainsi que l'implication des acteurs locaux dans nos travaux.

Dans chaque village, la cartographie participative se réalisait comme suit :

- Un repérage succinct du village était effectué quelques jours avant afin que les organisateurs aient une vision d'ensemble du village et de ses repères les plus marquant dans le paysage ;
- Une personne reconnue comme messager au village informait les habitants de la future cartographie participative au moins un jour à l'avance ;
- Le jour prévu, les objectifs de la démarche étaient énoncés et toutes les personnes présentes étaient invitées à participer à l'élaboration de la cartographie sans distinction d'âge, d'ethnie, de niveau hiérarchique ou de sexe ; Les organisateurs proposaient aux habitants de replacer un ensemble d'éléments sur la maquette après avoir eux-mêmes disposé la route principale et les éventuels cours d'eau importants considérés comme des repères fixes. Les éléments repris étaient les suivants : les routes et pistes villageoises, les cours d'eau, les champs et cacaoyères, les zones de chasse, de pêche et de récolte de produits forestiers non ligneux, les lieux de cultes, les sites et arbres sacrés, les campements Bakas et les infrastructures (écoles, centres de santé, etc.).
- A chaque fois qu'une catégorie d'éléments (par exemple les cours d'eau) était placée, les organisateurs demandaient une validation de la disposition des éléments à l'assistance ;
- A la fin de la séance, des photographies et un schéma cartographique (Annexe 1) ont été réalisés pour permettre de conserver les informations collectées ;
- Les personnes présentes étaient remerciées pour leur participation sous forme de rafraichissements.

Pour chaque séance de cartographie participative, 30 à 40 personnes étaient présentes pour construire la maquette interactive, se divisant en un petit groupe de « meneurs » actifs et une majorité spectatrice et passive. La parité de genres était respectée. Les Bakas et les enfants étaient présents mais n'ont pas souhaité participer.



Figure 6 : Maquette interactive réalisée à Mintoum

3.2.2 Prise de coordonnées GPS au sein du finage

Pour confronter ces maquettes avec la réalité, des points GPS ont été collectés dans les trois finages villageois. Les rivières, champs cultivés, pistes villageoises et zones de récolte de PFNL ont ainsi été géoréférencés en présence de guides. La prise de coordonnées a eu lieu lors des activités respectives de chaque étudiant (lieux de collecte de bois de chauffage, de PFNL, suivis de chasse) ou lors de journées dédiées. L'exhaustivité des données ne saurait être garantie car tous les habitants n'ont pu être interrogés individuellement. De plus, peu de temps a pu être consacré à cette activité (particulièrement pour le village de Mintoum) qui constitue une contextualisation et non l'objet principale du présent travail de fin d'étude.

3.3 Analyse du contexte socio-économique de chaque village⁷

Dans le village d'Eschiambor, une zone de travail a été délimitée, excluant le hameau le plus éloigné : « Dimpam » et permettant ainsi de ne retenir qu'une entité spatiale peu étendue et donc, de rendre réalisable ce travail et celui des enquêteurs par la suite⁸.

Un recensement exhaustif de la population a été effectué dans chaque village afin d'en connaître le contexte socio-économique. Les recensements ont été réalisés à l'échelle du ménage : le chef du ménage et/ou les adultes du ménage présents lors de l'enquête ont été interrogés. Le questionnaire employé (Annexe 2) renseigne notamment sur le nom du chef de ménage, le nombre de résidents permanents et pour chaque habitant sur l'âge, l'ethnie, et le niveau scolaire. Le recensement a également

⁷ Cette activité a été réalisée en collaboration avec les étudiants de Gembloux Agro Bio-Tech Arielle Nkodo et Pierre Jamar.

⁸ Dans la suite de ce rapport, le mot « village » fait référence à ces entités spatiales cohérentes et non aux villages dans leur intégralité.

permis d'attribuer à chaque ménage un « numéro de ménage », cet identifiant permettant de faire le lien entre les travaux de chacun des étudiant mais également de garantir l'anonymat des données récoltées auprès des chasseurs. En effet, les chasseurs étaient distingués par leur numéro respectif et aucune autorité qui aurait potentiellement obtenu ces données n'aurait pu identifier des individus et entamer des poursuites. Il s'agissait là d'une condition indispensable pour obtenir la confiance des chasseurs.

Pour connaître la répartition des revenus financiers en fonction des différentes activités des ménages, une matrice des revenus réalisée à dire d'acteurs a été utilisée (Annexe 3). Il était demandé à chaque ménage de disposer 10 cailloux sur la matrice, permettant ainsi d'estimer de manière ludique et imagée la proportion de chaque activité dans les revenus totaux du ménage. Cette méthode est inspirée de la « méthode de distribution des cailloux » ou (*Pebble Distribution Method* en anglais) a été établie initialement pour connaître l'importance de divers éléments de la biodiversité aux yeux des habitants des zones rurales mais peut-être employée pour un large panel d'applications (Sheil et al., 2003).

3.4 Quantification de la viande de brousse prélevée (méthodes biophysiques)

3.4.1 Méthodes d'acquisition des données

La quantification de la viande de brousse prélevée a été effectuée par le suivi des chasseurs volontaires suivant deux méthodes : un suivi sans enquêteur, réalisé par le chasseur lui-même et un suivi des chasseurs par l'enquêteur sur le terrain. Même si ce dernier suivi est standardisé, plus complet et fiable, Rist et al. (2010) en appliquant un protocole similaire, ont obtenu une forte corrélation entre les résultats des deux types de suivis. La combinaison de ces deux méthodes a permis d'augmenter considérablement la quantité de données récoltées. Dans les deux cas, l'échantillonnage des chasseurs suivis a été réalisé de manière aléatoire. L'imprévisibilité de la disponibilité des chasseurs pour le suivi a entraîné une démarche opportuniste de l'enquêteur : les chasseurs étaient régulièrement questionnés sur leur planning de chasse et la possibilité de réaliser un suivi. Par soucis de représentativité, la collecte des données a été réalisée en tentant de maximiser le nombre de chasseurs suivis et, pour chaque chasseur, d'enregistrer son tracé le plus fréquemment emprunté.

1) Suivi par l'enquêteur

Le suivi par l'enquêteur a consisté à enregistrer le tracé des chasseurs suivis sur le terrain à l'aide d'un GPS (*Global Positioning System*, modèle Garmin® GPSmap 62) lors de leurs activités de chasse. La fréquence de prise de point était de 50 m pendant l'enregistrement du tracé⁹. L'ensemble des prises, pièges, douilles et campements de chasse rencontrés a également été géoréférencé. La durée totale en dehors du village a été enregistrée en même temps que le tracé GPS. Pour chaque prise, plusieurs caractéristiques étaient encodées comme l'espèce animale, le type de chasse pratiqué ou encore les coordonnées GPS du lieu de prise. Au retour de la chasse, le(s) chasseur(s)

⁹ Cette faible résolution prévenait tout risque de saturation de la mémoire du GPS pendant la phase de terrain.

étai(en)t invité(s) à fournir des informations complémentaires sur chaque prise animale : le poids de la viande collectée, la valeur estimée à dire d'acteurs en Francs CFA, l'utilisation de cette viande (autoconsommation, vente, don, troc, etc.) (voir Annexe 4).

Concernant le géoréférencement des pièges, douilles et campements de chasse, celui-ci a été effectué « à vue », c'est à dire que le point GPS était pris sans quitter la piste de chasse dès que l'objet était vu. Cette démarche, moins précise, se justifie par le temps considérable qu'elle permet de gagner pour l'observateur, limitant ainsi le dérangement occasionné au chasseur lors du suivi. Elle entraîne une erreur quasi-systématique d'environ 10 à 15m, cependant elle a été jugée acceptable compte tenu de l'objet de l'étude.

Pendant la phase de récolte de données, plusieurs modèles de pesons ont été utilisés pour mesurer la masse des prises suite à des casses et à l'impossibilité de trouver le même modèle une fois sur le terrain.

L'effort d'échantillonnage était de 71% des ménages de chasseurs suivis à Malen I, 19% à Mintoum et 50% à Eschiambor. Un ménage était considéré comme abritant un chasseur si celui-ci déclarait des revenus issus de la viande de brousse.

2) *Suivi autonome*

Le suivi effectué par les chasseurs eux-mêmes était basé sur le même principe, à la différence qu'il ne reprenait pas les pièges, douilles et campements de chasse rencontrés. Cette différence visait à ne pas rendre la démarche volontaire trop fastidieuse et intrusive. Ce suivi présente l'avantage de pouvoir être réalisé en l'absence d'une tierce personne mais perd en fiabilité. En effet, les chasseurs ne possédaient pas la même maîtrise de l'outil GPS ni la même rigueur dans l'encodage des données que l'enquêteur. Les chasseurs désireux de participer à l'étude ont préalablement reçu une formation à l'utilisation d'un GPS. Le modèle mis à leur disposition était le Garmin® Etrex 10, moins onéreux et plus simple d'utilisation que le modèle précédemment cité. Là encore, la fréquence de prise de point était de 50 m pendant l'enregistrement du tracé. Les GPS étaient confiés à une personne de référence (un enquêteur masculin réalisant également le suivi journalier du bol alimentaire) dans chaque village, celle-ci étant également chargée de remplir la fiche de suivi en fin de partie de chasse avec les informations citées plus haut (voir « *Suivi par l'enquêteur* »). Les personnes de référence disposaient de fiches illustrées présentant la majorité des vertébrés consommés dans la région avec leurs noms locaux pour limiter la confusion entre les espèces identifiées (Annexe 5). L'effort d'échantillonnage pour ce type de suivi ne peut être établi car la plupart des données ont été collectées sans mention de l'identifiant du chasseur en question.

3) *Enquête sur les pratiques de chasse*

Afin de contextualiser les résultats attendus *via* les deux méthodes de suivi biophysiques précédentes, deux questionnaires ont été administrés aux chasseurs sur base volontaire. Un premier questionnaire (Annexe 6) portait sur la fréquence de chasse, le(s) type(s) de chasse pratiqué(s), les modalités d'obtention des armes, etc. Un second visait à comprendre les préférences des chasseurs en termes d'affectation des terres (uniquement réalisé à Mintoum et Eschiambor (Annexe 7)). Le nombre de

répondants étant de respectivement 34 et 24 pour ces questionnaires, le nombre total de chasseur a été estimé en fonction des résultats de l'enquête sur les revenus des ménages (voir 3.5.1). Le Tableau 1 reprend l'effort d'échantillonnage des différents questionnaires. Un ménage était considéré comme abritant un chasseur si celui-ci déclarait des revenus issus de la viande de brousse.

Tableau 1 : Effort d'échantillonnage pour les questionnaires de contextualisation.

Village	Nombre de répondants questionnaire N°1	Taux d'échantillonnage questionnaire N°1	Nombre de répondants questionnaire N°2	Taux d'échantillonnage questionnaire N°2
Malen I	5	71%	Non administré	Non administré
Mintoum	16	30%	9	28%
Eschiambor	13	65%	15	45%
Total	34	/	24	/

3.5 Quantification de la viande de brousse consommée (méthodes sociales)

3.5.1 Méthode d'échantillonnage

Suite au recensement, un échantillon de ménages représentatifs en termes d'activités rémunératrices a été sélectionné pour les villages de Mintoum et Eschiambor (respectivement 20 et 19 ménages par village). Le nombre de ménages étant inférieur à 20 à Malen I, l'entièreté des ménages a été suivie (soit 16 ménages). La sélection des ménages pour le suivi journalier s'est basée sur plusieurs critères :

1) Le type de revenu

Les sources de revenus reprises dans la matrice des revenus ont été regroupées en 3 classes :

- « Activités forestières » (regroupant les catégories « chasse », « PFNL », « bois » et « pêche ») ;
- « Activités agricoles » (regroupant les catégories « agriculture vivrière » et « cultures de rente ») ;
- « Autres activités » (regroupant les catégories « revenus professionnels », « artisanat » et « autres »).

Un ménage se voyait attribué à une classe lorsque la plus grande partie de ses revenus¹⁰ provenait de la classe de revenus correspondante. En cas d'égalité entre les proportions de deux classes de revenus, le ménage contribuait à hauteur de 0,5 unités au nombre de ménage de chacune des deux classes. La représentativité du ménage pour une classe de revenus donnée était également prise en compte, en effet, plus un ménage présentait une part importante de ses revenus dans une classe, plus il était considéré comme représentatif de cette classe de revenus.

¹⁰ Déclaré à dire d'acteurs.

2) *La communauté humaine*

Lorsque cela a été jugé nécessaire, c'est à dire lorsqu'il existait une part non négligeable de Bakas dans un village (supérieure à 20% de la population totale), une distinction a été faite dans l'échantillonnage entre Bantous et Bakas : la proportion de chaque communauté humaine dans les 3 classes de revenus (voir *type de revenu*) étant respectée au sein de l'échantillon de 20 ménages. Ce fut le cas pour le village de Mintoum.

3) *La proximité par rapport au domicile des enquêteurs*

Les enquêteurs disposant d'un temps limité entre le retour du champ des habitants et la tombée de la nuit, il était important de limiter les temps de déplacement. Les ménages choisis étaient donc le proche possible en fonction des autres critères.

4) *L'intérêt manifeste et volontaire des ménages pour l'étude*

Le suivi des ménages se déroulant sur une longue période et étant très répétitif, il était primordial de travailler avec des personnes motivées pour limiter les risques de désistement.

3.5.2 Suivi des ménages

Ainsi, 16 ménages ont été suivis à Malen I, 20 à Mintoum et 19 à Eschiambor et ce pendant respectivement 71, 73 et 86 jours. (Donner proportion de chaque classe de revenus). Correspondant à 3374 repas cumulés. Un ensemble de questions relatives au bol alimentaire quotidien des ménages était posé chaque soir par des enquêteurs préalablement formés (questions 9 à 18, Annexe 8). Ces enquêteurs, au nombre de six (deux par village) était nécessairement des habitants du village étudié. Là encore, ils disposaient de fiches illustrées présentant la majorité des vertébrés consommés dans la région avec leurs noms locaux pour limiter la confusion des espèces. Ils ont utilisé des pesons de différents modèles durant la phase de collecte de données pour les raisons évoquées plus haut.

3.6 Analyse des données

3.6.1 Contexte spatial

Le logiciel MapVillage a permis d'encoder des informations relatives aux points GPS collectés dans le finage villageois et d'exporter ces données directement en shapefiles. Une carte de l'occupation spatiale de chacun des finages villageois a ensuite pu être produite sur le logiciel ArcGIS 10.3©. Pour les villages de Malen I et Eschiambor, présentant un nombre de données suffisant, les terroirs agricoles ont été estimés par la méthode des polygones minimums convexes (voir la section « Données spatiales » ci-dessous).

3.6.2 Contexte socio-économique

Un ensemble d'indicateurs a pu être calculé et mis en page à l'aide du logiciel Excel© : les pyramides des âges, la répartition la population de chaque village dans les ethnies présentes, la (les) source(s) de revenu principale(s).

3.6.3 Prélèvements en viande de brousse

Enquêtes sur les pratiques de chasse

Au niveau des tests statistiques, l'égalité des moyennes de fréquence de chasse, de durée de chasse, de nombre de pièges, du prix des cartouches et des pièges entre les trois villages de l'étude ont été testées selon la méthode de l'analyse de la variance (ANOVA). Pour cela, le respect des conditions d'applications (normalité et égalité des variances) a été testé. La structuration des moyennes a été réalisée *via* le test post-hoc de Tukey.

Données spatiale

Les données spatiales liées aux prélèvements en viande de brousse¹¹ ont été traitées avec les logiciels QGIS et ArcGIS©. Ils ont permis de réaliser une délimitation des terroirs de chasse en utilisant l'outil « *Minimum Bounding Geometry* » (ArcGIS 10.3©) qui se base sur une méthode d'estimation MCP (*Minimum Polynom Convexe*). Le polygone convexe minimal est ici l'emprise spatiale minimale qui reprend l'ensemble des tracés des parties de chasse inventoriées (Burgman et al., 2003). L'outil « *Kernel density* » (ArcGIS 10.3©) a également été testé, il s'agit d'une méthode d'estimation de la fonction de densité d'une variable aléatoire. Avec cette méthode, l'inférence de la population (dans ce cas-ci : l'ensemble des zones fréquentées par les chasseurs) est calculée sur base d'un échantillon de données (dans ce cas-ci : l'ensemble des points GPS enregistrés lors du suivi des chasseurs)(Scott, 2018). Pour l'établissement du terroir de chasse, aucune donnée extrême n'a été retirée car la courte période d'échantillonnage a très probablement tendance à induire une sous-estimation de ce terroir.

Enfin, pour tenter d'expliquer les lieux de prélèvement privilégiés par les chasseurs, plusieurs ordinations ont été testées suivant la méthode de l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) grâce au logiciel Rstudio©. Ces dernières étant potentiellement explicatives des espèces prélevées par les chasseurs. Les 4 variables testées sont les suivantes :

- *Village*
(Trois modalités : Malen I, Mintoum, Eschiambor) ;
- *Affectation des terres*
(Quatre modalités : RFD, UFA certifiée, UFA, FC) ;
- *Distance au village*
(Six classes de distance : <2.5km, 2.5-5km, 5-7.5km, 10-15km, >15km)¹² ;

¹¹ Il s'agit de l'ensemble des tracés GPS récoltés via les deux méthodes citées précédemment

¹² Ces classes de distances ont été choisies de manière à inclure un nombre similaire d'évènements

- *Distance à la route la plus proche*
(Six classes de distance : <1km, 1-2km, 3-4km, 4-6km, >6km)¹² ;

Cependant, ces analyses n'ont finalement pas été jugées pertinentes dans le cadre de ce travail vu le faible nombre de facteurs testés et de prises inventoriées. Elles sont disponibles à titre informatif en annexe 9.

Tableaux de chasse

Les données extraites des tableaux de chasse ont permis de produire des listes d'espèces chassées et des histogrammes de fréquence de prélèvement par espèce pour chaque village. Une matrice de présence/absence a également été produite pour mettre en évidence d'éventuelles originalités entre sites. Enfin, les espèces chassées ont été regroupées suivant les trois taxons présentés comme les plus importants pour l'homme en termes de consommation : les artiodactyles, les primates et les rongeurs (Fa et al., 2009).

Rendement de chasse

Des analyses menées sur le logiciel Rstudio© ont permis de comparer plusieurs approches pour définir un *Catch Per Unit Effort* (CPUE)¹³ sur l'ensemble des parties de chasse (n=25) suivies par l'enquêteur. Les indicateurs retenus étaient les suivants :

- La masse de viande collectée¹⁴ par unité de distance (kg/km)
- La masse de viande collectée¹⁴ par unité de temps (kg/h)
- La valeur estimée par unité de distance (Francs CFA/km)
- La valeur estimée par unité de temps (Francs CFA/h)

L'égalité des moyennes obtenues pour chacun de ces indicateurs a été testée (via des analyses de la variance (ANOVA) et les moyennes structurées par la méthode de Tukey) pour deux facteurs : le village et l'affectation des terres de destination de la chasse. Ce deuxième facteur a été défini comme étant l'affectation des terres rencontrée au point le plus éloigné du tracé GPS pour une partie de chasse donnée.

3.6.4 Consommation de viande de brousse

La consommation des ménages en viande de brousse a pu être évaluée sur base des données de suivi journalier. Un traitement des données aberrantes dues principalement à des erreurs d'encodages a été réalisé avant toute analyse. Il a principalement consisté à retirer du jeu de données les valeurs ne correspondant pas à une modalité définie par le canevas du questionnaire pour les données de type « facteur » (Annexe 8). Pour les données numériques, les valeurs jugées anormalement élevées ou faibles ont également été retirées, comme par exemple les quantités de viande inférieures à 100 Francs CFA par personne. Un histogramme des espèces consommées a été produit pour chaque village. La proportion des repas contenant un produit d'origine animale a été calculée. Parmi ces repas, le détail par type de produit animal a été dressé, toujours en termes de proportion. La quantité moyenne de viande de brousse consommée par village a aussi été calculée, à la fois en termes de masse mais également en valeur monétaire. L'égalité

¹³ Traduit par les termes « rendement » et « effort de chasse » dans la suite du rapport

¹⁴ Poids de la carcasse entière

des moyennes a été testée par analyse de la variance et ces moyennes structurée par la méthode de Tukey. Comme pour les prélèvements, une matrice de présence/absence et un regroupement en trois taxons a été réalisé pour les espèces animales consommées. Enfin, un histogramme reprenant les différentes provenances de la viande de brousse consommée a été établi pour chaque village.

4 Résultats

4.1 Contexte spatial

On constate sur la Figure 7 que les trois villages sont situés sur des axes routiers. Globalement, les activités agricoles se situent dans un rayon de 2,5 km autour du centre du village. Pour les villages gérant une forêt communautaire (Mintoum et Eschiambor), on peut remarquer que celles-ci semblent reprendre une grande partie du finage villagois si on exclut le terroir de chasse.

A Malen I, la rivière Dja ne constitue pas une barrière pour les villageois dont le terroir s'étend au-delà. On remarque d'ailleurs la présence de plusieurs zones de pêches sur celle-ci. En revanche, aucune activité agricole ne semble être pratiquée dans la zone tampon de la réserve. Les terroir agricoles de Malen I et Eschiambor présentent des surfaces similaires (respectivement 3,8 et 3,9 km²).

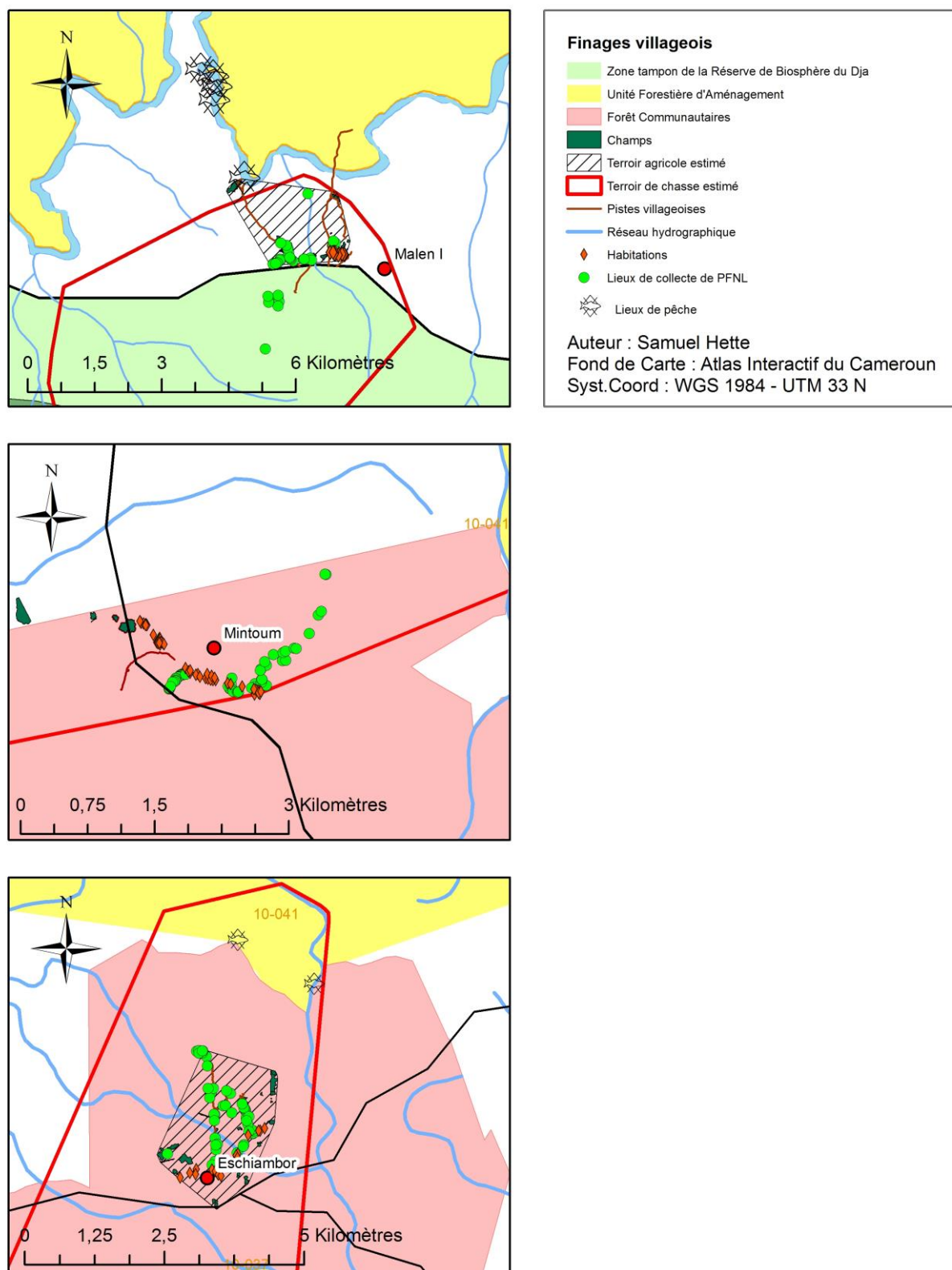


Figure 7 : Carte du finage villageois des trois villages étudiés.

4.2 Contexte socio-économique

4.2.1 Démographie

La population de Malen I est la moins importante avec 80 habitants permanents, suivi d'Eschiambor puis Mintoum avec respectivement 174 et 431 habitants permanents (Tableau 2). La Figure 8 présente les pyramides des âges de ces villages¹⁵. On constate de manière générale une structure « classique » avec une base large, synonyme d'une proportion importante des classes d'âge les plus faibles, et un sommet restreint traduisant une faible proportion de personnes âgées. De manière plus fine, on distingue à Malen I et Eschiambor une structure en « sablier » : certaines classes d'âges intermédiaires sont en effet, peu représentées. Il s'agit des classes d'âges comprises entre 15 et 44 ans à Malen I (uniquement pour les hommes) et entre 10 et 54 à Eschiambor. A Mintoum, la tendance est moins marquée mais néanmoins observable pour les jeunes hommes âgés de 15 à 24 ans.

Tableau 2 : Population permanente, nombre de ménages, nombre de ménages suivis et taux d'échantillonnage du suivi dans chaque village étudié.

Village	Nombre d'habitants	Nombre de ménages	Nombre de ménages suivis	Taux d'échantillonnage
Malen I	80	16	16	100%
Mintoum	431	81	20	25%
Eschiambor	174	39	19	49%

¹⁵ Adaptées depuis le travail de Pierre Jamar.

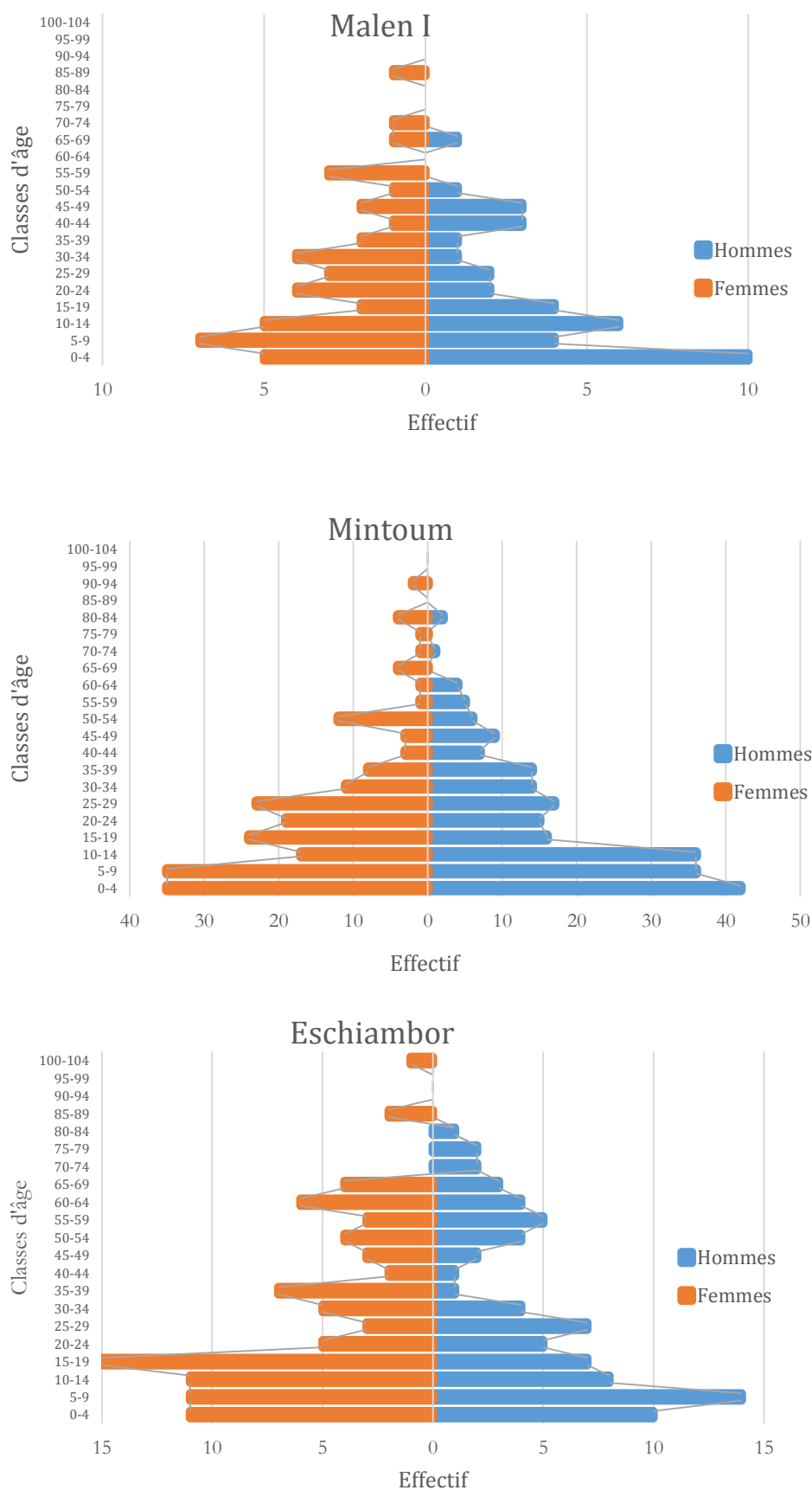


Figure 8 : Pyramides des âges des trois villages étudiés

4.2.2 Ethnies

Le village de Malen I n'est constitué que de deux ethnies : les Badjoué en grande majorité et les Bulus (Figure 9). Mintoum présente deux communautés équivalentes en termes d'effectif : les Nzimés et les pygmés Bakas. La catégorie « Autre » reprend ici douze ethnies minoritaires. Enfin, Eschiambor présente une mixité plus importante avec la présence de 15 ethnies et nationalités étrangères, la plus importante d'entre-elles étant là-encore celle des Nzimés. Rappelons que les Badjoué et les Nzimé appartiennent au même groupe ethnolinguistique des Ko'o Zime (Vermeulen, 2000).

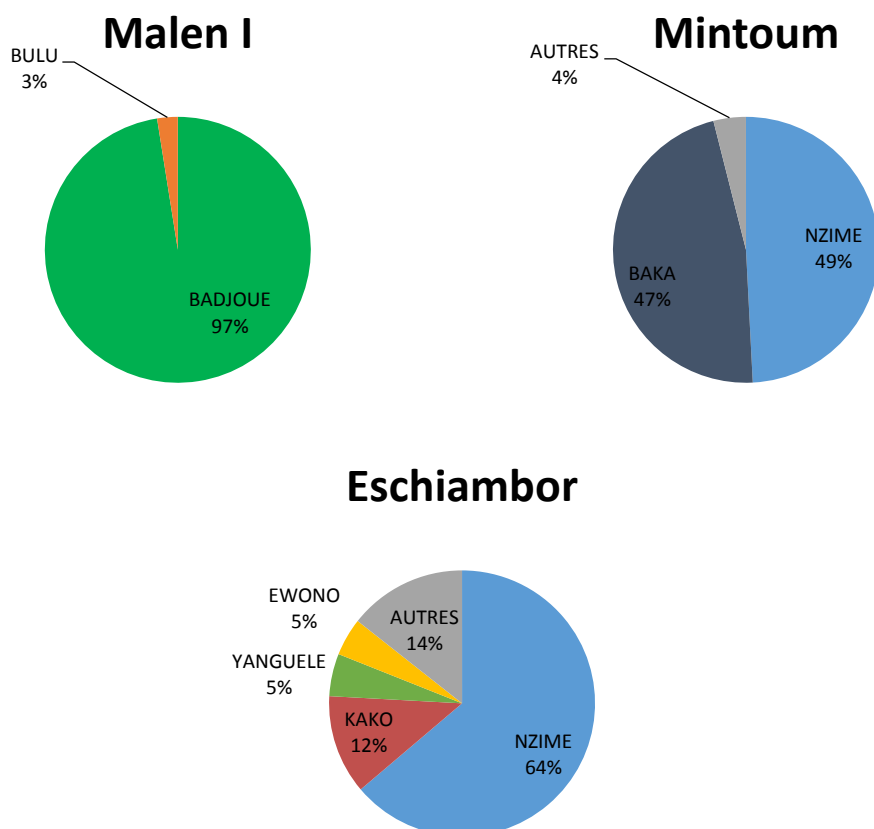


Figure 9 : Répartitions ethniques des populations

4.2.3 Sources de revenus

Dans tous les villages, l'agriculture représente à dire d'acteurs la source majoritaire de revenus (Figure 10). A Malen I, la pêche représenterait une part importante (28%)(égale à celle de l'agriculture) dans le revenu total moyen des ménages comparativement aux autres villages. En revanche, les emplois et la vente de bois seraient anecdotiques (0 et 6%) alors qu'ils représenteraient 20% de ce revenu à Mintoum. Les habitants d'Eschiambor semblent être les plus dépendants de l'agriculture avec près de la moitié des revenus provenant de cette catégorie (49%). Dans tous les villages, l'artisanat représenterait une activité peu rémunératrice. Les produits forestiers non-ligneux et la viande de brousse rapporteraient des parts de revenus équivalentes à Malen I et Eschiambor (respectivement 27 et 23%) mais seraient plus importants à Mintoum (41%).

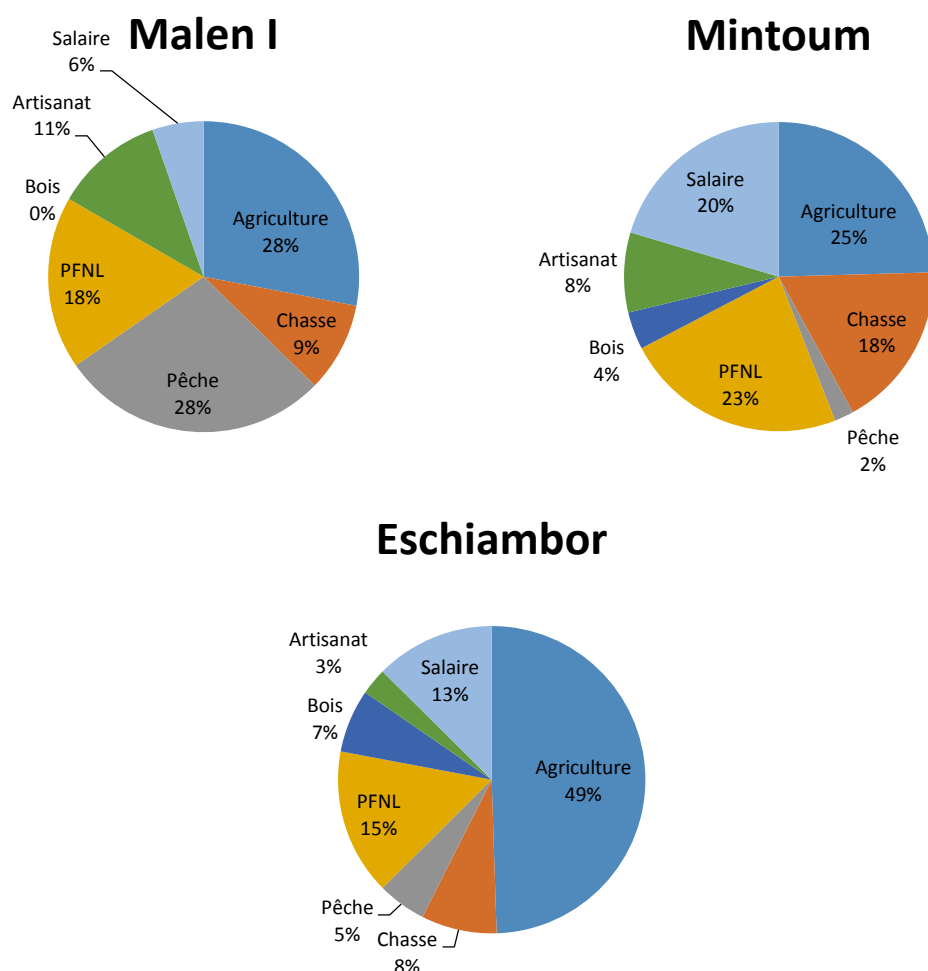


Figure 10 : Estimation à dire d'acteurs de la répartition des ménages par activités pour chaque village étudié. La catégorie « Salaire » reprend tous les types d'emplois salariés, qu'ils soient fixes, saisonniers ou journaliers.

4.3 Quantification de la viande de brousse prélevée

4.3.1 Pratiques de chasse

Pour rappel, afin de rendre compte des pratiques de chasse réalisée dans chaque village, deux questionnaires ont été administrés à un maximum de chasseurs volontaires (voir section 3.4.1).

1) Types de chasse pratiqués

Le tableau 3 présente la proportion de répondants pratiquant un type de chasse donnée pour chaque village. L'ensemble des chasseurs interrogés (n=34) pratique la chasse au piège. La chasse au fusil est exercée par l'ensemble des chasseurs de Malen I. La chasse à courre est peu adoptée quel que soit le village, elle est même absente à Eschiambor.

Tableau 3 : Proportion estimée à dire d'acteurs de chasseurs pratiquants pour différents types de chasse

Village	Chasse au piège	Chasse au fusil	Chasse à courre
Malen I (n=5)	100%	100%	20%
Mintoum (n=16)	100%	44%	6%
Eschiambor (n=13)	100%	85%	0%

2) Intensité de la chasse

Le Tableau 4 présente plusieurs indicateurs de l'effort de chasse estimé à dire d'acteurs : la fréquence de chasse moyenne par village, la durée moyenne d'une sortie de chasse et le nombre moyens de piège par chasseur au moment de l'enquête. Il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes des fréquences de chasse (ANOVA, $F=2,63$, $P\text{-valeur} = 0,089$), des durées moyennes de chasse (ANOVA, $F=2,40$, $P\text{-valeur} = 0,109$) et des nombres de pièges (ANOVA, $F=2,43$, $P\text{-valeur} = 0,106$) entre les villages considérés. On peut également constater les valeurs importantes des coefficients de variation imputables au faible nombre de répondants ($n=34$ pour rappel). Le nombre de sessions de chasse par semaine varie peu entre les villages, il serait cependant, d'après les acteurs, légèrement supérieur à Mintoum. En revanche, la durée de celles-ci serait plus importante à Mintoum, tout comme le nombre de pièges par chasseur.

Tableau 4 : Intensité estimée à dire d'acteurs de l'effort de chasse via plusieurs indicateurs : la fréquence et la durée moyenne de chasse ainsi que le nombre moyen de pièges par chasseur. Les données ont été collectées entre le 30/03/18 et le 14/04/18 à Malen I, entre le 18/05/18 et le 30/05/18 à Mintoum et entre le 14/03/18 et le 08/05/18 à Eschiambor

Village	Fréquence de chasse moyenne (nombre de sorties/semaine) (coefficient de variation)	Durée moyenne (heure) (coefficient de variation)	Nombre moyen de pièges par chasseur (coefficient de variation)
Malen I (n=5)	2,31 (30,45)	8,50 (32,75)	20 (223,61)
Mintoum (n=16)	2,70 (24,85)	23,94 (107,01)	99,69 (86,44)
Eschiambor (n=13)	1,92 (33,06)	9,18 (107,88)	72,36 (73,06)

3) Usage des prises

L'utilisation de la viande de brousse semble différer au sein des villages : l'autoconsommation serait pratiquée par la grande majorité des chasseurs de Mintoum et d'Eschiambor (respectivement 88% et 92%), alors qu'à Malen I, 60% d'entre eux

vendraient le produit de leur chasse. La commercialisation est systématiquement pratiquée (Tableau 5).

Tableau 5 : Parts relatives des différentes utilisations prioritaires de la viande de brousse estimée à dire d'acteurs

Village	Vente uniquement	Autoconsommation et vente de l'excédant	Autoconsommation uniquement
Malen I (n=5)	60%	40%	0%
Mintoum (n=16)	13%	88%	0%
Eschiambor (n=13)	8%	92%	0%

4) Modalités d'obtention du matériel de chasse

Les chasseurs utilisent du matériel qu'il faut régulièrement changer pour exercer leurs activités. Les prix moyens des cartouches déclarés à Malen I et Eschiambor, collectés plus tôt dans le temps qu'à Mintoum, ne sont pas significativement différents entre eux. En revanche, ils sont significativement différents du prix moyen calculé à Mintoum (ANOVA ; $F = 17,23$; $P\text{-valeur} = 0,000$; Structuration des moyennes par la méthode post-hoc de Tukey) (Tableau 6). Le prix moyen du rouleau de câble diffèrerait entre chaque village et c'est à Malen I, village le plus enclavé, que le rouleau s'obtiendrait au prix le plus élevé (ANOVA ; $F = 10,31$; $P\text{-valeur} = 0,000$; Structuration des moyennes par la méthode post-hoc de Tukey). Enfin, le nombre de pièges réalisables à l'aide d'un rouleau ne diffèrerait pas de manière significative entre les 3 villages (ANOVA ; $F = 0,74$; $P\text{-valeur} = 0,486$; Structuration des moyennes par la méthode post-hoc de Tukey). Le tableau 7 reprend la part relative des chasseurs possédant un fusil. C'est à Malen I que cette part est la plus importante avec 80% de propriétaires.

Tableau 6 : Prix unitaire par village estimé à dire d'acteurs des cartouches de calibre 12, des rouleaux de câbles utilisés par les chasseurs ainsi que le nombre de pièges réalisables par rouleau. Les données ont été collectées entre le 30/03/18 et le 14/04/18 à Malen I, entre le 18/05/18 et le 30/05/18 à Mintoum et entre le 14/03/18 et le 08/05/18 à Eschiambor. Les lettres correspondent pour chaque moyenne au groupement associé par la méthode de Tukey.

Village	Prix moyen unitaire de cartouche (FCFA) (coefficient de variation)		Prix moyen unitaire du rouleau de câble métallique (FCFA)(coefficient de variation)		Nombre moyen de pièges par rouleau (coefficient de variation)	
Malen I (n=5)	610 (15)	B	3350 (7)	A	66 (44)	A
Mintoum (n=16)	930 (12)	A	2300 (7)	C	79 (44)	A
Eschiambor (n=13)	690 (18)	B	2730 (19)	B	79 (18)	A

Tableau 7 : Proportion estimée à dire d'acteurs des propriétaires de fusil dans les populations de chasseurs interrogées

Village	Proportion de propriétaires de fusil
Malen I (n=5)	80%
Mintoum (n=16)	38%
Eschiambor (n=13)	23%

5) Perception de l'impact de la chasse

L'ensemble des chasseurs interrogés (n=24) constate dans les trois villages une diminution de la densité de gibier dans le terroir de chasse.

6) Affectations des terres visitées

Les villages de Mintoum et Eschiambor présentent chacun trois affectations des terres proches susceptibles d'être utilisées comme terrains de chasse. A Mintoum, village situé pour rappel entre la RFD et l'UFA 10-041 (certifiée FSC), une même part des chasseurs fréquente la forêt communautaire et l'UFA (53%), en revanche, une part moins importante fréquente la RFD (40%) (Tableau 8). A Eschiambor, village situé entre deux concessions forestières, les activités de chasse sont encore menées par 89% des répondants dans la forêt communautaire. En revanche, seulement 22% fréquentent l'UFA non certifiée contre 44% pour l'UFA certifiée.

Tableau 8 : Proportion des chasseurs déclarant chasser dans une affectation des terres donnée

Village	Réserve de faune du Dja	UFA certifiée	UFA non certifiées	Forêt communautaire
Mintoum (n=9)	40%	53%	/	53%
Eschiambor (n=15)	/	44%	22%	89%

Lorsqu'ils sont interrogés sur la part de leurs chasses réalisées dans une affectation des terres donnée, les chasseurs de Mintoum répondent en moyenne que la majorité de celles-ci ont lieu dans l'UFA certifiée (47%) (Tableau 9). A cette même question, les chasseurs d'Eschiambor répondent qu'il s'agit de la forêt communautaire (56%). Les principales raisons invoquées par les chasseurs pour justifier de leurs zones de chasse préférentielles diffèrent entre les villages de Mintoum et d'Eschiambor. Pour le premier, les chasseurs qui s'introduisent dans la réserve le font majoritairement pour l'abondance du gibier jugée plus élevée. En revanche, une majorité de chasseurs (67%) prétendent éviter la réserve car ils craindraient les contrôles anti-braconnage ou préféreraient respecter la législation en vigueur sur la chasse. Ils se rabattent alors sur la forêt communautaire ou l'UFA certifiée. Pour le village d'Eschiambor, la crainte des contrôles et le respect de la loi ne sont jamais évoqués comme raisons principales. Les

chasseurs définissent majoritairement (67%) leur zone de chasse de prédilection en fonction de leurs habitudes et/ou de la proximité avec le lieu de leur domicile.

Tableau 9 : Principales raisons invoquées par les chasseurs pour justifier leur préférence en termes de lieu de chasse. La raison principale est définie comme la raison la plus invoquée par l'échantillon de chasseurs qui visitent principalement une affectation des terres donnée. La catégorie "indifférent" correspond aux chasseurs n'ayant aucune préférence. A noter que deux raisons principales sont évoquées pour le village de Mintoum concernant la RFD. Cela traduit le fait que ces deux raisons représentent une même part de réponses obtenues

Village	Affectation des terres la plus visitée	Principale(s) raison(s) invoquée(s)	Part des répondants
Mintoum (n=9)	FC	- Crainte des contrôles et/ou respect de la loi	20%
	RFD	- Habitude ou proximité avec le domicile - Densité du gibier	27%
	UFAC	- Crainte des contrôles dans la réserve et/ou respect de la loi	47%
	<i>Indifférent</i>	<i>Indifférent</i>	7%
Eschiambor (n=15)	FC	- Habitude ou proximité avec le domicile	56%
	UFA	- Densité du gibier	11%
	UFAC	- Habitude ou proximité avec le domicile	11%
	<i>Indifférent</i>	<i>Indifférent</i>	22%

4.3.2 Spatialisation des activités de chasse

Un total de 446 km de tracé GPS a été obtenu via la méthode du suivi par enquêteur, permettant d'inventorier 80 prises animales, 1182 pièges, 71 douilles et 23 campements de chasse en 25 parties de chasses.

Un total de 205 km de tracé GPS a été obtenu *via* la méthode du suivi autonome, permettant d'inventorier 57 prises.

1) Délimitation du terroir de chasse

Le terroir de chasse de Malen I s'étend sur 39,5 km² (Figure 11). Il se situe principalement en dehors du noyau de la réserve de Biosphère, dans sa zone tampon avec seulement 14% de sa surface incluses dans le noyau (Tableau 10). On constate que les pistes de chasse suivent certains éléments du paysage comme le layon de délimitation de la réserve ou la route reliant les villages.

Le terroir de chasse de Mintoum est plus vaste avec une superficie de 90 km². Il s'étend à la fois sur la RFD, l'UFA 10-041 et la forêt communautaire d'Avilso. L'UFA est l'affectation la plus visitée avec 50% de la superficie du terroir. Les pistes de chasse s'éloignent de part et d'autre du village, perpendiculairement à la route.

Enfin, à Eschiambor, on retrouve le plus grand terroir de chasse de l'étude avec 144,2 km². Là encore, les UFA reprennent la majorité du terroir (73%) mais la

répartition est très inégale puisque les UFA 10-036 et 10-037, non certifiées, reprennent 97% de la superficie totale de ce type d'affectation des terres contre seulement 3% pour l'UFA 10-041, certifiée. Le terroir semble limité au Sud par la rivière Dja.

Tableau 10 : Répartition de la surface des terroirs de chasse en fonction du type d'affectation des terres. La catégorie « Autre » correspond pour Malen I essentiellement à la zone tampon de la Réserve de Biosphère du Dja. Pour les autres villages, il s'agit de cette dernière à laquelle s'ajoutent des zones agroforestières, et des routes. Les forêts communautaires d'autres villages ont été prises en compte dans le calcul de ces proportions.

Village	RFD	UFA	UFA certifiée	FC	Autre
Malen I	14%	0%	0%	0%	86%
Mintoum	3%	0%	50%	38%	9%
Eschiambor	0%	71%	2%	20%	7%

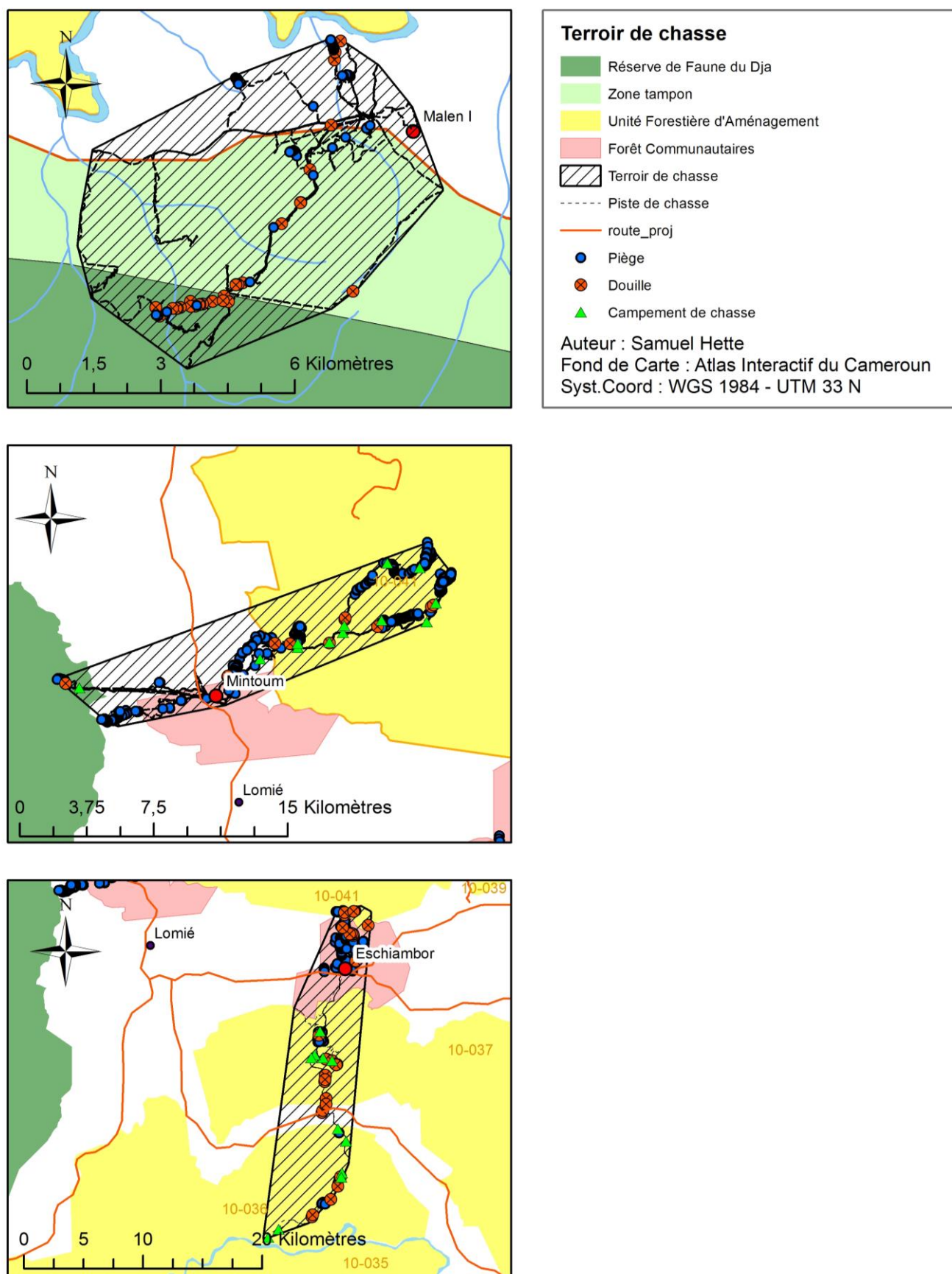


Figure 11 : Terroirs de chasse et recouvrement avec les affectations des terres proches

2) Répartition spatiale des indices de chasse

A Malen, aucun campement de chasse n'a été inventorié, la densité en pièges est la plus faible rencontrée (Tableau 11). Au contraire, la densité en douilles est la plus importante est atteint 0,78 douilles/km². Le village de Mintoum reprend les plus fortes densités de pièges et de campements de chasse observées. Eschiambor reprend des valeurs intermédiaires pour toutes les densités citées.

Tableau 11 : Densité des indices de chasse (nombre d'occurrences par km²).

Village	Douilles	Pièges	Campements de chasse
Malen I	0,78	1,34	0
Mintoum	0,11	7,69	0,13
Eschiambor	0,21	2,88	0,08

4.3.3 Composition des tableaux de chasse

Globalement, les espèces retrouvées le plus fréquemment dans les tableaux de chasse sont des espèces de faible à moyenne biomasse (moins d'un kilogramme pour le rat d'Emin (*Cricetomys eminii* (Wroughton,1910)) à 20,8 kg pour le céphalophe de Peters (*Cephalophus callipygus* (Peters,1876)) (Kingdon et al., 2013))(Figure 12, Figure 13 et Figure 14). Les tableaux de chasse présentent également des similarités dans les taxons retrouvés : les céphalophes, les pangolins, les rongeurs et les cercopithèques constituent la grande majorité des prises inventoriées. On constate l'importance des rongeurs dans le tableau de chasse de Mintoum : ils constituent environ 42% des prises. Le céphalophe bleu (*Philantomba congica* (Lönnberg, 1908)), est très abondant à Malen I avec 33% des prises recensées, tandis qu'à Eschiambor, le pangolin à écailles tricuspidées (*Manis tricuspis* (Rafinesque, 1821)) est l'espèce la plus prélevée.

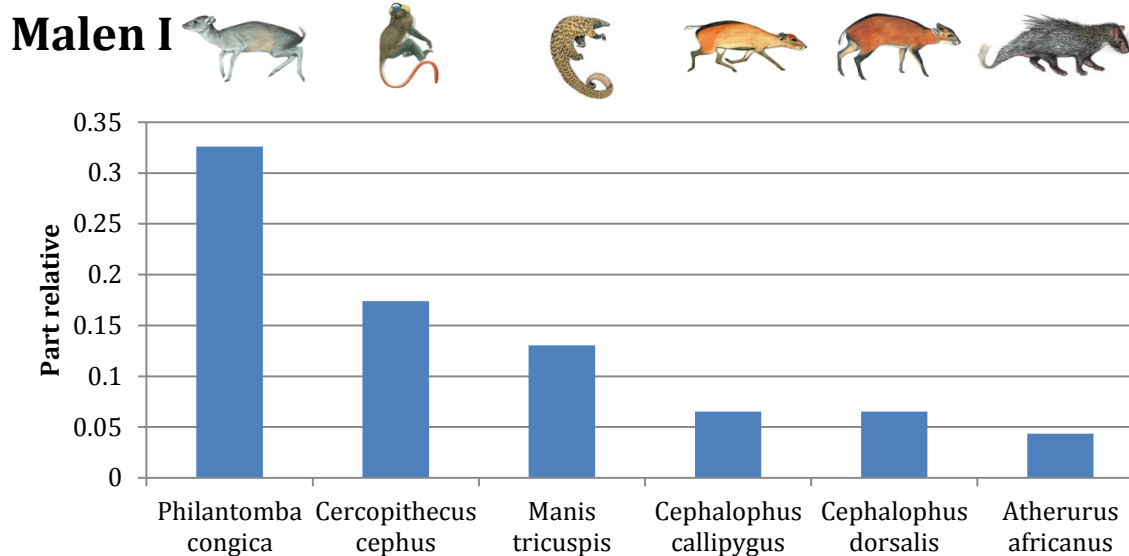


Figure 12 : Parts relatives des prélèvements pour les 6 espèces les plus représentées dans les tableaux de chasse à Malen I. Illustrations : (Kingdon et al., 2013)

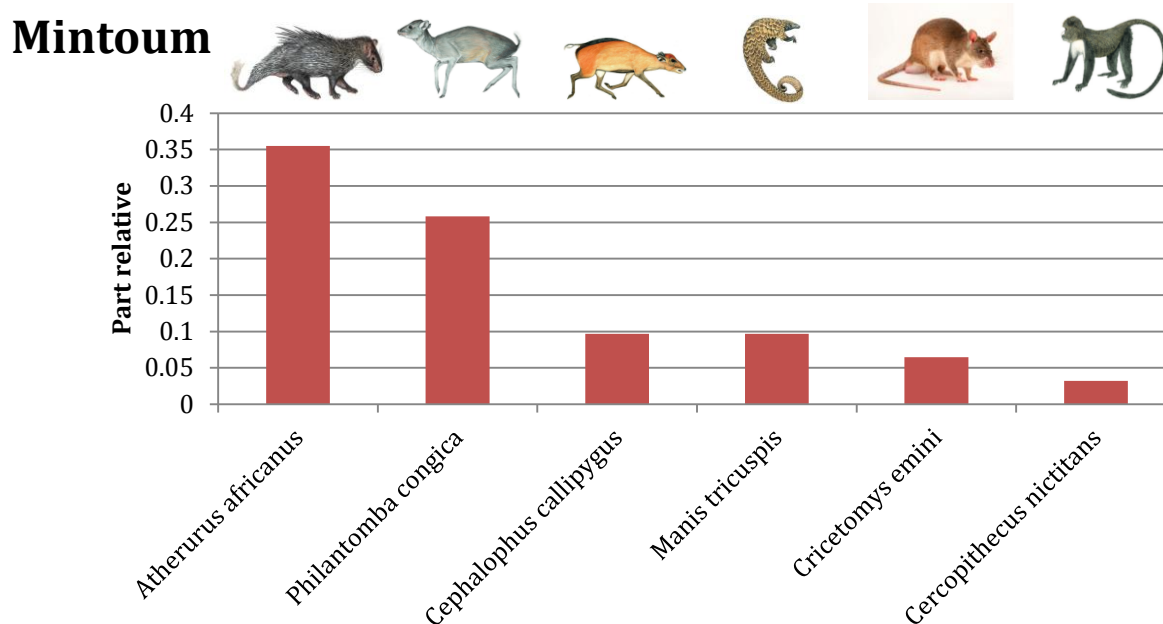


Figure 13 : Parts relatives des prélèvements pour les 6 espèces les plus représentées dans les tableaux de chasse à Mintoum. Illustrations : (Kingdon et al., 2013)

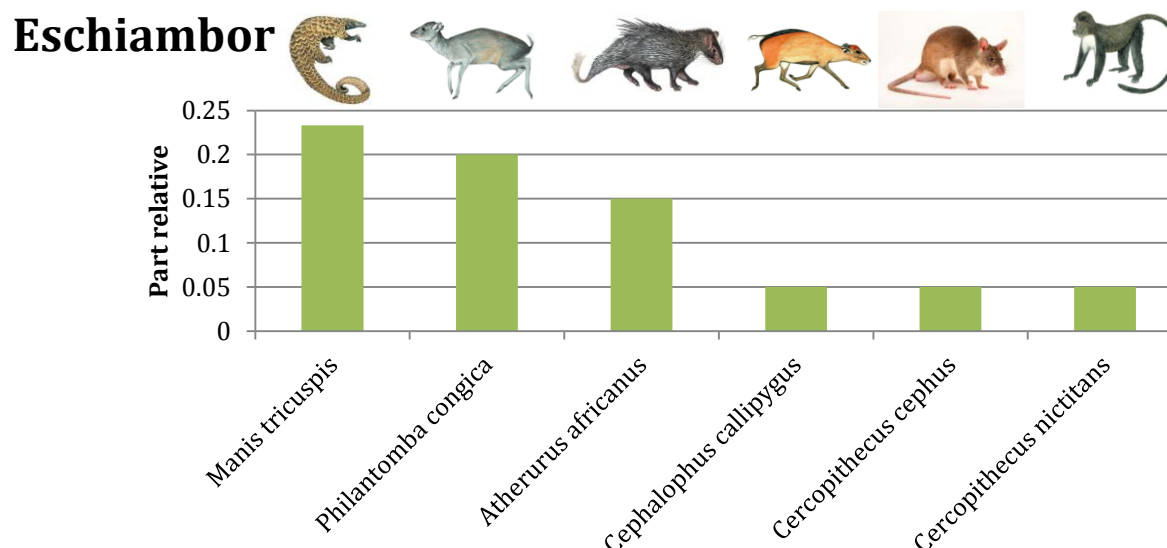


Figure 14 : Parts relatives des prélèvements pour les 6 espèces les plus représentées dans les tableaux de chasse à Eschiambor. Illustrations : (Kingdon et al., 2013)

Le tableau 12 reprend les 28 espèces chassées sous forme d'une matrice présence/absence et permet de rendre compte des originalités retrouvées dans les tableaux de chasse de chaque village. On constate ainsi la présence d'espèces rares à Malen I comme le chimpanzé (*Pan troglodytes* (Blumenbach, 1799)) et du très menacé pangolin géant (*Manis gigantea* (Illiger, 1815)) mais aussi du gorille des plaines (*Gorilla gorilla gorilla* (Savage, 1847)) et du Bongo (*Tragelaphus eurycerus* (Ogilby, 1837)) à Eschiambor. Mintoum est le village qui présente le moins d'originalités dans ses tableaux de chasse (22%) avec seulement deux espèces : le rat d'Emin et le potamochère (*Potamochoerus porcus* (Linnaeus, 1758)). En revanche, Eschiambor présente 52% d'espèces originales dans ses tableaux de chasse qui sont d'ailleurs les plus riches avec 21 espèces. De manière plus globale, on peut constater que les espèces les plus chassées dans chaque village (voir Figure 12, Figure 13 et Figure 14) sont systématiquement des espèces communes à au moins deux et le plus souvent aux trois tableaux de chasse.

Tableau 12 : Matrice de présence/absence des espèces chassées par village. Les cases vertes correspondent aux espèces chassées dans les trois villages, les cases oranges aux espèces chassées dans deux villages et les rouges aux espèces chassées dans un village uniquement. La part d'originalité est définie comme le rapport des espèces retrouvées uniquement dans un village sur le nombre total d'espèces chassées dans ce même village.

Espèces chassées	Malen I	Mintoum	Eschiambor
<i>Atherurus africanus</i>	1	1	1
<i>Atilax palunidos</i>	0	1	1
<i>Bdeogale nigripes</i>	0	0	1
<i>Bitis gabonica</i>	0	0	1
<i>Cephalophus callipygus</i>	1	1	1
<i>Cephalophus dorsalis</i>	1	1	1
<i>Cercocebus agilis</i>	0	0	1
<i>Cercopithecus cephus</i>	1	0	1
<i>Cercopithecus nictitans</i>	0	1	1
<i>Cercopithecus pogonias</i>	1	0	0
<i>Cricetomys emini</i>	0	1	0
<i>Crossarchus platycephalus</i>	0	0	1
<i>Elapidae spp</i>	0	0	1
<i>Genetta servalina</i>	1	0	0
<i>Gorilla gorilla gorilla</i>	0	0	1
<i>Manis gigantea</i>	1	0	0
<i>Manis tetradactyla</i>	1	0	1
<i>Manis tricuspis</i>	1	1	1
<i>Nandinia binotata</i>	1	0	1
<i>Pan troglodytes</i>	1	0	0
<i>Perodicticus potto</i>	1	0	0
<i>Phasianidae spp</i>	0	0	1
<i>Philantomba congica</i>	1	1	1
<i>Potamochoerus porcus</i>	0	1	0
<i>Testudines spp</i>	0	0	1
<i>Thryonomys swinderianus</i>	0	0	1
<i>Tragelaphus eurycerus</i>	0	0	1
<i>Varanus ornatus</i>	0	0	1
Nombre d'espèces chassées	13	9	21
Part d'originalité	38%	22%	52%

Le Tableau 13 présente la part relative de chacun des principaux taxons consommés par les populations. Les artiodactyles représentent le taxon le plus consommé à Malen I, ils représentent une part équivalente aux rongeurs à Mintoum, à Eschiambor c'est en revanche les autres taxons qui représentent une part plus importantes. Malen I est caractérisé par une abondance des primates (26% des occurrences).

Tableau 13 : Parts relatives des artiodactyles, primates, rongeurs et autres animaux chassés dans les trois villages de l'étude

	Artiodactyles	Primates	Rongeurs	Autres
Malen I	45%	26%	4%	24%
Mintoum	42%	3%	42%	13%
Eschiambor	30%	13%	17%	40%

4.3.4 Rendement de chasse

Afin d'alléger la présentation des résultats, l'ensemble des indicateurs utilisés pour représenter le rendement de chasse ne sont pas repris, ils sont consultables en Annexe 10. Le rendement de chasse (ou CPUE pour *Catch Per Unit Effort* dans son abréviation anglophone) jugé le plus pertinent est défini comme la masse de viande collectée par kilomètre parcouru¹⁶. Le rendement ne diffère pas de manière significative entre les villages ni entre les affectations des terres selon la structuration par paires effectuées via la méthode de Tukey ($P = 0.129$) pour le facteur « village » ; ($P = 0.595$) pour le facteur « affectation des terres » (Figure 15). On constate cependant une plus grande variabilité du rendement à Malen I et dans la Réserve.

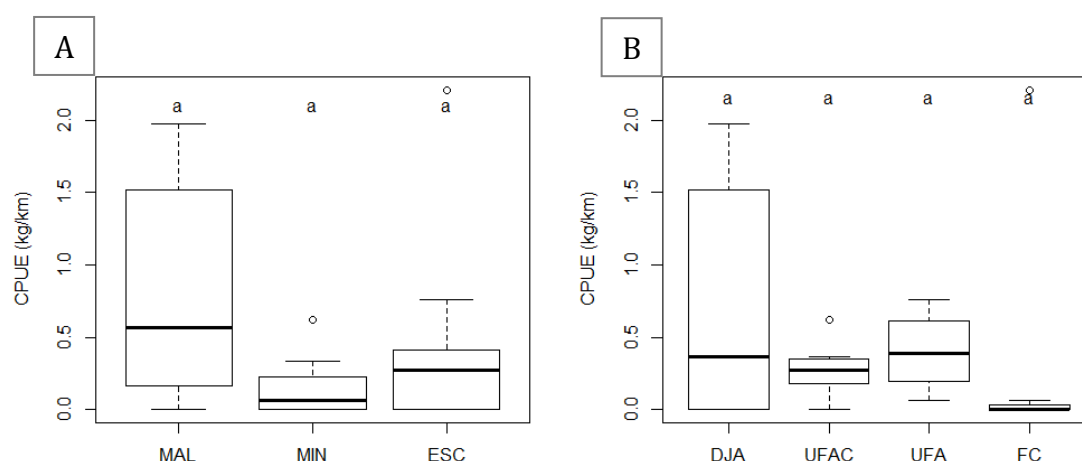


Figure 15 : A. Variation du rendement de chasse (kg/km) en fonction du village (échantillonnage : Malen I (n=5), Mintoum (n=9), Eschiambor (n=11)) ; B. Variation du rendement de chasse (kg/km) en fonction de l'affectation des terres (échantillonnage : RFD (n=6), UFAC (n=7), UFA (n=4), FC (n=8)). Les lettres identiques situées en haut du graphique représentent les moyennes identiques selon la comparaison par paires effectuées via la méthode de Tukey. Les points et les traits noirs représentent respectivement les valeurs extrêmes du jeu de données et la médiane pour chaque modalité. Résultat de l'analyse de la variance : A. ($P = 0.129$) ; B. ($P = 0.595$).

4.4 Quantification de la viande de brousse consommée.

4.4.1 Importance de la viande de brousse dans les repas

1) Fréquence de consommation et quantités consommées

¹⁶ Voir section 5.3.4 pour la justification de ce choix.

La proportion de repas contenant des produits d'origine animale est de 43% à Malen I, de 37% à Mintoum et 36% à Eschiambor. Parmi l'ensemble des repas contenant des produits d'origine animale, le détail par types de protéines animales ont été dressés (Figure 16). Globalement, on constate que deux catégories représentent l'essentiel des repas avec consommation de protéines animales : la viande de brousse et le poisson. Alors que la part des animaux d'élevage reste similaire (entre 3 et 6%), les proportions diffèrent d'un village à l'autre pour le poisson (entre 18 et 64%) (majoritaire à Malen I) et la viande de brousse (entre 35 et 75%) (majoritaire à Eschiambor et Mintoum).

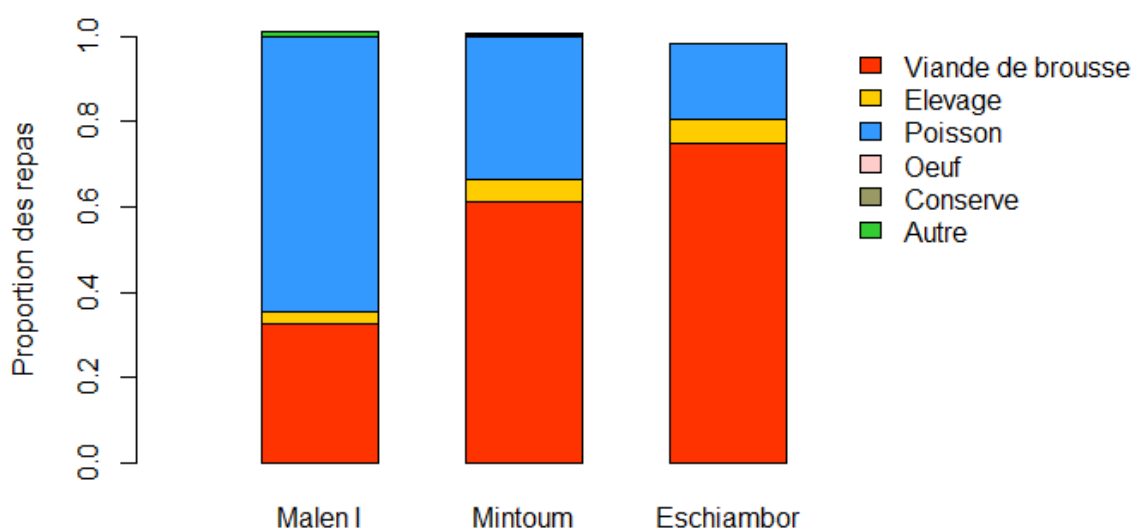


Figure 16 : Fréquences de consommation mesurées pour chaque type de produit animal dans les repas contenant des protéines animales en fonction du village. Le total des proportions est supérieur à « 1 » dans le cas de Malen I et Mintoum car plusieurs produits d'origine animal ont parfois été consommés lors d'un même repas.

D'après la structuration des moyennes, la masse de viande de brousse consommée par jour et par habitant est significativement différente entre les villages ($P = 8.88e-16$) (Figure 17). Les masses moyennes consommées sont respectivement de 6, 37 et 80 grammes/jour/personne pour les villages Malen I, Mintoum et Eschiambor. En revanche, lorsque que l'on compare ces mêmes quantités en termes monétaires (Figure 18), il n'existe pas de différences significatives ($P = 0.118$). Les valeurs moyennes sont respectivement de 132, 137 et 152 Francs CFA par personne et par jour.

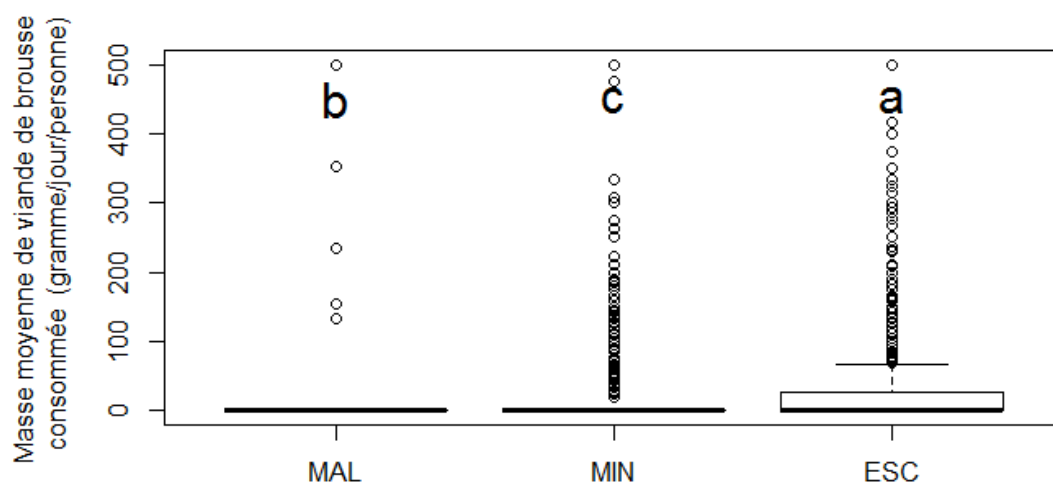


Figure 17 : Masse moyenne de viande de brousse consommée par jour et par habitant en gramme. Les lettres différentes situées en haut du graphique représentent les moyennes différentes selon la comparaison par paires effectuées via la méthode de Tukey. Les points et les traits noirs représentent respectivement les valeurs extrêmes du jeu de données et la médiane de chaque modalité. Résultat de l'analyse de la variance : ($P = 8.88e-16$)

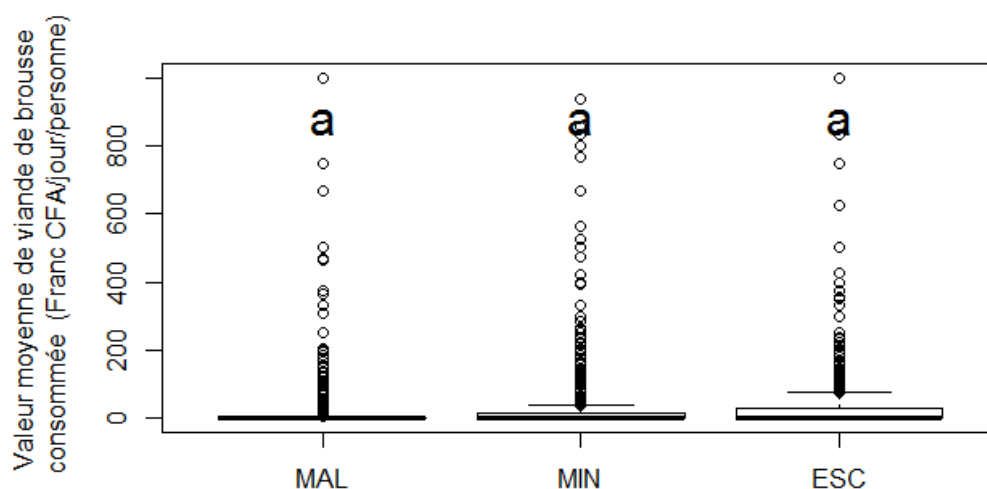


Figure 18 : Valeur moyenne de la viande de brousse consommée par jour et par habitant en Franc CFA. Les lettres identiques situées en haut du graphique représentent les moyennes identiques selon la comparaison par paires effectuées via la méthode de Tukey. Les points et les traits noirs représentent respectivement les valeurs extrêmes du jeu de données et la médiane de chaque modalité. Résultat de l'analyse de la variance : ($P = 0.118$)

2) Fréquence de consommation des espèces

L'espèce la plus consommée à Malen I est le céphalophe bleu (*Philantomba congica*) (33% des prélèvements) (Figure 19). Les céphalophes, toutes espèces confondues représentent d'ailleurs 51% des prises. On notera également l'abondance de deux espèces de rongeurs dans les prélèvements : l'athérure (*Atherurus africanus* (Gray, 1842)) et l'aulacode (*Thryonomys swinderianus* (Temminck, 1827)). On peut remarquer la présence d'espèces présentant des biomasses importantes : le céphalophe à dos jaune (*Cephalophus silvicultor* (Afzelius, 1815)), le sitatunga (*Tragelaphus spekii* (Speke, 1863)), et l'hylochère (*Hylochoerus meinertzhageni* (Thomas, 1904)).

Malen I

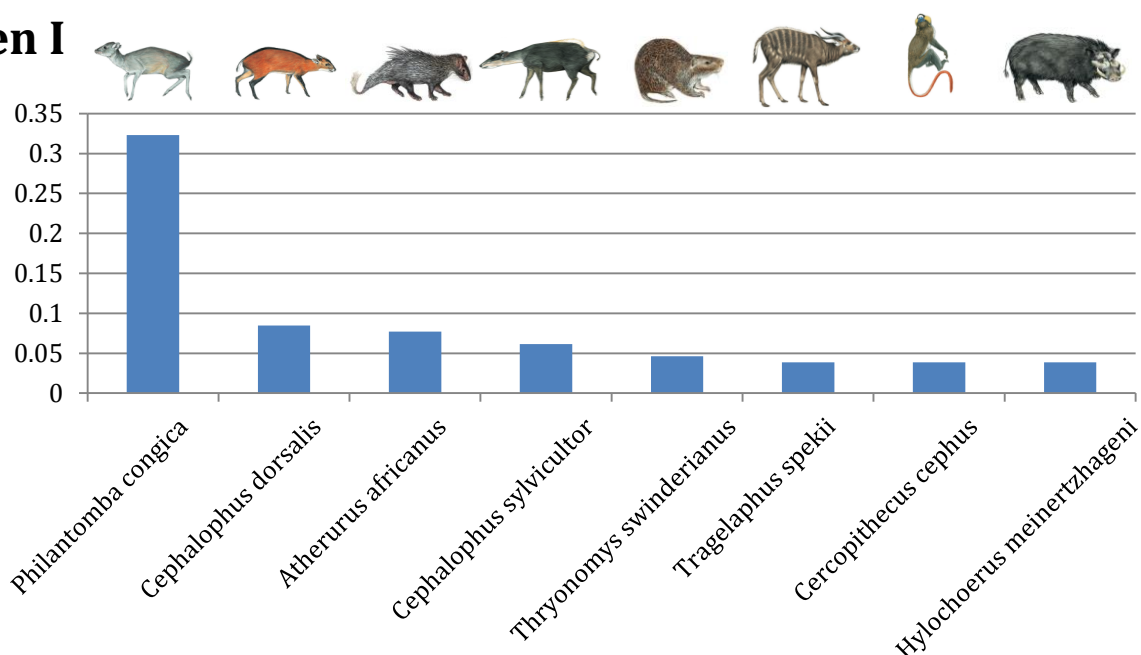


Figure 19 : Fréquences de consommation des 8 espèces animales les plus représentées dans les repas présentant de la viande de brousse à Malen I (A noter que *Tragelaphus spekii*, *Cercopithecus cephus* et *Hylochoerus meinertzhageni* représentent la même part des prélèvements et sont donc présentés tous les trois en 6^{ème} position). Illustrations : (Kingdon et al., 2013)

Les 6 espèces les plus fréquentes à Mintoum et Eschiambor sont les mêmes, on y retrouve trois espèces de céphalophes, deux espèces de rongeurs et une espèce de pangolin (Figure 20 et Figure 21). Là encore, le céphalophe bleu représente à lui seul une part très importante des animaux consommés (34% à Mintoum et 29% à Eschiambor). L'ensemble des céphalophes totalisent respectivement 61% et 50% des animaux repris dans la catégorie viande de brousse.

Mintoum

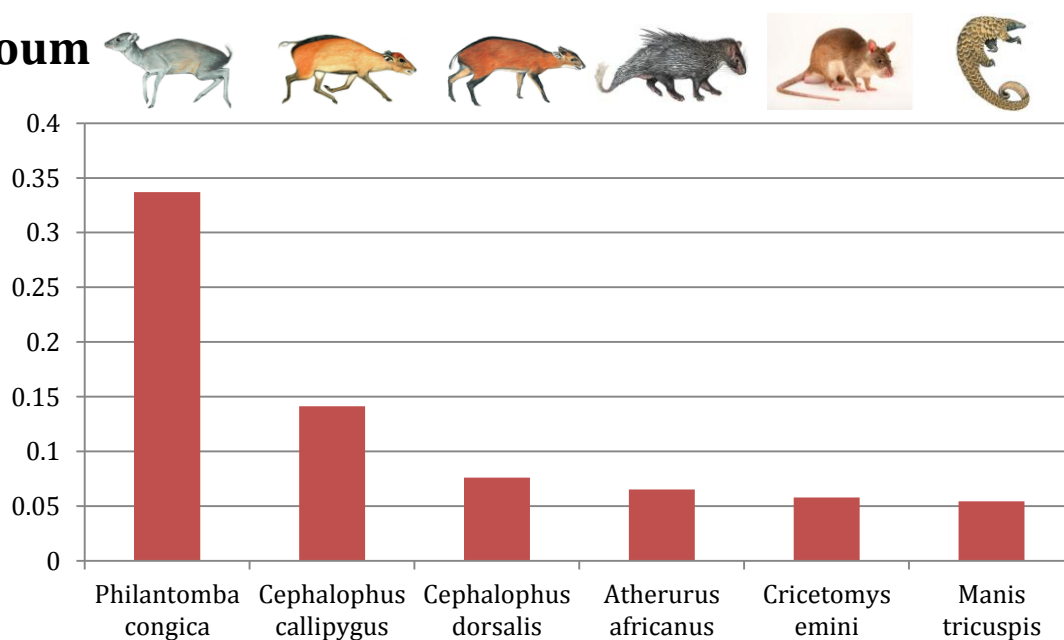


Figure 20 : Fréquences de consommation des 6 espèces animales les plus représentées dans les repas présentant de la viande de brousse à Mintoum. Illustrations : (Kingdon et al., 2013)

Eschiambor

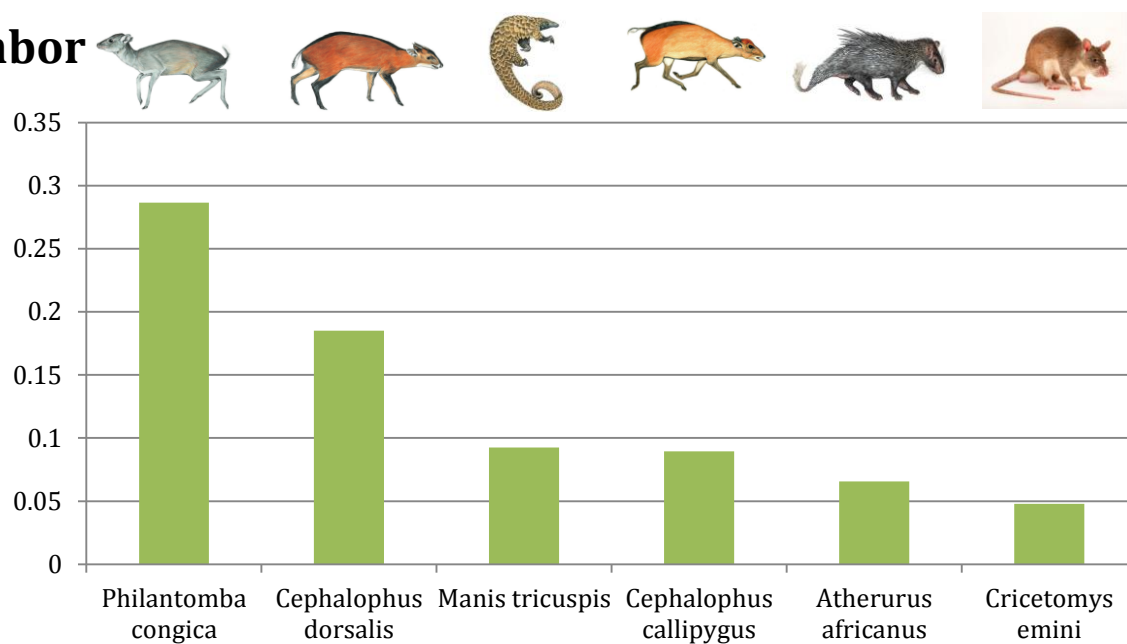


Figure 21 : Fréquences de prélèvement des 6 espèces animales les plus représentées dans les repas repas présentant de la viande de brousse à Eschiambor. Illustrations : (Kingdon et al., 2013)

Tableau 14 : Matrice de présence/absence des espèces consommées par village. Les cases vertes correspondent aux espèces consommées dans les trois villages, les cases jaunes aux espèces consommées dans deux villages et les rouges aux espèces consommées dans un village uniquement. La part d'originalité est le rapport des espèces retrouvées uniquement dans un village sur le nombre total d'espèces consommées dans ce même village.

Espèces consommées	Malen I	Mintoum	Eschiambor
<i>Atherurus africanus</i>	1	1	1
<i>Atilax palunidos</i>	1	1	1
<i>Bdeogale nigripes</i>	0	1	1
<i>Bitis gabonica</i>	0	1	1
<i>Cephalophus callipygus</i>	1	1	1
<i>Cephalophus dorsalis</i>	1	1	1
<i>Cephalophus leucogaster</i>	1	1	1
<i>Cephalophus sylvicultor</i>	1	1	1
<i>Cercocebus agilis</i>	1	1	1
<i>Cercocebus torquatus</i>	0	0	1
<i>Cercopithecus cephus</i>	1	1	1
<i>Cercopithecus neglectus</i>	1	0	0
<i>Cercopithecus nictitans</i>	1	1	1
<i>Cercopithecus pogonias</i>	1	1	0
<i>Civettictis civetta</i>	0	1	0
<i>Cricetomys emini</i>	1	1	1
<i>Crossarchus platycephalus</i>	1	0	1
<i>Dendrohyrax dorsalis</i>	0	1	1
<i>Elapidae spp</i>	0	1	1
<i>Genetta maculata</i>	0	1	0
<i>Genetta servalina</i>	0	0	1
<i>Gorilla gorilla gorilla</i>	0	0	1
<i>Hyemoschus aquaticus</i>	0	1	0
<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	1	0	0
<i>Lophocebus albigena</i>	0	1	0
<i>Manis gigantea</i>	1	1	1
<i>Manis tetradactyla</i>	1	1	1
<i>Manis tricuspis</i>	1	1	1
<i>Nandinia binotata</i>	1	1	1
<i>Neotragus batesi</i>	1	1	0
<i>Pan troglodytes</i>	0	1	0
<i>Perodicticus potto</i>	0	1	0
<i>Phasianidae spp</i>	0	0	1
<i>Philantomba congica</i>	1	1	1
<i>Potamochoerus porcus</i>	1	1	1
<i>Python sebae</i>	0	1	0
<i>Syncerus caffer nanus</i>	1	0	0
<i>Testudines spp</i>	0	0	1
<i>Thryonomys swinderianus</i>	1	1	1
<i>Tragelaphus eurycerus</i>	0	0	1
<i>Tragelaphus spekii</i>	1	0	1
<i>Varanus ornatus</i>	0	0	1
Nombre d'espèces consommées	24	30	30
Part d'originalité	13%	23%	23%

Les parts relatives de différents taxons dans la consommation des ménages est reprises dans le Tableau 15. Les artiodactyles représentent le taxon le plus important en termes de consommation pour tous les villages, suivi des rongeurs.

Tableau 15 : Parts relatives des artiodactyles, primates, rongeurs et autres animaux consommées dans les trois villages de l'étude

	Artiodactyles	Primates	Rongeurs	Autres
Malen I	62%	12%	15%	11%
Mintoum	65%	10%	13%	12%
Eschiambor	59%	9%	12%	20%

4.4.2 Etude de la provenance

A Malen I, la grande majorité de la viande de brousse consommée provient de la RFD (80%) (Figure 22). A Mintoum, la viande est principalement achetée (59%), la contribution de chacune des affectations des terres étudiées (FC, UFA, RFD) est comparable en terme d'approvisionnement. A Eschiambor, la situation est plus contrastée avec une dominance du commerce (34%) suivi de la forêt communautaire et des UFA.

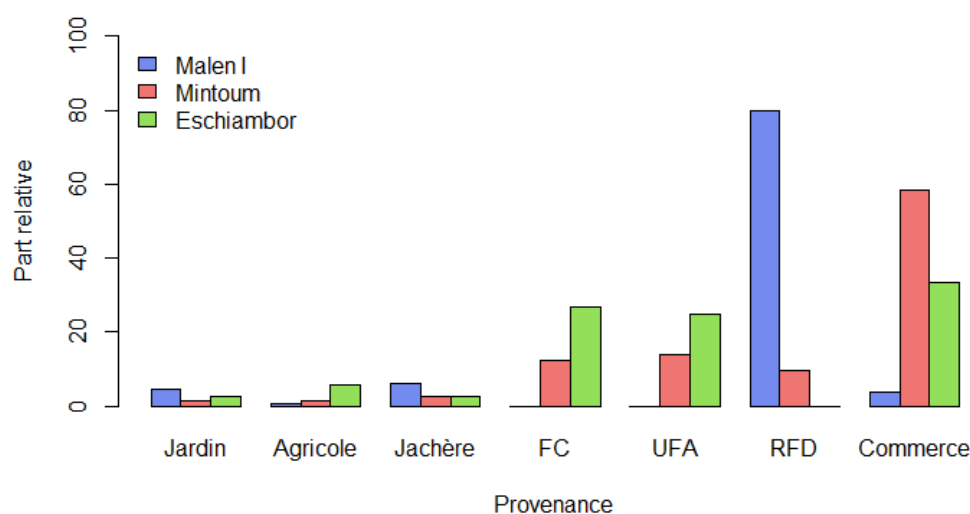


Figure 22 : Répartition des provenances de la viande de brousse consommée (évaluée en proportions de repas). La provenance « Jardin » fait référence aux jardins de case et « Agricole » aux zones agricoles (champs, cacaoyères,...).

5 Discussion

L'objectif de ce travail de fin d'études était de quantifier par des méthodes biophysiques et sociale la viande de brousse prélevée et consommée par les populations du sud-est du Cameroun. Avant cela et afin de pouvoir mieux interpréter les résultats liés à cette quantification, une contextualisation spatiale et sociale a été réalisée.

5.1 Contexte spatial

L'importation des données brutes de suivi issues des GPS a été réalisée à l'aide du logiciel MapVillage. Ce dernier a permis de structurer la première étape du traitement des données spatiales collectées. Développé initialement lors de la seconde phase du projet de « Développement d'Alternatives Communautaires à l'Exploitation Forestière Illégale » (DACEFI), MapVillage a pour vocation de permettre un stockage et une gestion facilitée de données cartographiques. Il est particulièrement utile dans le cadre d'une confrontation de cartographie participative avec la réalité de terrain. Conçu pour les forêts communautaires gabonaises, il est aisément transposable au contexte camerounais. Cet outil est en perpétuelle évolution : son utilisation a d'ailleurs amorcé deux mises à jour en concertation avec ses développeurs. Le présent travail de fin d'étude fut l'occasion de mettre en évidence certains points à améliorer :

- Il est notamment impossible d'importer plusieurs fichiers GPX (*GPS eXchange Format*) à la fois, rendant fastidieux l'importation de bases de données importantes après une longue phase de collecte... Il en est de même pour les points GPS dont les attributs ne sont modifiables qu'individuellement ;
- Lors d'un travail comme celui-ci, un enquêteur peut être amené à travailler dans plusieurs villages. Au moment de l'importation de fichiers GPX dans MapVillage, il est demandé à celui-ci de renseigner le village de collecte. Pourtant, comme il s'agit de données brutes, stockée dans le GPS avec un identifiant standard, il est impossible de connaître à quel village ce fichier fait référence, à moins de l'importer directement dans un logiciel de cartographie, ce qui fait perdre sa pertinence à MapVillage ;
- Enfin, le logiciel ne permet de traiter que des points GPS et pas des tracés ni des polygones. Il est dès lors impossible d'encoder des pistes villageoises ou des surfaces agricoles par exemple.

Le passage de la cartographie participative à la confrontation au terrain a permis de mettre en évidence deux limites pour cette méthode : la notion d'échelle n'est pas respectée sur la maquette interactive et les participants ne renseignent que sur des éléments qu'ils utilisent personnellement. Dès lors, une personne absente de la séance de cartographie ne verra ni son domicile ni son (ses) champ(s) représentés. Les résultats liés au finage villageois sont discutés dans la section 5.3.2.

5.2 Contexte socio-économique

5.2.1 Démographie

Les faibles effectifs constatés pour certaines classes d'âge masculines des pyramides des âges (Figure 8) (p.29) pourraient être expliquées par l'exode rural des écoliers et étudiants d'une part et des travailleurs de l'autre.

En effet, les villages étudiés ne présentent pas d'écoles secondaires ni supérieures, les écoliers et étudiants doivent nécessairement quitter le village pour poursuivre leur scolarité. Dans ce cas, ils n'ont pas été retenus comme faisant partie de la population permanente lors des recensements effectués. Les données les plus récentes de l'UNESCO concernant le Cameroun montrent que le ratio femmes/hommes des inscriptions dans l'enseignement supérieur ainsi que le ratio filles/garçons des inscriptions au primaire et au secondaire présentent des valeurs respectives de 0,807 et 0,887 (Banque Mondiale, 2016). Les garçons et les hommes ont donc plus de chances de réaliser leur scolarité en dehors du village. Ces observations sont comparables à celles réalisées par la société forestières Pallisco. Les études socio-économiques menées en bordure de la concession révèlent en effet que l'effectif des femmes de la classe d'âge 16-30 ans est supérieur de 9% à celui des hommes de la même classe (Fétéké et al., 2004).

Une autre hypothèse pouvant expliquer ces classes d'âges déficitaires est l'exode des travailleurs. Plusieurs auteurs constatent la migration des jeunes en dehors des zones rurales en Afrique et notamment au Cameroun (Adepoju, 2006; Ngobo, 2009; Fonchingong, 2013). Cependant cette hypothèse n'explique pas la différence observée entre les sexes, les femmes camerounaises étant aujourd'hui susceptibles de quitter le foyer rural pour exercer un emploi en ville au même titre que les hommes (Boserup et al., 2007).

5.2.2 Ethnies

Le village de Malen I est situé dans la zone traditionnellement occupée par l'ethnie Badjoué (Vermeulen, 2000), ce qui explique vraisemblablement la domination de celle-ci dans la population. Les habitants de Mintoum, représentés quasi-exclusivement par les ethnies Baka et Nzimé, semblent également habiter une zone en adéquation avec la répartition traditionnelle de leurs ethnies respectives. En revanche, la situation est différente à Eschiambor où le nombre d'ethnies et nationalités étrangères est de 15 (contre 12 à Mintoum et seulement deux à Malen I). La recherche d'un emploi dans une des nombreuses concessions forestières ou minière de la zone a favorisé l'arrivée d'autres communautés (Fétéké et al., 2004), ce qui pourrait expliquer la grande diversité ethnique présente. La position géographique du village, situé sur un carrefour routier, a très certainement provoqué l'installation de commerçants issus d'ethnies étrangères à la région de l'Est.

5.2.3 Origine des revenus

L'agriculture est la source principale de revenus dans les trois villages (Figure 10). On peut relier cette observation avec la dominance de la communauté Bantou dans les trois villages étudiés. Pour rappel, son mode de production se caractérise par la culture itinérante sur abattis-brûlis. Même à Mintoum, où la communauté Baka représente près de la moitié de la population, il a été observé pour ces derniers une forte sédentarisation et une adoption quasi-généralisée du mode de vie Bantou, y compris en termes d'agriculture. La grande part des revenus liés à la pêche à Malen I est à lier à la proximité de la rivière Dja (5,2 km de marche) et n'a rien à voir avec l'affectation des terres étudiée. Les autres villages ne possèdent pas de cours d'eau d'une telle ampleur et cette activité est dès lors très marginale. Concernant les revenus salariés, on peut émettre l'hypothèse que l'isolement du village conditionne le nombre de résidents ayant un emploi rémunéré. En effet, Malen I, village le plus isolé en terme d'accès (traversée de la rivière en pirogue, absence de trafic routier sur près de 40 km autour du village), présente le taux le plus faible (6% des ménages en termes de revenu principal). A l'inverse, Mintoum est le village le plus proche de la ville et possède un accès facilité *via* la nationale P6 : il présente le taux le plus important d'emploi salarié (20% des ménages en termes de revenu principal), appuyant les observations de Gillet (2016), qui recensait des emplois salariés peu communs en zone rurale à proximité des entreprises forestières. Les plus grandes contributions des produits forestiers non-ligneux et de la viande de brousse aux revenus des ménages sont observées à Mintoum, probablement en lien avec son importante population Baka. En effet, Olivero et al. (2016), ont mis en évidence la forte dépendance des campements Bakas aux ressources forestières.

5.3 Quantification de la viande de brousse prélevée

5.3.1 Pratiques de chasse

Pour rappel, cette section n'avait pas pour vocation de répondre à l'un des objectifs formulé en début de rapport mais plutôt de présenter en détails le contexte lié aux pratiques de chasses dans les trois villages étudiés. Son but assumé n'est autre que celui de pouvoir mieux interpréter les résultats ultérieurs.

Les résultats obtenus lors de ces enquêtes restent très discutables car ils sont obtenus à dire d'acteurs. La confiance accordée par les chasseurs interrogés vis-à-vis de l'enquêteur est un facteur déterminant pour la fiabilité. Ces derniers ayant été interrogés sur des pratiques bien souvent illégales, il est fort probable que certaines réponses soient biaisées, plus particulièrement les réponses concernant les affectations des terres fréquentées pour la chasse.

La part des chasseurs pratiquant un type de chasse donné (Tableau 3) indique clairement que ces derniers abandonnent les pratiques ancestrales (chasse à courre, au filet...) pour se tourner quasi-exclusivement vers des méthodes modernes et individuelles (chasse au fusil et au piège) comme l'avaient déjà montré de précédentes études dans le Dja (Vermeulen, 2000; Delvingt, 2001) et comme le met en évidence Fargeot (2005) dans son étude généralisée à l'Afrique centrale. La chasse au piège est ici la plus répandue, ce qui rejoint les conclusions de Fa et al. (2005) qui ont comparé les stratégies des chasseurs entre différents sites d'études d'Afrique centrale mais contredit les tendances décrites par Willcox et Nambu (2007) à l'échelle locale. Ces derniers

présentent, pour leur part la chasse au fusil comme dominante au Sud du Cameroun. Il convient de remarquer qu'avec la chasse au piège comme pratique dominante, une part importante des prises n'est donc pas sélectionnée par les chasseurs (Fa et al., 2005). La chasse non sélective constitue un facteur de difficulté supplémentaire dans les approches de gestion durable du prélèvement (Fa et al., 2005; Vermeulen et al., 2009; Gray et al., 2017). A Malen I, l'ensemble des chasseurs pratiques également la chasse au fusil et le Tableau 7 (p.34) indique qu'ils possèdent presque tous leur fusil (4 des 5 chasseurs interrogés), traduisant l'intérêt pour ce type de chasse. Delvingt et al. (2001) précisent que la chasse au fusil est pratiquée préférentiellement dans les zones giboyeuses avant que la chasse au piège ne la précède lorsque la biomasse des animaux diminue. Malen I présenterait donc plus d'animaux de biomasse importante, chassés au fusil, que les autres villages.

Pour les critères d'intensité de chasse utilisés (fréquence de chasse, durée moyenne d'une partie de chasse et nombre de piège par chasseur) (Tableau 4), il n'existe pas de différences significatives entre les villages. On peut donc supposer l'existence d'un facteur limitant commun à cette intensité de chasse comme le temps, l'accès au matériel de chasse ou la condition physique du chasseur (Coad, 2007). Concernant la chasse aux pièges, il convient de préciser que cette activité est qualifiée de saisonnière par les chasseurs de Malen I : en saison sèche, lorsque le niveau des cours d'eau est au plus bas, la pêche est privilégiée au détriment du piégeage. Durant la période d'enquête de ce village (du 30/03/18 au 14/04/18) (petite saison des pluies), un seul chasseur a déclaré posséder des pièges. Cela rejoint les observations réalisées au Nord-Est du Gabon par van Vliet et Nasi (2008) et au Sud du Cameroun par Vermeulen (2000) et Abe'ele Mbanzo'o (2001) qui ont observé une variabilité temporelle dans les pratiques de chasse. En revanche, les autres types de chasse ont été pratiqués pendant toute la durée de l'étude.

Les résultats du Tableau 5 (p.32) indiquent que l'utilisation prioritaire de la viande à Malen I diffère de celle de Mintoum et Eschiambor. A dire d'acteurs, il semble que ce soit l'isolement du village à travers la difficulté à obtenir de l'argent qui poussent les chasseurs de Malen I à vendre la viande de brousse chassée, d'autant plus qu'ils disposent de ressources halieutiques comme source alternative de protéines. A Mintoum et Eschiambor, villages situés le long d'une route, l'utilisation prioritaire est l'autoconsommation et la vente n'intervient qu'en cas de surplus. Comme le soulignent Willcox et Nambu, (2007), la création d'une route est souvent perçue comme une voie privilégiée pour le développement de la chasse commerciale à grande échelle. Cependant, cela n'a été considéré que pour l'ouverture de routes dans des zones peu habitées (Wilkie et al., 1999). L'ouverture d'une route dans une zone enclavée, habitée de longue date, peut modifier l'utilisation de la viande de brousse par les populations locales. En favorisant l'obtention de sources de revenus alternatives comme à travers l'export des produits d'origine agricole, en facilitant l'accès de la zone pour les autorités de contrôle et les ONG de conservation, les zones désenclavées passent progressivement de la vente de la viande de brousse à l'autoconsommation de celle-ci (Willcox et al., 2007).

Le Tableau 6 (p.32) semble montrer une relation entre la date de l'entretien et le prix des cartouches : plus la date est avancée et plus le prix augmente. Il convient de remarquer que le gouvernement Camerounais a suspendu durant la phase de terrain de ce travail de fin d'étude, depuis le 4 avril 2018, la vente d'armes et de munitions dans 6 régions du Cameroun afin de lutter contre les guérillas des séparatistes de l'Ouest Cameroun (République du Cameroun, 2018). Même si la région de l'Est, refermant l'entièreté de la zone d'étude, n'est pas directement concernée, la hausse du prix des cartouches a été ressentie, faisant même renoncer certains chasseurs à pratiquer la chasse au fusil¹⁷. Cela met donc en évidence le fait que l'Etat Camerounais a la capacité d'appliquer des mesures qui ont des répercussions rapides et tangibles sur le terrain, même dans les zones les plus reculées du pays. Le prix de revient des pièges aurait considérablement baissé, passant d'une fourchette comprise entre 52 et 103 FCFA en 2000 (Delvingt et al., 2001), à une autre comprise entre 29 et 51 FCFA dans les villages étudiés.

La comparaison des villages de Mintoum et Eschiambor en termes d'accès aux différentes affectations des terres permet de mettre en évidence plusieurs tendances. Tout d'abord, le Tableau 8 (p.33) qui présente la proportion de chasseurs visitant chaque affectation des terres pourrait amener à penser que la forêt communautaire d'Eschiambor est encore relativement riche en espèces car fréquentée par 89% des chasseurs (contre 53% à Mintoum). Ayant travaillé dans ces mêmes forêts communautaires, Fonteyn (2017) a mis en évidence que celles-ci conservait une richesse spécifique proche de celle d'une UFA exploitée 27 ans auparavant. De plus la population permanente est moins importante à Eschiambor (174 contre 431 habitants à Mintoum), réduisant probablement l'impact subit par la faune de la forêt communautaire. Les densités de population au kilomètre carré de terroir de chasse sont respectivement de 1.2 et 4.8 habitants au kilomètre carré soit un facteur 4 entre ces deux valeurs. Cependant, il convient de rappeler que ces préférences sont obtenues à dire d'acteurs et qu'un biais important existe probablement dans les réponses collectées. De plus, la richesse spécifique ne reflète que partiellement la réalité de terrain : le passage anecdotique d'espèces rares peut significativement augmenter la richesse spécifique d'un site alors que l'abondance de ces espèces reste quasi-nulle. Ensuite, en interprétant les données du Tableau 9, on peut déduire que les mesures de lutte anti-braconnage mises en place par l'Etat ont un réel impact en limitant le nombre de chasseurs visitant l'aire protégée d'une part, et, dans une moindre mesure, l'UFA certifiée.

Enfin, pour conclure sur la contextualisation des pratiques de chasse, il est important de remarquer que l'ensemble des chasseurs constatent la diminution des densités de faune. La chasse est pratiquée telle une activité minière : jusqu'à épuisement de la ressource, aucun interdit légal ou traditionnel ne parvenant à freiner cette exploitation (Vermeulen, 2000).

¹⁷ A dire d'acteurs.

5.3.2 Spatialisation des activités de chasse

Un premier constat qui peut être fait sur les finages villageois est qu'ils sont bien plus importants en termes de superficie (respectivement 90,0 et 114,2 km² pour Mintoum et Eschiambor) que les forêts communautaires, limitées à seulement 50 km² (Figure 7). Seules les activités agricoles sont entièrement reprises par ces entités... Ce constat a également été fait par Vermeulen et Karsenty (2001), ainsi que par Lescuyer (2013), ce dernier utilisant le concept de *Domestic forests* (Forêts domestiques) par opposition aux forêts communautaires pour décrire l'ensemble des surfaces forestières utilisées par les populations.

Les terroirs agricoles de Malen I et Eschiambor présenteraient des surfaces équivalentes alors que la population est, pour rappel, près de deux fois plus importante à Eschiambor. Cela s'explique par le fait que les populations du premier village cité exploitent des zones agricoles hérités d'un ancien village autrefois basé plus proche de la rivière Dja¹⁸, illustrant le regroupement colonial des villages le long des routes tel qu'il est énoncé par Vermeulen et Karsenty (2001). Le second ne présente pas ce cas de figure et possède un terroir agricole plus densément exploité.

Delvingt et al. (2001) citent la présence de protéines alternatives comme facteurs explicatifs de la taille des terroirs de chasse. Cela coïncide avec l'écart de surface existant entre Malen I, 39,5 km² de terroir de chasse, et une rivière importante à 5 km d'un côté et Mintoum et Eschiambor, respectivement 90,0 et 144,2 km² de terroir de chasse et sans grandes rivières dans le finage villageois.

La répartition spatiale des terroirs de chasse en fonction des affectations des terres visitées (Tableau 10) permet de confirmer le rôle dissuasif de la Réserve et de l'UFA certifiée mis en évidence à partir des propos des chasseurs (Tableau 9). En effet, à Malen I, seulement 14% de la superficie du terroir de chasse est reprise dans la RFD et ce pourcentage descend à 3% à Mintoum, les chasseurs se rabattant sur l'UFA certifiée (50% de la surface). A Eschiambor, l'UFA certifiée correspond à l'affectation présentant le plus haut niveau de contrôle, l'UFA non-certifiée est alors privilégiée (71% de la surface). D'après ces chiffres on peut également conclure que la zone tampon de la RFD, censée reprendre l'ensemble des activités villageoise, atteint presque totalement cet objectif, chasse y compris

On peut également remarquer pour les villages situés sur des axes routiers importants (Mintoum et Eschiambor) que les chasseurs évitent la route principale : les pistes de chasse s'étirent de manière quasi-perpendiculaire à cet axe. Laurance et al. (2006) ont mis en évidence un phénomène d'évitement des routes forestières par la faune sauvage. Les chasseurs chercheraient donc ici à s'éloigner le plus rapidement possible du village lors de leurs parties de chasse pour limiter ce phénomène. *A contrario*, on peut observer à Malen I que certaines pistes de chasse suivent la route principale. La densité humaine est inférieure en périphérie de la Réserve de Faune du Dja (3 à 6 habitants/km²) comparativement avec celle des villages situés en périphérie des UFA de la zone d'étude (6 à 12 habitants/km²)(Bahuchet et al., 2000), la route

¹⁸ Cet ancien village n'a pas pu être géoréférencé

traversant la périphérie Nord de la Réserve pourrait ne pas présenter un impact aussi important sur la faune car moins fréquentée, d'autant plus que celle-ci est non carrossable. Les densités de populations estimées en se basant sur la surface du terroir de chasse sont de 2,0, 1,9 et 3.4 habitants/km² respectivement à Malen I, Mintoum et Eschiambor, cependant, des habitants de villages voisins ont été croisés en forêt et il est certain que les finages villageois se recoupent partiellement comme l'observent Vermeulen et Carrière (2001). Les densités estimées par Bahuchet et al. (2000) sont donc potentiellement applicables à la zone d'étude. Quoi qu'il en soit, la densité de population serait non-soutenable pour la faune locale : la capacité d'accueil du milieu en termes de faune serait d'un habitant au kilomètre carré selon Robinson et al. (2000).

Lors de la phase de collecte de données, il a pu être observé que les chasseurs, tous villages confondus, utilisent des ouvertures d'origine anthropique du paysage forestier pour faciliter leurs déplacements. Les parcours de chasse suivent d'anciennes routes secondaires et des pistes de débardage laissées par l'exploitation forestière dans les UFA, un transect réalisé par une société minière ou encore des layons délimitant physiquement la limite entre forêt communautaire et UFA ou entre zone tampon et Réserve de Faune du Dja.

5.3.3 Composition des tableaux de chasse

Les figures présentant les parts relatives des espèces les plus chassées en termes d'effectifs (Figure 12, Figure 13 et Figure 14), ont montré la faible représentation des espèces à biomasse importante dans les tableaux de chasse, pourtant privilégiées par les chasseurs (Fa et al., 2009; Abernethy et al., 2016; Fonteyn, 2017). Lorsque la pression de chasse est importante, ces espèces ont tendance à disparaître, augmentant ainsi la part relative d'espèces de taille inférieure (Bennett et al., 2002; Coad, 2007). En cas de surchasse, la part des tableaux de chasse occupée par les rongeurs augmente (Gillet, 2016) : c'est ce que l'on observe probablement pour le village de Mintoum, suggérant la disparition des espèces chassées préférentiellement. Tous les villages étudiés montrent donc des signes traduisant un processus de défaunation déjà bien engagé. Le céphalophe bleu, en particulier, est considéré comme l'espèce de céphalophe la plus résistante à la pression de chasse (Hart, 2000) et représente, en moyenne, environ un tiers des prises en Afrique centrale (van Vliet et al., 2008; Nasi et al., 2011). Cette même tendance est observée ici.

Les habitudes de chasse déclarées à dire d'acteurs et les indices de chasse retrouvés peuvent être reliées aux tableaux de chasse. A Malen I, la chasse au fusil serait le type de chasse pratiqué majoritairement à dire d'acteurs, une tendance que confirment à la fois la densité de douilles retrouvées sur le terrain et les tableaux de chasse représentés à 71% par les artiodactyles et les singes, taxons les plus recherchés lors de chasses au fusil (Fargeot, 2005; Coad, 2007). De même, à Mintoum et Eschiambor où la chasse au piège est déclarée comme l'activité principale, cela est confirmé à la fois par la densité en pièges plus importante et la part réduite des artiodactyles et des primates. La richesse spécifique retrouvée dans chaque tableau de chasse confirme également les pratiques de chasse retrouvées dans les villages. En effet, la chasse au piège étant non-sélective, elle permet la capture d'une plus grande diversité d'espèces (Fa et al., 2005). Ainsi, on retrouve plus d'espèces dans le tableau de chasse d'Eschiambor (21 espèces) que dans celui de Malen I (13 espèces) (voir Tableau 12 p.39). Mintoum présente un tableau encore moins riche (9 espèces) mais également une

faible originalité (22%) : il est probable qu'il s'agisse ici plutôt d'un symptôme lié à l'appauvrissement extrême de la richesse faunique, largement représentée par des espèces anthropophiles (Gillet, 2016).

On peut également constater que la chasse villageoise tend à rejoindre la chasse commerciale sous certains aspects. En effet, les pangolins et plus particulièrement le pangolin à écailles tricuspidées (*Manis tricuspis*) ont récemment présenté un intérêt nouveau pour les chasseurs (Durojaye et al., 2015). L'augmentation de la demande internationale en écailles de pangolin à des fins médicinales a incité les chasseurs à augmenter les prélèvements de cet animal (Durojaye et al., 2015). Cette tendance s'observe dans les tableaux de chasse des trois villages et plus particulièrement à Eschiambor où il constitue l'espèce la plus chassée.

5.3.4 Rendement de chasse

Un large éventail de mesures de l'effort de chasse a été utilisé dans la littérature scientifique, mais le choix de ces indicateurs reste souvent flou et même parfois arbitraire (Silvius et al., 2004). Le présent travail s'est attaché à comparer quatre combinaisons de mesures pour définir le rendement de chasse (kg de viande/km, kg de viande/h, Francs CFA/km et Francs CFA/h). Ces combinaisons ont montré des tendances similaires : aucune différence significative n'étant observable dans les valeurs de rendement quel que soit le facteur considéré (voir Annexe 10). Cependant, le rendement défini comme la masse de viande récoltée par kilomètre a été jugé comme le plus fiable et le mieux interprétable. En effet, malgré des résultats similaires, les indicateurs liés au temps total passé en dehors du village ont été considérées comme fortement biaisées après suivi sur le terrain. Un grand nombre d'événements imprévisibles peut amener un chasseur à rallonger la durée de sa sortie. Parmi les éléments observés sur le terrain, on peut citer les conditions climatiques et les blessures. Ces événements augmentent le temps de sortie sans que le chasseur soit effectivement en activité de chasse. D'autre part, les indicateurs monétaires sont *a priori* fortement biaisés car subjectifs et liés au niveau d'insertion du village dans la filière de viande de brousse. Ces constatations sont en accord avec les travaux de Rist et al. (2008) sur la définition des indicateurs traduisant l'effort de chasse. Ces derniers ont notamment souligné le fait que les indicateurs basés sur une durée totale de chasse ont tendance à surestimer l'effort de chasse. Au vu des résultats obtenus, ni le village, ni le type d'affectation des terres ne semble avoir d'influence sur le rendement. On peut donc supposer que la ressource en viande est la même partout, cependant, compte tenu des résultats précédents, cette hypothèse est très peu probable. Une autre hypothèse serait que les chasseurs ne cherchent pas à maximiser leur rendement de chasse : cela a notamment été mis en évidence par Coad (2007) au Gabon. Lors de la phase de collecte de donnée, il a été observé à plusieurs occasions que les chasseurs, après un certain nombre de prises, estiment qu'ils aient une quantité suffisante de viande et décident de clôturer leur partie de chasse. En se basant sur cette hypothèse, on pourrait relier la taille des terroirs de chasse à l'abondance de la ressource comme le fait Vermeulen (2000). Par exemple, à Malen I, le terroir peu étendu traduirait le fait que les chasseurs collectent plus rapidement une quantité de viande jugée suffisante.

5.4 Quantification de la viande de brousse consommée

Les données collectées lors du suivi des ménages sont à la fois fortement biaisées et imprécises, en effet, malgré les efforts consentis lors de la phase de terrain pour former au mieux les six enquêteurs, des erreurs ont persisté dans la prise de données en raison d'incompréhensions du protocole. Une autre critique inhérente au protocole est la double retranscription des données : celles-ci étaient inscrites une première fois sur papier lors des enquêtes avant d'être encodées sur fichier informatique au retour de la mission. Il en résulte un nombre d'erreurs d'encodage probablement plus important que dans le cas d'un encodage simple. Même si les valeurs visiblement aberrantes ont pu être éliminées à posteriori, des erreurs plus insidieuses persistent encore probablement dans le jeu de données utilisé. Encore une fois, il convient donc de rester prudent quant à l'interprétation de ces données.

5.4.1 Fréquence de consommation

Les fréquences relatives de consommation des différents types de protéines (Figure 16) permettent de mettre en évidence différentes tendances. De manière générale, ces chiffres confirment la grande dépendance des populations vis-à-vis des écosystèmes forestiers pour subvenir à leurs besoins protéiques comme l'évoquent de nombreux auteurs (Robinson et al., 2000; Nasi et al., 2011; Ngama, 2015).

A Malen I, la consommation importante de poisson (64% des repas avec protéines animales) est probablement liée à la proximité de la rivière Dja, d'autant plus que l'achat de poissons auprès de vendeurs ambulants n'a pas été observé dans ce village reculé, contrairement aux deux autres. Une régression linéaire ($R^2 = 81,5\%$) entre la proportion de repas avec poisson et la distance du village à la première grande rivière a été calculée. Même si cette dernière ne présente que trois points, elle montre néanmoins une relation décroissante entre ces deux facteurs. Bennett et al. (2002) ont mis en évidence une relation encore une fois décroissante entre la proportion des repas contenant de la viande de brousse et l'isolement¹⁹. Cette observation est en accord avec les valeurs observées pour Malen I, en revanche il est impossible de conclure pour les autres villages, situés en bordure de route. Le paysage et l'isolement seraient donc potentiellement deux facteurs influençant la consommation de viande de brousse et d'autres protéines animales.

5.4.2 Quantité de viande de brousse consommée

Les quantités moyennes de viande de brousse consommées par village suivent la même tendance que les fréquences de consommation que ce soit en termes de masses ou de valeurs monétaires. Ces deux unités de mesure ne présentent cependant pas le même résultat en termes d'analyse de la variance. Là où la masse de viande, valeur mesurable physiquement, montre des différences significatives entre chaque village, l'estimation de la valeur monétaire de cette même viande ne donne aucune différence significative. La subjectivité de cette démarche n'a donc pas permis d'obtenir des résultats comparables avec des données quantitatives. Cela met en évidence la difficulté liée à l'attribution d'une valeur économique à un service écosystémique soulevée par certains auteurs

¹⁹ Défini comme la distance à la route d'exploitation forestière la plus proche

(Costanza et al., 1997; Farber et al., 2002; Duraiappah et al., 2005). Pour le village d'Eschiambor, la viande de brousse subvient à elle seule aux besoins journaliers en protéines animales établit par la FAO (52 gr/jour) (FAO et al., 1985). Fa et al. (2003), estiment que, dans le cas du Cameroun, pour arriver à un scénario durable de prélèvement en viande de brousse, celle-ci ne devrait pas dépasser 10 à 18% des protéines consommée de manière journalière. En appliquant ce raisonnement, seul le village de Malen I exploiterait donc cette ressource de manière durable. Cependant cela va à l'encontre du constat fait sur les tableaux de chasse de Malen I qui semblent impactés par la chasse. La saisonnalité des activités de chasse constatée à Malen I peut de nouveau expliquer cette apparente contradiction dans les résultats, la consommation étant évaluée ici en dehors de la période de piégeage, elle aurait donc tendance à être sous-estimée.

5.4.3 Espèces consommées

Globalement, le céphalophe bleu est l'espèce la plus consommée, ce qui met en avant sa résistance à la pression de chasse (Delvingt et al., 2001; Fa et al., 2005) mais également le niveau de défaunation élevé : certains auteurs affirment qu'il est plus abondant dans les zones chassées que dans les zones reculées (van Vliet et al., 2007).

Les espèces consommées à Malen I sont caractérisées par une abondance des céphalophes (51% des effectifs) mais également par la présence d'espèces à grande biomasse (respectivement 69, 72 et 164 kilogrammes par individu en moyenne, respectivement pour le céphalophe à dos jaune, le sitatunga et l'hylochère (Kingdon et al., 2013)). Cela traduit probablement un état moins avancé du processus de défaunation comparativement aux autres villages.

5.4.4 Provenance de la viande de brousse

L'histogramme reprenant les provenances de la viande de brousse en fonction de chaque village (Figure 22) (p.47) permet de distinguer Malen I des deux autres villages. Les habitants de ce derniers n'ayant presque pas recours au commerce pour leur consommation de viande de brousse (4% des repas), alors qu'il s'agit de la source majoritaire d'approvisionnement à Mintoum et Eschiambor (respectivement 59 et 39% des repas). Là encore, l'isolement vis-à-vis des filières de commercialisation peut-être évoqué comme facteur explicatif. Les zones fortement anthropisées comme les jardins de case, les zones cultivées ou en jachère ne représentent qu'une part anecdotique des lieux de prélèvement. Pour les deux villages qui comprennent une forêt communautaire et une UFA dans leur finage, ces deux affectations des terres apportent des contributions similaires pour chaque village considéré séparément mais sont plus importantes à Eschiambor (respectivement 12 et 14% à Mintoum et 27 et 25% à Eschiambor). Ces parts relatives étant liés à des nombres de repas et non à des masses, il serait imprudent d'émettre des conclusions en termes de ressources cynégétiques.

5.5 Confrontation des données de prélèvement et de consommation

Les données de prélèvement recensent 137 prises animales et les données de consommation 733 repas avec consommation de viande de brousse. Malgré la différence importante dans la taille des jeux de données, les deux approches semblent comparables lorsque l'on s'intéresse aux espèces les plus fréquentes dans les tableaux de chasse (Figure 12, Figure 13, Figure 14) et dans le bol alimentaire des ménages (Figure 19, Figure 20 et Figure 21) : à Mintoum, les espèces coïncident parfaitement tandis qu'à Eschiambor et Malen I il existe 66% de correspondance. On peut émettre comme hypothèse que les différences sont liées à la part importante des chasseurs qui déclarent vendre le produit de leur chasse en dehors du village à Malen I (Tableau 5) (p.32). Certaines espèces seraient ainsi uniquement destinées à la vente. La situation est plus délicate pour Eschiambor où 92% des chasseurs déclarent consommer préférentiellement leurs prises. La grande part d'originalités retrouvée à la fois dans les tableaux de chasse et le bol alimentaire des ménages de ce village pourrait expliquer cet écart.

En revanche, les matrices de présence/absence et les tableaux reprenant les principaux taxons font apparaître le manque de données acquises lors des suivis de chasse et ne sont, dès lors, pas comparables.

6 Perspectives et recommandations

Ce travail de fin d'étude a permis d'aborder un large panel d'approches conduisant à la quantification de la viande de brousse prélevée et consommée et plusieurs perspectives et recommandations peuvent être formulées. Elles se déclinent en remarques sur les améliorations possibles du protocole, en perspectives pour les recherches futures et en recommandations à l'attention des décideurs et gestionnaires forestiers.

6.1 Amélioration du protocole

La présente étude possède un échantillonnage limité en termes de suivi de chasse, et ce malgré la distribution de GPS aux chasseurs volontaires. Il s'en suit une sous-estimation de l'importance des activités de chasse et de leur étendue spatiale. L'enquêteur ne pouvant suivre qu'une partie de chasse à la fois... Une solution envisageable pour augmenter cet effort d'échantillonnage serait de mieux mettre en valeur le bénéfice qu'ont les chasseurs à utiliser ces GPS, la maîtrise de cet outil étant un critère de sélection des sociétés forestières recrutant dans la zone. L'utilisation d'interviews hebdomadaires auprès des chasseurs peut considérablement augmenter l'effort d'échantillonnage tout en fournissant des données fiables (Rist et al., 2010).

La « matrice des revenus », utilisée pour définir à dire d'acteurs les sources principales de revenus d'un ménage est un outil pratique mais fortement imprécis. Il convient d'être prudent quant à l'interprétation des données qu'elle dispense car il s'agit d'une méthode d'acquisition très subjective. Idéalement, la présence de toutes les personnes qui rapportent un revenu au ménage devrait être requise. Dans les faits, cela est beaucoup plus compliqué car nécessite de multiples visites dans chaque ménage pour interroger chaque personne. Notre réponse obtenue est dès lors imprécise car un ou plusieurs répondants sont amenés à synthétiser la contribution d'un ou plusieurs revenu(s) étranger(s). De plus, malgré son caractère visuel et ludique, la matrice des revenus restait un concept flou pour certains répondants ayant un faible niveau d'éducation. Ils étaient alors fortement guidés pour y répondre, entraînant une imprécision d'autant plus importante. Cependant, même avec un certain recul sur la méthodologie de ce travail de fin d'étude, elle reste la méthode la plus adéquate pour déterminer rapidement un échantillon de ménage acceptable. Pour éviter son utilisation, il conviendrait de ne pas réaliser d'échantillonnage et de travailler directement avec l'ensemble des ménages si les moyens humains et financiers le permettent, ce qui est rarement le cas.

Concernant le traitement des données spatiales, la principale critique qui peut être formulée vis-à-vis de la méthode du polygone convexe minimum est la surestimation du terroir de chasse qu'elle entraîne (Burgman et Fox, 2003). Cependant, cette surestimation a été jugée acceptable dans la mesure où l'ensemble des zones de chasse n'a pu être inventorié, conduisant nécessairement à une sous-estimation de l'étendue du terroir de chasse. L'utilisation de la méthode des noyaux de densité pourrait éviter cette surestimation mais devrait utiliser une prise de point GPS basée sur intervalle de temps et non pas de distance comme ici.

A propos du suivi du bol alimentaire des ménages, une amélioration pourrait être apportée dans le canevas du questionnaire d'enquête : la question portant sur l'origine de la viande de brousse ne fait pas la distinction entre viande achetée au village et viande achetée en ville. Or, cette nuance est cruciale pour déterminer la part de viande de brousse effectivement issue des écosystèmes et affectations des terres adjacents aux villages et celle ayant été amenée d'ailleurs. Une autre amélioration possible pour le suivi consiste en l'utilisation d'un seul modèle de peson. En effet, l'utilisation de plusieurs pesons possédant des caractéristiques techniques différentes entraîne nécessairement des erreurs de mesure systématiques différentes et doit donc être évitée.

Les Analyses Factorielles des Correspondances réalisée pour tenter d'expliquer la composition des tableaux de chasse en fonction de la distance à la route, de la distance au village, de l'affectation des terres et du village n'ont pas été jugées comme pertinentes. Il serait souhaitable de pouvoir disposer à la fois de plus de données et d'un plus grand nombre de modalités (surtout pour les villages et affectations des terres) pour pouvoir mener à bien ce type d'analyse.

L'ensemble des données récoltées lors de la phase de terrain n'ont pu être traitées, faute de temps. Une analyse des tableaux de chasse en termes de biomasse aurait pu être comparée à ceux réalisées en termes d'effectifs pour mettre en lumière les espèces qui contribuent le plus à l'approvisionnement en viande de brousse. Les analyses des types de pièges utilisés ainsi que celle du taux de pourrissement des prises sur les pièges auraient permis de mettre respectivement en lumière l'état de dégradation des milieux et les stratégies d'acteurs autour de la chasse au piège mais également d'obtenir un indicateur supplémentaire en termes d'effort de chasse comme le suggère Coad (2007).

6.2 Perspectives pour les études ultérieures

A l'issu de ce travail de fin d'étude, il apparait comme très probable que le degré d'isolement d'un village influence à la fois les prélèvements et la consommation de viande de brousse. Pour des études visant à comparer les impacts des affectations des terres tels que les travaux menés actuellement par les doctorants Simon Lhoest et Davy Fonteyn, elles doivent nécessairement s'affranchir des différences dans l'isolement des villages. Pour rappel, Bennett et al. (2002) suggèrent de considérer la distance à la route d'exploitation forestière comme *proxy* de l'isolement. Le degré de commercialisation des produits de la chasse est également suggéré par Robinson et al. (2000). En suivant le même raisonnement, la comparaison de l'impact des affectations des terres doit s'affranchir de la densité de population et donc être effectuée dans des villages de même ordre de grandeur.

Dans de précédentes études, van Vliet et al. (2008) ainsi qu'Abe'ele Mbanzo'o (2001) ont mis en évidence des variations saisonnières dans les activités de chasse en lien avec des facteurs socio-économiques, climatiques et culturels. Ce travail de fin d'étude se base uniquement sur des données récoltées pendant trois mois et un certain nombre d'indices (voir section 5.3.1) laissent entendre que les activités de chasse présentes une variabilité temporelle au Sud-Est du Cameroun. Dès lors, réaliser une étude annuelle semble plus pertinent.

6.3 Recommandations aux décideurs et gestionnaires forestiers.

Sans en avoir la prétention, ce type de travail pourrait représenter un outil efficace pour les gestionnaires forestiers et l'administration des eaux et forêt dans la lutte anti-braconnage et l'élaboration d'alternatives à la viande de brousse. Les moyens humains et logistiques étant limités, il est déterminant de cibler les efforts de contrôles sur les zones les plus menacées. En mettant en évidence un ensemble de facteurs géographiques et socio-économiques influençant l'intensité de la chasse, ce travail de fin d'étude permet de suggérer quelques recommandations aux décideurs et gestionnaires forestiers, pour le Cameroun mais aussi pour l'Afrique centrale.

Le pangolin à écailles tricuspidées (*Manis tricuspis*) présente de hauts niveaux de prélèvement dans la zone d'étude. Bien que classé comme espèce vulnérable sur la liste rouge de l'UICN depuis 2015 et placé sur l'annexe II de la l'accord intergouvernementale de la CITES (*Convention on International Trade of Endangered Species*) (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction), la commercialisation des écailles de pangolins est en pleine croissance (Durojaye et al., 2015). Pour assurer la sauvegarde de cette espèce il est nécessaire de mettre à niveau la législation de protection dans son aire de répartition. Les efforts consentis par les autorités douanières et les équipes de terrain doivent être renforcés de même que les recherches sur les niveaux de demande des marchés nationaux et internationaux.

Le communiqué du 4 Avril 2018 interdisant la vente d'armes à feu et de munitions dans six régions du Cameroun avait pour intention de garantir la sûreté nationale mais il a montré que le gouvernement pouvait avoir un impact important sur les pratiques de chasse des villageois. Réglementer de manière plus stricte l'accès aux munitions pourrait diminuer considérablement la chasse au fusil. De la même manière, taxer le câble utilisé pour la fabrication des piège permettrait de les rendre moins abordables pour les chasseurs qu'ils ne le sont actuellement.

L'étude de la consommation de viande de brousse a permis de rendre compte du service écosystémique que représente cette ressource pour les populations et donc de la valeur (en revenus et en apports nutritionnels) des alternatives à fournir dans une optique de détournement. Compte tenu de l'importance de la viande de brousse pour la subsistance des populations il paraît totalement illusoire de vouloir en interdire l'accès ou du moins de la taxer (Wilkie et al., 2006). Une des alternatives évoquées par la littérature scientifique est l'élevage domestique (Mockrin et al., 2005). La principale critique rapportée pour cette alternative est le coût élevé de production comparativement à la chasse de subsistance (Mockrin et al., 2005; Nasi et al., 2008). Pour représenter une alternative efficace, il est donc impératif que l'élevage domestique parvienne à fournir une quantité de protéines animales équivalente à la viande de brousse pour un prix inférieur, soit d'après les résultats de ce travail : en moyenne 70 grammes pour moins de 140 Francs CFA par jour et par personne. Pour diminuer la pression humaine sur la faune, une autre approche pourrait être la mise en place de paiements pour services environnementaux : le montant précédemment calculé de la valeur instrumentale de la viande de brousse pourrait être reversé à la population en échange d'un abandon des activités de chasse. Cette mesure nécessite cependant l'existence d'un fond monétaire garantissant la compensation des communautés et de

mesures de contrôles des densités de faune (Banque Mondiale, 2017). Cette valeur instrumentale pourrait être inférieure à sa valeur patrimoniale et le développement de l'écotourisme, notamment dans les aires protégées permettrait de mieux valoriser cette ressource (Banque Mondiale, 2017).

Pour les aires protégées et les unités forestières d'aménagement, les ouvertures d'origine anthropique pratiquées en forêt devraient faire l'objet d'efforts de contrôles ciblés par les équipes de lutte anti-braconnage car elles constituent des éléments facilitant la progression des chasseurs en forêt. Si l'on extrapole les résultats de l'estimation des terroirs de chasse à l'ensemble des villages de la zone d'étude situés en bordure de concessions et d'aires protégées, il apparaît vraisemblablement que ces affectations des terres sont largement parcourues par les chasseurs. Cela remet clairement en cause la pertinence du concept d'*Intact Forest Landscape* (IFL) (« Paysage forestier intact » en français), défini comme une mosaïque de forêts et d'écosystèmes naturellement ouverts, ne présentant pas de signes d'activités humaines repérables par télédétection et couvrant une surface minimum de 500 km² (Potapov et al., 2017). Des zones comme la Réserve de Faune du Dja sont classées comme IFLs quand bien même elles subissent des pressions de chasse considérables. Il serait donc judicieux de définir des indicateurs prenant en compte le contexte local et pas seulement des analyses de télédétection comme le suggèrent Haurez et al. (2017). Les entreprises forestières sont légalement contraintes à définir une série de protection pour les zones présentant notamment une faune importante et/ou sensible (Daïnou et al., 2016). L'omniprésence des chasseurs dans les unités forestières d'aménagement devrait les inciter à tenir compte des indices de chasse (pièges, douilles et campements de chasse) dans la définition de ces séries. Ces éléments devraient également être inclus dans la définition des Hautes Valeurs de Conservation 1.2²⁰, reprises par le niveau régional du FSC.

A l'issue de ce travail de fin d'étude, il apparaît clairement que les forêts communautaires ne répondent pas à l'objectif de conservation de la biodiversité cité par Lescuyer (2013). Cependant, il convient de rappeler que ces forêts ne font pas partie du Domaine Forestier Permanent et n'ont donc pas vocation à demeurer intactes. Il a été démontré qu'elles contribuaient encore de manière non négligeable au bol alimentaire des ménages en termes de viande de brousse. Néanmoins, leur taille n'est pas en adéquation avec les activités villageoises et il conviendrait de mieux inclure les droits d'usage dans le contexte forestier camerounais. Partant du même constat, Karsenty et al. (2016) proposent la création de « concessions 2.0 » : des concessions forestières où s'associent les droits d'accès des exploitants de bois mais également celui des communautés riveraines pour l'exploitation des PFNL. De manière complémentaire, Vermeulen et al. (2009) proposent la mise en place d'une gestion communautaire de la ressource cynégétique. Celle-ci serait basée sur le principe d'une rotation entre assiettes annuelles de chasse de même surface par analogie avec le modèle d'exploitation pratiqué par les industriels du bois. Quoiqu'il en soit, la problématique relative aux droits d'usage de faune fait intervenir autant d'acteurs que d'affectations des terres concernées et devrait donc être abordée en concertations avec les organismes de conservation, les gestionnaires forestiers, l'administration des eaux et forêts et les communautés villageoises.

²⁰ Relatives aux espèces menacées ou en danger

7 Conclusion

La quantification des prélèvements et de la consommation de viande de brousse a mis en évidence l'exploitation non durable dont la faune sauvage camerounaise fait aujourd'hui l'objet. Les types de protéines animales consommées sont fortement tributaires du contexte spatial lié à chaque village. La Réserve de Faune du Dja et, dans une moindre mesure, les concessions forestières certifiées, détournent partiellement les activités de chasse vers d'autres affectations des terres moins soumises aux contrôles anti-braconnage. Les forêts communautaires, malgré leur proximité avec le village, continuent de fournir une part non négligeable de la viande de brousse consommée à travers une faune fortement anthropophile.

Les résultats de ce travail suggèrent que la réponse à la crise de la viande de brousse n'est pas unique et devrait intégrer à la fois des mesures de répression, de conservation mais également de détournement. Afin de mieux cibler ces mesures en faveur de la biodiversité, il serait pertinent d'investiguer d'autres indicateurs relatifs à la pression de chasse (notamment le degré d'isolement des villages) et à la mise en place d'alternatives nutritionnelles mais également monétaires. L'Etat Camerounais a su, parfois malgré lui, faire la preuve qu'il demeure aujourd'hui un acteur clé pour tendre à une utilisation plus durable de la faune sauvage. Il lui reste maintenant à bâtir de solides stratégies nationales pour y parvenir.

Références bibliographiques

- Abe'ele Mbanzo'o P., 2001. La pêche traditionnelle Badjoué : appropriation d'une ressource mobile. In: *La Forêt Des Hommes : Terroirs Villageois En Forêt Tropicale Africaine*. Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 43–64.
- Abernethy K., Maisels F. & White L.J.T., 2016. Environmental Issues in Central Africa. *Annual Review of Environment and Resources* **41**(1), 1–33.
- Abernethy K.A., Coad L., Taylor G., Lee M.E. & Maisels F., 2013. Extent and ecological consequences of hunting in Central African rainforests in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**(1631), 20130494–20130494.
- Adekola O., Morardet S., de Groot R. & Grelot F., 2012. Contribution of provisioning services of the Ga-Mampa wetland, South Africa, to local livelihoods. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* **8**(3), 248–264.
- Adepoju A., 2006. Internal and international migration within Africa. In: *Migration in South and Southern Africa*. 36–55.
- Auzel P., 2001. Les villes en forêt: impact de l'exploitation forestière sur la gestion coutumière des ressources naturelles. In: *La Forêt Des Hommes- Terroirs Villageois En Forêt Tropicale Africaine*. Les presses agronomiques de Gembloux, 286.
- Bahuchet S. & Iloveva K., 2000. De la forêt au marché: le commerce de gibier au sud Cameroun. *De la forêt au marché: le commerce de gibier au sud Cameroun* 533–558.
- Banque Mondiale, 2016. Ratio femmes/hommes des inscriptions dans l'enseignement supérieur.
<https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/SE.ENR.TERT.FM.ZS?locations=M&view=chart>
- Banque Mondiale, 2017. Avant qu'il ne soit trop tard : Valoriser la faune de façon durable dans le bassin du Congo occidental, 112.
- Bennett E., Eves H., Robinson J. & Wilkie D., 2002. Why is eating bushmeat a biodiversity crisis ? *Conservation Biology In Practice* **3**(1), 3–4.
- Berniell-Lee G., Calafell F., Bosch E., Heyer E., Sica L., Mouguiama-Daouda P., van der Veen L., Hombert J.-M., Quintana-Murci L. & Comas D., 2009. Genetic and Demographic Implications of the Bantu Expansion: Insights from Human Paternal Lineages. *Molecular Biology and Evolution* **26**(7), 1581–1589.
- Boserup E., Tan S.F. & Toulmin C., 2007. *Woman's Role in Economic Development*, Routledge, 1-306.
- Brashares J.S., Abrahms B., Fiorella K.J., Golden C.D., Hojnowski C.E., Marsh R.A., McCauley D.J., Nuñez T.A., Seto K., Withey L. & Withey L., 2014. Conservation policy. Wildlife decline and social conflict. *Science (New York, N.Y.)* **345**(6195), 376–8.
- Brown D. & Williams A., 2003. The case for bushmeat as a component of development policy: issues and challenges. *International Forestry Review* **5**(2), 148–155.
- Bureau Central des Recensements et des Etudes de Population (BUCREP)., 2010. Recensement Générale de la Personne et de l'Habitat.
<http://www.bucrep.cm/index.php/fr/ressources-et-documentations/telechargement/category/1-etat-de-la-population>, (24/06/2018).
- Burgman M.A. & Fox J.C., 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: Implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* **6**(1), 19–28.

- Burkhard B., de Groot R., Costanza R., Seppelt R., Jørgensen S.E. & Potschin M., 2012. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators* **21**, 1–6.
- Burkhard B., Petrosillo I. & Costanza R., 2010. Ecosystem services – Bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological Complexity* **7**(3), 257–259.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. & Naeem S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* **486**(7401), 59–67.
- Cerutti P.O., Nasi R. & Tacconi L., 2008. Ecology and Society: Sustainable Forest Management in Cameroon Needs More than Approved Forest Management Plans. *Ecology and Society* **13**(2), 36.
- Christophersen T. & Nasi R., 2008. Conservation and sustainable use of wildlife-based resources through the framework of the Convention on Biological Diversity (CBD): The Bushmeat Crisis. *Nature et Faune* **23**(1).
- Christy P., 1994. Inventaire ornithologique de la Reserve de la Faune du Dja. Rapp. Interméd. Programme ECOFAC Cameroun Group. AGRECOCTFT 31.
- Coad L., 2007. Bushmeat hunting in Gabon: Socio-economics and hunter behaviour.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**(6630), 253–260.
- Daïnou K., Bracke C., Vermeulen C., Haurez B., De Vleeschouwer J.-Y., Fayolle A. & Doucet J.-L., 2016. Hautes Valeurs de Conservation (HVC) dans les Unités Forestières d'Aménagement du Cameroun : concepts, choix et pratiques.
- Delbeke L., 2016. Biodiversité comparée entre une aire protégée, une concession forestière certifiée et des forêts communautaires : cas du Sud-Est du Cameroun.
- Delvingt W., 2001. *La forêt des hommes : terroirs villageois en forêt tropicale africaine*, Les presses agronomiques de Gembloux, 286.
- Delvingt W., Dethier M., Auzel P. & Jeanmart P., 2001. La chasse villageoise Badjoué, gestion coutumière durable ou pillage de la ressource gibier ? In: Les Presses Agronomiques de Gembloux ed. *La Forêt Des Hommes, Terroirs Villageois En Forêt Tropicale Africaine*. 66–92.
- Dethier M., 1995. Etude chasse. Rapport ECOFAC. Composante Cameroun, ECOFAC, AGRECO-CTFT, Bruxelles, 118.
- Doucet J.-L., 2003. L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon. *Thèse* 390.
- Doucet J.-L., Kouadio Y.L., Monticelli D. & Lejeune P., 2009. Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. *Forest Ecology and Management* **258**(11), 2407–2415.
- Dudley N., 2008. Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées, 116.
- Duraiappah A.K., Naeem S., Agardy T., Ash N.J., Cooper H.D., Díaz S., Faith D.P., Mace G., McNeely J. a., Mooney H. a., Alfred A. Oteng-Yeboah, Henrique Miguel Pereira, Polasky S., Prip C., Reid W. V., Samper C., Schei P.J., Scholes R., Schutysen F., Jaarsve A. Van & Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being*, Ecosystems, 1-100.
- Durojaye A.S. & Olufemi A.S., 2015. Utilization of pangolins in Africa: Fuelling factors, diversity of uses and sustainability. *International Journal of Biodiversity and Conservation* **7**(1), 1–10.

- Fa J.E. & Brown D., 2009. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: A review and synthesis. *Mammal Review*.
- Fa J.E., Currie D. & Meeuwig J., 2003. Bushmeat and food security in the Congo Basin: Linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation* **30**(1), 71–78.
- Fa J.E., Ryan S.F. & Bell D.J., 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biological Conservation*.
- FAO & World Health Organization, 1985. Energy and protein requirements, World Health Organization, Genève, 20.
- Farber S.C., Costanza R. & Wilson M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* **41**(3), 375–392.
- Fargeot C., 2005. La chasse commerciale en Afrique centrale. II-Une activité territoriale de rente. *Bois et Forêts des Tropiques* **283**, 65.
- Fargeot C., Forni É. & Nasi R., 2004. Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo. *BOIS ET FORÊTS DES TROPIQUE* **281**, 19–34.
- Fayolle A., Swaine M.D., Bastin J.-F., Bourland N., Comiskey J.A., Dauby G., Doucet J.-L., Gillet J.-F., Gourlet-Fleury S., Hardy O.J., Kirunda B., Kouamé F.N. & Plumptre A.J., 2014. Patterns of tree species composition across tropical African forests. *Journal of Biogeography* **41**(12), 2320–2331.
- Fétéké F., Nkolong E. & Hubert D., 2004. Unités forestières d'aménagement 10041, 10042 et 10044 regroupées. Douala, Cameroun, 184.
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* **68**(3), 643–653.
- Fonchingong C.C., 2013. On the fringe of poverty: Care arrangements for older people in rural Cameroon. In: *Aging and Health in Africa*. Springer US, Boston, MA, 157–170.
- Fonteyn D., 2017. Impacts comparés de trois régimes fonciers sur la biodiversité et la biomasse forestière au sud-est du Cameroun.
- FSC, 2012. Norme FSC pour la certification des forêts du Bassin du Congo 104.
- Gardner T.A., Barlow J., Sodhi N.S. & Peres C.A., 2010. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Biological Conservation* **143**(10), 2293–2300.
- GFBC, 2016. Groupement de la Filière Bois du Cameroun. <http://gfbcam.com/>, (01/07/2018).
- Gillet P., 2016. L'Afrique centrale: entre traditions et transitions. La mutation des socio-écosystèmes en Afrique centrale.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L. & Montes C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* **69**(6), 1209–1218.
- Gray T.N.E., Lynam A.J., Seng T., Laurance W.F., Long B., Scotson L. & Ripple W.J., 2017. Wildlife-snaring crisis in Asian forests. *Science (New York, N.Y.)* **355**(6322), 255–256.
- Haines-Young R. & Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. eds. *Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 110–139.
- Hart J., 2000. Impact and sustainability of indigenous hunting in the Ituri forest, Congo-Zaire : a comparison of un hunted and hunted duiker populations. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* 106–153.
- Haurez B., Daïnou K., Vermeulen C., Kleinschroth F., Mortier F., Gourlet-Fleury S. & Doucet J.L., 2017. A look at Intact Forest Landscapes (IFLs) and their relevance in

- Central African forest policy. *Forest Policy and Economics*.
- Hewlett B.S., 2014. *Hunter-gatherer of the Congo Basin Cultures, Histories and Biology on African Pygmies*, Transaction Publisher, 382.
- Hooper D.U., Adair E.C., Cardinale B.J., Byrnes J.E.K., Hungate B.A., Matulich K.L., Gonzalez A., Duffy J.E., Gamfeldt L. & O'Connor M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* **486**(7401), 105–108.
- Isabelle Amsallem, Mette Loyche Wilkie P.K. et M.N., 2003. *Gestion durable des forêts tropicales en Afrique centrale. Recherche d'excellence*, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 124.
- IUCN, 2017. The IUCN red list of threatened species. Version 2017-3. <http://www.iucnredlist.org>, (03/07/2018).
- Janssen M.A., Anderies J.M. & Ostrom E., 2007. Robustness of Social-Ecological Systems to Spatial and Temporal Variability. *Society & Natural Resources* **20**(4), 307–322.
- Jax K., Barton D.N., Chan K.M.A., de Groot R., Doyle U., Eser U., Görg C., Gómez-Baggethun E., Griewald Y., Haber W., Haines-Young R., Heink U., Jahn T., Joosten H., Kerschbaumer L., Korn H., Luck G.W., Matzdorf B., Muraca B., Neßhöver C., Norton B., Ott K., Potschin M., Rauschmayer F., von Haaren C. & Wichmann S., 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics* **93**, 260–268.
- Karsenty A. & Vermeulen C., 2016. Vers des concessions 2.0 en Afrique centrale. Gérer des droits superposés entre concession industrielle et foresterie communautaire. *Perspective - CIRAD* **38**, 1–4.
- Kelemen E., Barton D.N., Jacobs S., López B.M., Saarikoski H. & Termansen M., 2015. Preliminary guidelines for integrated assessment and valuation of ecosystem services in specific policy contexts.
- Kingdon J., Happold D., Butynski T., Hoffmann M., Happold M. & Kalina J., 2013. *Mammals of Africa*, A&C Black, Bloomsbury Publishing, London, United Kingdom.
- Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. & Rubel F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* **15**(3), 259–263.
- Kouob Bégné S., 2009. Organisation de la diversité végétale dans les forêts matures de terre ferme du Sud-est Cameroun. *université libre de Bruxelles thèse*.
- Laporte N.T., Stabach J.A., Grosch R., Lin T.S. & Goetz S.J., 2007. Expansion of Industrial Logging in Central Africa. *Science* **316**(5830), 1451–1451.
- Larzillière A., Vermeulen C., Dubiez E., Yamba T.Y., Diowo S. & Mumbere G., 2013. La maquette interactive, un outil novateur de participation. *Bois et Forêts des Tropiques* **67**(315), 21–28.
- Laurance W. et al., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**(7415), 290–294.
- Laurance W.E., Croes B.M., Tchignoumba L., Lahm S.A., Alonso A., Lee M.E., Campbell P. & Ondzeano C., 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* **20**(4), 1251–61.
- Lescuyer G., 2013. Sustainable Forest Management at the Local Scale: A Comparative Analysis of Community Forests and Domestic Forests in Cameroon. *Small-scale Forestry* **12**(1), 51–66.
- Lescuyer G. & Nasi R., 2016. Financial and economic values of bushmeat in rural and urban livelihoods in Cameroon: Inputs to the development of public policy. *International Forestry Review* **18**(1), 93–107.
- Letouzey R., 1985. *Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1/500 000*.

- Domaine de la forêt dense humide toujours verte*. Institut de la Carte Internationale de la Végétation ed., Toulouse, 63-142.
- Louppe D. & Mille G., 2015. *Mémento du forestier tropical*, Quæ, Cirad, 1198.
- Malcolm J.R., Liu C., Neilson R.P., Hansen L. & Hannah L., 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* **20**(2), 538–548.
- Maley J., 2002. A catastrophic destruction of African forests about 2,500 years ago still exerts a major influence on present vegetation formations. *IDS Bulletin-Institute of Development Studies* **33**(1), 13–30.
- Martín-López B., Barton D.N., Gomez-Baggethun E., Boeraeve F., McGrath F.L., Vierikko K., Geneletti D., Sevecke K.J., Pipart N., Primmer E., Mederly P., Schmidt S., Aragão A., Baral H., Bark R.H., Briceno T., Brogna D., Cabral P., De Vreese R., Liqueste C., Mueller H., Peh K.S.-H., Phelan A., Rincón A.R., Rogers S.H., Turkelboom F., Van Reeth W., van Zanten B.T., Wam H.K. & Washbourne C.-L., 2016. A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosystem Services* **22**, 213–220.
- Mathot L., 2003. Étude des facteurs influençant les potentialités fauniques des concessions forestières, le cas de la société forestière Pallisco au Cameroun.
- Mathot L. & Doucet J.-L., 2006. Méthode d'inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale. *Bois et forêts des tropiques* **287**(1), 59–70.
- Mayaux P., Bartholomé E., Fritz S. & Belward A., 2004. A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography* **31**(6), 861–877.
- Mertens B., Forni E. & Lambin E.F., 2001. Prediction of the impact of logging activities on forest cover : A case-study in the East province of Cameroon. *Journal of Environmental Management* **62**(1), 21–36.
- Mertens B., Neba Shu G., Steil M. & Tesse B., 2012. *Atlas forestier interactif du Cameroun*, 60.
- MINFOF, 2004. PLAN D'AMENAGEMENT DE LA RESERVE DE FAUNE DU DJA, 113.
- MINFOF, 2006. *Arrêté n° 0648/MINFOF du 18 décembre 2006*, Yaoundé, Cameroun.
- MINFOF, 2018. Liste des aires protégées. <http://www.minfof.cm/index.php/les-parcs-nationaux/54-liste-des-aires-protegees>, (30/06/2018).
- Mockrin M.H., Bennett E.L. & Labruna D.T., 2005. Wildlife Farming : a Viable Alternative To Hunting in Tropical Forests? *Wildlife Conservation* **23**(November), 1–32.
- Morin-Rivat J., 2017. Of trees and men: new insights into man-environment relationships in the moist forests of central Africa during the late Holocene.
- Morin A., Meunier Q., Federspiel M. & Vermeulen C., 2014. Projet DACEFI 2. Atlas cartographique. Présentation des outils d'analyse spatiale et d'aide à la décision.
- Nasi R., Brown D., Wilkie D., Bennett E., Tutin C., Van Tol G. & Christophersen T., 2008. Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis, Diversity, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 50.
- Nasi R., Taber A. & Van Vliet N., 2011. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review* **13**(3), 355–368.
- Nazarevich V., 2015. The Sixth Species Extinction Event by Humans. *Convergence Earth Common Journal Convergence MacEwan University* **5**(1), 0–10.
- Ngama S., 2015. Analyse quantitative de la consommation en viande de brousse en vue d'une gestion durable de la faune sauvage au Gabon. *Tropicultura* **33**(s), 12–23.
- Ngnagueu P.R. & Fotso R.C., 1996. Chasse villageoise et conséquences pour la conservation de la biodiversité dans la réserve de biosphère du Dja. *Yaounde*:

ECOFAC.

- Ngobo M., 2009. Broadening the resource base: Shortened fallows in southern Cameroon. In: *In Search of Common Ground: Adaptive Collaborative Management in Cameroon*. 327–352.
- OFAC, 2015. Etat des aires protégées d'Afrique centrale, 260.
- Olivero J., Fa J.E., Farfán M.A., Lewis J., Hewlett B., Breuer T., Carpaneto G.M., Fernández M., Germi F., Hattori S., Head J., Ichikawa M., Kitanaishi K., Knights J., Matsuura N., Migliano A., Nese B., Noss A., Ekoumou D.O., Paulin P., Real R., Riddell M., Stevenson E.G.J., Toda M., Vargas J.M., Yasuoka H. & Nasi R., 2016. Distribution and numbers of Pygmies in central African forests. *PLoS ONE* **11**(1), e0144499.
- Onana J.-M.A., 2013. *Flore du Cameroun : check-liste pour la gestion durable et la conservation de la biodiversité*, Ministère de la Recherche scientifique et de l'innovation. Yaoundé.
- PAPACO, 2010. Aires protégées forestières du Bassin du Congo - Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées, 178.
- Peh K.S.H. & Drori O., 2010. Fighting corruption to save the environment: Cameroon's experience. *Ambio* **39**(4), 336–339.
- Pimm S.L. & Raven P., 2000. Extinction by numbers. *Nature*.
- Potapov P., Hansen M.C., Laestadius L., Turubanova S., Yaroshenko A., Thies C., Smith W., Zhuravleva I., Komarova A., Minnemeyer S. & Esipova E., 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances* **3**(1), 14.
- Redford K.H., 1992. The Empty Forest. *BioScience* **42**(6), 412–422.
- République du Cameroun, 1994. *LOI N° 94 / 01 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche*, Yaoundé, Cameroun.
- République du Cameroun, 1995a. *Décret N° 95/466/PM du 20 Juillet 1995 fixant les modalités d'application du régime de la faune*, Yaoundé, Cameroun.
- République du Cameroun, 1995b. *Décret n°95/678/PM du 18 décembre 1995 instituant un cadre indicatif d'utilisation des terres en zone forestière*, Yaoundé, Cameroun.
- République du Cameroun, 1995c. *Décret N° 95-53 du 23 Aout 1995 fixant les modalités d'application du régime des forets*. 41.
- République du Cameroun, 2018. *Communiqué du 4 Avril 2018 portant sur la vente d'armes à feu et de munitions dans six régions du Cameroun*, Ministère de l'Administration Territoriale, Yaoundé, Cameroun.
- Ripple W.J., Abernethy K., Betts M.G., Chapron G., Dirzo R., Galetti M., Levi T., Lindsey P.A., Macdonald D.W., Machovina B., Newsome T.M., Peres C.A., Wallach A.D., Wolf C. & Young H., 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society open science* **3**(10), 160498.
- Rist J., Milner-Gulland E.J., Cowlshaw G. & Rowcliffe M., 2010. Hunter Reporting of Catch per Unit Effort as a Monitoring Tool in a Bushmeat-Harvesting System. *Conservation Biology* **24**(2), 489–499.
- Rist J., Rowcliffe M., Cowlshaw G. & Milner-Gulland E.J., 2008. Evaluating measures of hunting effort in a bushmeat system. *Biological Conservation* **141**(8), 2086–2099.
- Robinson J.G. & Bennett E.L., 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (February), 13–30.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H. & Wall D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science (New York, N.Y.)*

- 287(5459), 1770–4.
- Satz D., Gould R.K., Chan K.M.A., Guerry A., Norton B., Satterfield T., Halpern B.S., Levine J., Woodside U., Hannahs N., Basurto X. & Klain S., 2013. The challenges of incorporating cultural ecosystem services into environmental assessment. *Ambio*.
- Schepers D.H., 2010. Challenges to legitimacy at the forest Stewardship council. *Journal of Business Ethics* **92**(2), 279–290.
- Scott D.W., 2018. Kernel Density Estimation. In: *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, 1–7.
- Sheil D., Puri R.K., Basuki I., van Heist M., Wan M., Liswanti N., Rukmiyati, Sardjono M.A., Samsodin I., Sidiyasa K.D., Chrisandini, Permana E., Angi E.M., Gatzweiler F., Johnson B. & Wijaya A., 2003. *Exploring biological diversity, environment and local people's perspectives in forest landscapes*, methods for a multidisciplinary landscape assessment, 93p.
- Silvius K.M., Bodmer R.E. & Fragoso J.M. V., 2004. *People in nature : wildlife conservation in South and Central America*, Columbia University Press, 463.
- Société Industrielle de Mbang, July-1-2018. S.I.M, Société Industrielle de Mbang. <http://www.sim-cmr.net/qui.php>, (01/07/2018).
- Solly H., 2004. Bushmeat Hunters and Secondary Traders : making the distinction for livelihood improvement. *Wildlife Policy Briefing ODI* **8**(8), 8–11.
- Solly H., 2008. Cameroon: From Free Gift to Valued Commodity - The Bushmeat Commodity Chain Around the DJA Reserve. In: *Bushmeat and Livelihoods: Wildlife Management and Poverty Reduction*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK, 61–72.
- Sonke B., 1998. Études floristiques et structurales des forêts de la réserve de faune du Dja (Cameroun).
- Taylor G., 2012. Bushmeat hunting: Extent and consequences.
- Tieguhong J. & Betti J.L., 2008. Forest and protected area management in Cameroon. *ITTO Tropical Forest Update* **18**(1), 6–9.
- Tsana Enama J. & Minsoum'a Bodo A.-J.-L., 2008. LES FORETS COMMUNAUTAIRES ET LE MODELE ENTREPRENEURIAL AU CAMEROUN: Etat des Lieux, Defis et Options pour la Viabilité, Durban, South Africa, 33.
- UNESCO, 2011. Adapting to Change: The State of Conservation of World Heritage Forests in 2011. *Heritage* 82–86.
- UNESCO, 2018. *État de conservation de biens inscrits sur la Liste du patrimoine mondial*, Paris, France.
- van Vliet N. & Nasi R., 2008. Hunting for livelihood in Northeast Gabon: Patterns, evolution, sustainability. *Ecology and Society* **13**(2).
- van Vliet N., Nasi R., Emmons L., Feer F., Mbazza P. & Bourgarel M., 2007. Evidence for the local depletion of bay duiker *Cephalophus dorsalis*, within the Ipassa Man and Biosphere Reserve, north-east Gabon. *African Journal of Ecology* **45**(3), 440–443.
- Vermeulen C., 2000. Le facteur humain dans l'aménagement des espaces-ressources en Afrique centrale forestière. Application aux Badjoué de l'Est Cameroun.
- Vermeulen C. & Carrière S.M., 2001. Stratégies de gestion des ressources naturelles fondées sur les maîtrises foncières coutumières. In: *La Forêt Des Hommes: Terroirs Villageois En Forêt Tropicale Africaine*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 109–144.
- Vermeulen C., Julve C., Doucet J.L. & Monticelli D., 2009. Community hunting in logging concessions: Towards a management model for Cameroon's dense forests. *Biodiversity and Conservation* **18**(10), 2705–2718.
- Vermeulen C. & Karsenty A., 2001. Place et légitimité des terroirs villageois dans la

- conservation. In: *La Forêt Des Hommes, Terroirs Villageois En Forêt Tropicale Africaine*. Les presses agronomiques de Gembloux, 217–234.
- Vermeulen C. & Scalbert M., 2018. La maquette interactive comme outil de cartographie participative : Mode d'emploi, atouts et limites, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, 2.
- Wangai P.W., Burkhard B. & Müller F., 2016. A review of studies on ecosystem services in Africa. *International Journal of Sustainable Built Environment* **5**(2), 225–245.
- Wilkie D., Shaw E., Rotberg F., Morelli G. & Auzel P., 1999. Roads, Development, and Conservation in the Congo Basin. *Conservation Biology*.
- Wilkie D.S., Starkey M., Bennett E.L., Abernethy K., Fotso R., Maisels F. & Elkan P., 2006. Can taxation contribute to sustainable management of the Bushmeat Trade? Evidence from Gabon and Cameroon. *Journal of International Wildlife Law and Policy* **9**(4), 335–349.
- Willcox A.S. & Nambu D.M., 2007. Wildlife hunting practices and bushmeat dynamics of the Banyangi and Mbo people of Southwestern Cameroon. *Biological Conservation* **134**(2), 251–261.
- Wright J.H. & Priston N.E.C., 2010. Hunting and trapping in Lebialem division, Cameroon: Bushmeat harvesting practices and human reliance. *Endangered Species Research* **11**(1), 1–12.
- Wright S.J., Stoner K.E., Beckman N., Corlett R.T., Dirzo R., Muller-Landau H.C., Nuñez-Iturri G., Peres C.A. & Wang B.C., 2007. The Plight of Large Animals in Tropical Forests and the Consequences for Plant Regeneration. *Biotropica* **39**(3), 289–291.

Sources internet consultées :

- Site internet de la Banque mondiale
<https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/SE.ENR.TERT.FM.ZS?locations=M&view=chart> (consulté le 1/08/2018)
- Site internet de la société Pallisco-CIFM,
<http://www.pallisco-cifm.com/index.php/fr/accueil>, (consulté le 28/07/18).
- Site internet de la COMIFAC, section « Démographie et développement
https://www.observatoire-comifac.net/africa/context_human, (consulté le 30/06/2018).
- Site internet de l'UICN, "The IUCN Red List of Threatened Species".
www.iucnredlist.org (consulté le 09/08/2018)
- Site internet de la Société Industrielle de Mbang (SIM)
<http://www.sim-cmr.net/qui.php>, (consulté le 01/07/2018).
- Site internet du MINFOF. Liste des aires protégées.
<http://www.minfof.cm/index.php/les-parcs-nationaux/54-liste-des-aires-protegees>, (consulté le 30/06/2018)