



HAL
open science

Impacts des cervidés sur le taux de survie des souches et la croissance des rejets de chêne sessile

Kamel Zouaydi

► **To cite this version:**

Kamel Zouaydi. Impacts des cervidés sur le taux de survie des souches et la croissance des rejets de chêne sessile. Sciences de l'environnement. 2016. hal-01767341

HAL Id: hal-01767341

<https://hal.univ-lorraine.fr/hal-01767341v1>

Submitted on 28 Oct 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

2015-2016

MASTER FAGE
Biologie et Écologie pour la Forêt,
l'Agronomie et l'Environnement

Spécialité
Fonctionnement et gestion des Écosystèmes

**IMPACTS DES CERVIDÉS
SUR LE TAUX DE SURVIE DES SOUCHES
ET LA CROISSANCE DES REJETS DE CHÊNE SESSILE**



Kamel Zouaydi

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 06/09/2016

Maîtres de stage : **Mr Jean-Pierre Hamard** (Ingénieur d'études)

Mr Anders Marell (Chargé de recherche)

Enseignant référent : **Mr Bernard Amiaud** (Professeur)

Structure d'accueil :

IRSTEA, Domaine des Barres, Nogent-sur-Vernisson (45290)

UR EFNO-Écosystèmes forestiers

Équipe de recherche (FONA): Interactions Forêt Ongulés Activités humaines



Remerciements

-Merci Mr Hamard pour m'avoir donné la possibilité d'effectuer mon stage à IRSTEA et fait découvrir le monde des ongulés sauvages. Merci d'avoir pu m'encadrer malgré un emploi du temps chargé. Merci pour les bons moments passés sur le terrain ainsi qu'en covoiturage.

-Merci Mr Mârell pour m'avoir encadré pendant mon stage, pour votre patience, pour vos schémas et votre disponibilité.

-Merci Mr Amiaud d'avoir accepté d'être mon tuteur universitaire pour ce stage.
Merci pour vos remarques.

-Merci à Mr Yoan Paillet pour avoir pris le temps de faire une formation statistique sur la sélection de modèles.

-Merci à Mr Yves Boscardin pour m'avoir donné la possibilité d'effectuer des IK.

-Merci à tous les membres du personnel IRSTEA et mes collègues stagiaires pour leur gentillesse et la bonne ambiance qui a régné sur le Domaine-des-Barres.

-Et enfin merci à ma mère pour son soutien et l'intérêt porté à mon sujet de stage.

Sommaire

Introduction.....	1
A) Contexte	1
B) État de l'Art	1
C) Présentation de l'organisme d'accueil et de ses missions.....	4
D) Objectifs et hypothèses de l'étude.....	5
1) Matériels et méthodes.....	6
A) Site d'étude	6
B) Description du dispositif	6
C) Relevés de végétation	8
D) Analyse des données.....	10
E) Analyses Statistiques	10
2) Résultats.....	11
A) Analyse du taux de survie des souches.....	11
B) Analyse de l'accroissement en longueur des rejets.....	14
3) Discussion.....	18
A) Bilan.....	18
B) Taux de survie des souches : Hypothèse1.....	18
C) Accroissement en longueur des rejets : Hypothèse2.....	20
Conclusion.....	21
Références Bibliographiques.....	22
Annexes.....	27
Résumé	

Table des Figures

Figure 1 : Localisation des différentes placettes d'études du dispositif OPTMix. Les 33 placettes en peuplement pur de pin, de chêne ou en mélange sont réparties dans 12 parcelles forestières de la forêt domaniale d'Orléans (numéro de la parcelle indiqué sur la carte).....	6
Figure 2 : Représentation schématique des différentes modalités pour une répétition	7
Figure 3 : Dispositif de type enclos/exclos.....	8
Figure 4 : Rejets sur souche de chêne sessile.....	8
Figure 5 : Carte de répartition des souches de chêne choisies pour la parcelle O12.1.....	8
Figure 6 : Aide mémoire des différents codes utilisés sur le terrain.....	9
Figure 7 : Taux de survie des 314 souches de chêne sessile analysé en fonction des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	12
Figure 8 : Circonférence des souches en fonction du taux de survie au sein des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	12
Figure 9 : Recouvrement de la molinie et fougère en fonction du taux de survie des souches au sein des compositions (pin ; mélange) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	13
Figure 10 : Surface terrière pour un rayon de 6m centré autour de chacune des 314 souches étudiées en fonction du taux de survie des souches, au sein des 3 compositions (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	13
Figure 11 : Accroissement en longueur des rejets de chêne sessile en fonction des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	15
Figure 12 : Accroissement des rejets de souches de chêne sessile au sein de la composition pin (herbivorie fermée et ouverte) en fonction du pourcentage de recouvrement « autres espèces »	15
Figure 13 : Accroissement des rejets de souche de chêne sessile en fonction de la surface terrière pour un rayon de 12m au sein des 3 compositions (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	16
Figure 14 : Analyse de l'accroissement en longueur des rejets de souche de chêne en fonction du « ratio de chêne » pour un rayon de 16,97m centré par rapport à la souche au sein de la composition mélange.....	16

Table des Tableaux

Tableau 1 : Identification de l'année de coupe des 314 souches réparties sur les 14 placettes expérimentales (avec F : fermée ; O : ouverte et S : sélective).....	7
Tableau 2 : Comparaison du taux de survie des souches entre 2015 et 2016.....	10
Tableau 3 : Répartition du nombre de souches mortes et vivantes au sein des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	11
Tableau 4 : Taux de survie des souches de chêne sessile au sein des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).....	11
Tableau 5 : Taux de survie des souches : Comparaison des valeurs d'AICc pour les modèles de base (MB) sans covariable avec les modèles covariables (MC) ce qui permet de calculer un $\Delta AICc$ (MB-MC). ($\Delta AICc$ positif : covariable retenue ; $\Delta AICc$ négatif : covariable non retenue). Les modalités sélectionnées pour chacune des covariables sont représentées par le symbole (+).....	14
Tableau 6 : Accroissement en longueur des rejets : Comparaison des valeurs d'AICc pour les modèles de base (MB) sans covariable avec les modèles covariables (MC) ce qui permet de calculer un $\Delta AICc$ (MB-MC). ($\Delta AICc$ positif : covariable retenue ; $\Delta AICc$ négatif : covariable non retenue). Les modalités sélectionnées pour chacune des covariables sont représentées par le symbole (+).....	17

Table des annexes

Annexe 1 : Sélection de modèles visant à expliquer l'accroissement en longueur des rejets et le taux de survie des souches.....	27
Annexe 2 : Recouvrement de la végétation en (%).....	28
Annexe 3 : Tableau plan d'échantillonnage.....	29

INTRODUCTION

A) Contexte

Le sujet de mon stage a fait partie intégrante du dispositif expérimental OPTMix (Oak Pine Tree Mixture) installé par l'organisme IRSTEA en forêt domaniale d'Orléans depuis 2012. Ce dispositif vise à améliorer les connaissances sur le fonctionnement des forêts mélangées en région tempérée en élaborant des modèles de croissance et d'outils d'aide à la gestion sylvicole. Il s'agit de comparer le fonctionnement d'un ensemble de placettes ouvertes et fermées installées au sein de 3 types de compositions (chêne ; pin ; mélange) notamment sur des aspects de croissance et de productivité, d'utilisation des ressources ainsi que de dynamique forestière et de biodiversité. Il permet également d'intégrer la pression d'herbivorie exercée par les cervidés qui pose parfois de graves problèmes sur les processus de renouvellement des peuplements forestiers.

B) État de l'art

1) Effets des populations de cervidés sur le milieu forestier

Au cours des dernières décennies, les populations de cervidés d'Europe et d'Amérique du nord ont fortement augmenté en raison de la disparition de leurs prédateurs naturels, d'une trop faible intensité de la chasse (Côte *et al.* 2004) et d'un changement d'utilisation des terres (Gill, 1992a). Cependant suite à la réintroduction du loup (*Canis lupus lupus*) dans le parc de Yellowstone lors des hivers 1995 et 1996, il a été montré qu'il pouvait exister un lien étroit sous forme de « cascade trophique » entre les loups, les cervidés et certaines essences d'arbres comme le tremble (*Populus tremula*) ou le saule (*Salix* sp.) (Ripple, 2007). La hausse générale des effectifs de cervidés pose de nombreux problèmes sur les écosystèmes forestiers tant au niveau écologique qu'économique (Putman, 1996). La croissance et la survie des plantes consommées sont réduites tout comme leur biomasse (Tilghman, 1989). On observe une diminution de la diversité des arbres ainsi qu'un impact négatif sur les processus de régénération forestière (Tremblay *et al.* 2006). L'alimentation des cervidés affecte la structure des plantes consommées, au niveau horizontal, en réduisant leur pourcentage de recouvrement ainsi que leur abondance mais également au niveau vertical en limitant leur croissance en hauteur (Horsley *et al.* 2003). Au sein des forêts tempérées, les densités de cervidés sont de l'ordre de 10 cerfs/km² (Coté *et al.* 2004) alors que dans certaines zones des USA des densités de 20/30 cerfs/km² ont pu être enregistrées (Swihart *et al.* 1998). Ces fortes densités de cervidés réduisent la diversité des semis (seedling) et jeunes arbres (sapling) (Gil and Beardall, 2001) mais participent aussi à l'élimination des plantes les plus sensibles à l'abrutissement. Par contre, de plus faibles densités conduisent souvent à la domination dans le milieu de quelques plantes qui sont parmi les plus vigoureuses (Bergquist, 1999). Ces faibles niveaux de densité peuvent aussi contribuer à maintenir une plus grande biodiversité et un paysage forestier varié (Kirby, 2004). Afin de mieux comprendre l'impact des cervidés sur le milieu forestier, l'utilisation de dispositifs de type enclos/exclos semble être l'une des méthodes les plus appropriée (Rooney, 2009). À titre d'exemple, Ammer (1996) s'est intéressé à des semis de sapin, il a montré qu'ils étaient plus haut dans la partie clôturée (enclos) que dans la partie non clôturée (exclos) sous de bonnes conditions de lumière. Il a également pu montrer que la pousse terminale de l'année était similaire dans les 2 types de parcelles. Enfin il faut tenir compte des différentes techniques alimentaires utilisées par les cervidés, le chevreuil étant capable d'être très sélectif dans sa recherche de nourriture, on parle alors de « concentrate selector » alors que le cerf serait plutôt classé comme un

« intermediate feeder » en consommant à la fois des graminées mais aussi des espèces d'arbres et arbustes (Hofmann, 1989).

Les principaux dégâts occasionnés par les populations de cervidés sur le milieu forestier sont « l'abroustissement » qui inclut la consommation de feuilles, racines, tiges, pousses, épines, bourgeons ou fleurs, « les frottis » résultat du frottement des bois des mâles contre le tronc des arbres pour perdre leurs velours ou encore marquer leur territoire et « l'écorçage » réalisé par le cerf notamment lors des hivers rigoureux (Ballon *et al.* 2005). Les cervidés ont également une action directe sur leur environnement à travers le piétinement ou encore le grattage du sol ce qui peut entraîner l'activation des banques de graines contenues dans le sol (Archaux *et al.* 2009) ainsi que des actions indirectes comme le transport des graines par épizoochorie et endozoochorie (Williams *et al.* 2007). Enfin, ils peuvent modifier les successions végétales par la consommation différentielle de certaines espèces ligneuses (Tremblay, 2006). Concernant les effets de l'abroustissement, cela a beaucoup été étudié chez les espèces de conifères et beaucoup moins chez les espèces de dicotylédones (Cutini *et al.* 2011), il varie avec la densité des cervidés (Reimoser *et al.* 1999). De plus, il entraîne souvent une diminution de la hauteur et un ralentissement de la croissance des arbres. En effet, il a été montré que de fortes densités de cerf de Virginie sont responsables de la diminution en hauteur de jeunes plants d'*Abies balsamea* et d'une espèce accompagnatrice (*Betula papyrifera*) mais qu'il n'y a pas d'impact sur *Picea glauca* (Casabon et Pothier, 2008). Et pour conclure l'abroustissement n'est pas toujours négatif, parfois il permet de réduire la compétition et favorise certains végétaux qui en conditions habituelles ont plus de mal à se développer. Selon Hamard *et al.* 1998, le développement d'une végétation d'accompagnement contribuerait même à réduire l'abroustissement sur les arbres restants et donc à favoriser leur croissance.

En France, les populations de grands prédateurs comme le loup et le lynx (*Lynx lynx*) sont trop faibles pour avoir un réel impact sur la dynamique des populations de cervidés (www.oncfs.gouv.fr). Par contre, la mise en place de campagnes de reboisement, la déprise agricole ainsi que l'urbanisation croissante ont favorisé la progression des forêts (surface doublée depuis 1850 : 16 millions d'hectare aujourd'hui) ce qui a permis d'expliquer en grande partie l'augmentation des effectifs de cervidés, tout comme l'efficacité des plans de chasse instaurés à partir des années 1980 (Gaëlle *et al.* 2016). La population de chevreuils (*Capreolus capreolus*) au niveau national est estimée aux environs de 500 000 têtes soit une progression de 3,2 % au cours des 20 dernières années (www.oncfs.gouv.fr).

Concernant la population de cerf élaphe (*Cervus elaphus*), elle est passée de 45 000 têtes en 1985 pour environ 160 000 têtes en 2010 et à surtout résulté d'une politique très volontariste pour renforcer les effectifs (www.oncfs.gouv.fr) notamment avec des apports réguliers venant de Chambord (Loir-et-Cher) (80%) ou de la réserve nationale de chasse et de faune sauvage de la Petite Pierre (Vosges du Nord) (Apollonio, 2010). Actuellement ces fortes densités d'ongulés (> à la capacité d'accueil de la forêt) posent de sérieux problèmes pour la régénération des jeunes plants comme cela est le cas dans le massif du Donon (Vosges du Nord) où 85% des problèmes de régénération chez le Sapin pectiné (*Abies alba*) sont totalement dépendants des abroustissements commis par les cervidés (Flament and Hamard, 2011). On observe également de sérieux dégâts dans les systèmes de taillis et notamment sur les rejets de souche de chêne qui sont très appréciés par les cervidés. En effet Moore and Johnson (1967) ont cherché à comparer les niveaux d'abroustissement de rejets et semis sur 10 espèces d'arbres, ils ont montré que le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) était capable de consommer 57% des 995 rejets analysés contre seulement 14% des 3520 semis pris en compte dans leur étude.

2) Système de taillis : Capacité des souches à rejeter et mortalité

Depuis plusieurs siècles, les forêts européennes étaient gérées par système de recépage (Rackham, 2003). Au cours de la seconde moitié du 19^{em} siècle, il y a eu une perte d'intérêt pour les produits issus des taillis (abandon du bois de chauffage) et par conséquent un grand nombre de taillis ont été convertis en futaie essentiellement en Europe centrale et du nord-ouest (Hédli *et al.* 2010). Actuellement, face à l'augmentation de l'utilisation de la biomasse comme énergie renouvelable (raisons économiques) et du vif intérêt pour la conservation de la nature, les taillis d'Europe sont peu à peu restaurés (Spitzer *et al.* 2008). L'intervention sylvicole principale réalisée dans un taillis est la coupe rase, cependant des éclaircies peuvent être pratiquées en coupant seulement certaines tiges situées autour des souches. Elle permet ainsi l'ouverture du couvert forestier ce qui apporte une plus grande quantité de lumière au sol et assure également une meilleure alimentation en eau des arbres (Aussenac *et al.* 1994) et en éléments minéraux. Néanmoins il est recommandé de ne pas intervenir trop souvent, dans un taillis, afin de ne pas épuiser la vitalité des souches ni leur capacité à rejeter. Par conséquent une exploitation tous les 30 ans (dans le cas du chêne sessile car cela dépend aussi de l'essence considérée) semble idéale et permettrait aux souches de pouvoir rejeter avec plus de vigueur (Lauriston, 2014) alors que des exploitations trop espacées provoqueraient une plus faible capacité de ces dernières à rejeter. Pyttel *et al.* 2013 s'est intéressé à la mortalité de souches de chênes et a pu observer une mortalité plus élevée en exclos qu'en enclos. De plus on peut noter que la capacité des souches à rejeter dépend de facteurs environnementaux comme la qualité du site (Johnson, 1975) mais également de la présence d'un système racinaire en bonne santé possédant de bonnes réserves en carbohydrate (O'Hara *et al.* 2007). La méthode de coupe appliquée pour exploiter un taillis peut aussi influencer la capacité à rejeter des souches comme c'est le cas pour le chêne vert (Ducrey, 1992). Enfin selon l'étude de Sands *et al.* 2009 réalisée sur 3 espèces de chêne de Pennsylvanie (*Quercus velutina* ; *Quercus montana* et *Quercus alba*), il a été mis en évidence que plus le diamètre de la souche ainsi que son âge sont élevés et plus la probabilité de cette dernière à rejeter diminuait. Il a été observé le même phénomène chez le chêne sessile (Splichalova *et al.* 2012 ; Matula *et al.* 2012). Concernant le nombre de rejets par souche ainsi que leur hauteur, cela dépend de plusieurs paramètres : de l'intensité de la lumière, de l'espèce étudiée, du diamètre de la souche ou encore du nombre d'arbres autour de cette dernière. Il n'y aurait pas d'effet du diamètre de la souche sur la hauteur moyenne des rejets chez le chêne sessile. De plus Atwood *et al.* 2008 a pu mettre en évidence que la capacité de rejeter des souches de Chêne rouge (*Quercus rubra*), Châtaignier (*Castanea sativa*) et Érable rouge (*Acer rubrum*) était corrélée négativement à la surface terrière résiduelle. Enfin, l'un des énormes avantages des rejets serait leur capacité à pousser très rapidement au cours des premières années de leur développement (Splichalova *et al.* 2012). Dans certains cas, les taux de croissance de rejets et semis ont pu être comparés, les rejets poussant bien plus vite avec un taux de croissance qui est 3 à 4 fois meilleur que celui des semis (0,5-1,0m/yr) (Tredici, 2001).

3) Relation avec l'herbivorie des cervidés

Il faut préciser que nous sommes limités en information pour connaître l'impact de l'herbivorie exercée par les cervidés sur la croissance des arbres et leur capacité à rejeter (Moyo, 2015), mais l'étude réalisée par Cutini *et al.* 2011 sur les effets de l'abrutissement du chevreuil dans des taillis de châtaignier et chêne chevelu (*Quercus cerris*) nous apporte des renseignements intéressants. En effet, 1 année après la réalisation d'une coupe seulement 30% des pousses de châtaignier en exclos ont subi des dommages alors que toutes les pousses

du chêne chevelu ont été abruties. Par contre 4 années après la coupe, 50% des pousses de chêne chevelu ont sévèrement souffert de l'abrutissement du chevreuil contre aucun dommage chez le châtaignier. Cette étude démontre l'impact négatif de l'abrutissement du chevreuil après la 1^{ère} année de coupe pour au final voir son effet diminué les années qui suivent. Ils ont également pu montrer que le taillis était plus fréquenté par le chevreuil pendant et après la période de coupe.

De plus, l'étude de Guidici (2005) réalisée également au sein d'un taillis de châtaignier confirme le résultat de l'analyse précédente. En effet, 2 années après la récolte du taillis le nombre de rejets vivants par souche est de 86,8% pour 8,6% de rejets morts. Par contre 4 années après la coupe, le nombre de rejets vivants par souche chute à 49,8% pour en parallèle voir le nombre de rejets morts multiplié par 6 (47,4%), par conséquent on est amené à conclure qu'un taillis offre plus de nourriture aux cervidés 2 années après sa récolte alors que lorsque 4 années se sont écoulées les souches rejettent beaucoup moins et commencent à s'épuiser offrant par la même moins de nourriture aux cervidés. Ballon *et al.* 2007 ont mis en évidence qu'un abrutissement répété des rejets par les cervidés pouvait complètement faire évoluer le système de taillis vers des landes ou des prébois.

Enfin en Irlande, Newman *et al.* 2013 se sont intéressés à l'effet d'une exclusion des grands herbivores dont les cervidés sur les communautés de plantes. Ils ont identifié un changement significatif dans la composition et l'abondance des plantes. Ils ont également observé une homogénéisation des communautés végétales. Or selon Hester *et al.* 2000, les cervidés de par leur pression d'herbivorie participent plutôt au maintien de l'hétérogénéité de l'écosystème (chênaie). Hegland *et al.* 2013 ont trouvé des résultats qui allaient dans ce sens. En effet, plus l'intensité d'herbivorie exercée par le cerf élaphe est importante et plus la richesse en espèces de graminées ou d'espèces de jeunes arbres (<20cm) vont augmenter. Et pour terminer, Bachand *et al.* 2015 se sont également intéressés à l'impact de l'exclusion du cerf sur les espèces végétales mais pas seulement. Ils ont également analysé la réduction de la densité des cervidés en testant plusieurs niveaux de densités et démontrent qu'une densité réduite à 7,5 cerfs.km⁻² était suffisante pour induire des changements significatifs dans les assemblages de traits fonctionnels des peuplements en régénération.

C) Présentation de l'organisme d'accueil et de ses missions:

L'organisme IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson (Institut de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) et plus précisément l'unité de recherche : EFNO (Écosystèmes Forestiers) est constituée de 4 équipes :

L'équipe « Biodiversité » (Interactions gestion forestière et biodiversité spécifique) cherche à identifier les pressions qui pèsent sur la flore, les insectes et les oiseaux et propose dans ce sens des recommandations de gestion forestière et d'aménagement du territoire en faveur de la biodiversité, de l'échelle de la parcelle à celle du paysage.

L'équipe « FORHET : Forêts Hétérogènes » cherche à comprendre et modéliser le renouvellement et la croissance des forêts.

L'équipe « GeeDAAF : Diversité adaptative des arbres forestiers » qui cherche à conserver et valoriser la diversité génétique des arbres.

Et l'équipe « FONA : Interactions Forêt-Ongulés et Activités Humaines » dans laquelle j'ai travaillé, cherche à déterminer les effets des ongulés sauvages sur le fonctionnement et la biodiversité des écosystèmes forestiers.

D) Objectifs de l'étude et Hypothèses que l'on souhaite vérifier :

La mise en place du dispositif, c'est à dire la sélection des souches de chêne sessile sur lesquelles 5 rejets par souche ont été suivis, a été réalisée lors d'une précédente étude en 2015 (Maurize, 2015) puis complétée par notre seconde campagne de mesures en 2016.

L'objectif principal de ce stage a été d'étudier l'impact des cervidés sur la dynamique de croissance des rejets de chêne sessile (*Quercus petraea*) sous couvert forestier. Plus particulièrement, il s'agissait de quantifier l'effet de l'herbivorie sur le taux de survie des souches et sur la croissance en longueur de la repousse (rejets). Il est supposé que les rejets constituent un aliment préférentiel pour les cervidés et que la pression d'herbivorie exercée par ces animaux sur les rejets est élevée en absence de protection. En conséquence l'abroustissement répétitif des rejets diminue leur croissance, épuise les ressources nutritives de la souche qui par la suite induit une plus forte mortalité parmi ces dernières ce qui permet de poser les principales hypothèses suivantes à tester :

-**Hypothèse 1** : Le taux de survie des souches de chêne sessile qui sont protégées contre la dent du gibier (placette « fermée ») est supérieur à celui des souches sans protection (placette « ouverte ») à cause d'une plus faible pression d'herbivorie.

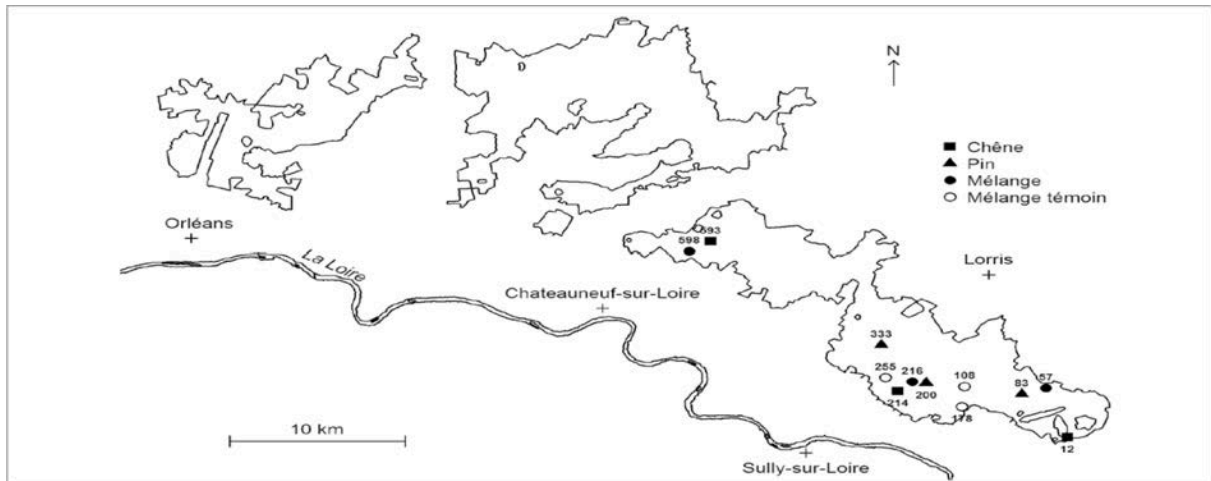
-**Hypothèse 2** : L'accroissement annuel des tiges de rejets de chêne sessile est supérieur pour les rejets à l'abri de la dent du gibier par rapport aux rejets sans protection à cause d'une plus faible intensité d'abroustissement.

Pour relativiser l'importance de l'abroustissement sur la dynamique du recépage des tiges de chêne, la magnitude de l'effet de l'abroustissement des rejets sur la mortalité des souches et la croissance des rejets est comparée avec d'autres facteurs explicatifs connus tels que la vitalité de la souche (circonférence), la compétition avec la strate arborée (surface terrière et ratio de chêne) et les interférences avec la végétation compétitrice ainsi que les rémanents (bois mort).

1) MATÉRIELS ET MÉTHODES

A) Site d'étude

L'étude s'est déroulée en région centre (Loiret (45)) au sein de la forêt domaniale d'Orléans (35 000 ha) et plus précisément au niveau du massif de Lorris (14 400 ha). Cette forêt s'étend sur plus de 60 kms de Gien à Orléans et fait 2 à 15 kms de largeur (Figure 1).



-Figure 1. Localisation des différentes placettes d'études du dispositif OPTMix. Les 33 placettes en peuplement pur de pin, de chêne ou en mélange sont réparties dans 12 parcelles forestières de la forêt domaniale d'Orléans (numéro de la parcelle indiqué sur la carte) (Korboulewsky *et al.* 2015)

Cette forêt est composée principalement de 2 essences: du chêne sessile (*Quercus petraea*) et du pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) complétés par des essences secondaires comme le hêtre, le bouleau, le charme ou encore l'alisier torminal. Le choix des essences s'est porté sur le chêne sessile, car il est la première essence métropolitaine (en volume), et sur le pin sylvestre car le mélange chêne-pin est une association très répandue en France (IGN, 2014).

Concernant les caractéristiques de notre site d'étude, il est situé sur des sols peu fertiles avec un horizon superficiel sableux et un plancher argileux, induisant la présence d'une nappe d'eau perchée temporaire, souvent en hiver et au printemps. Il n'y a quasiment pas de relief ce qui en plus de l'imperméabilité du sol empêche l'écoulement naturel des eaux de pluie et explique l'humidité du terrain et la présence de nombreuses mares et étangs. À l'est, le massif de Lorris se situe sur un sol sec et acide. La végétation de son sous-bois est majoritairement constituée de fougère aigle, de molinie ou de callune en association avec d'autres espèces acidiphiles.

B) Description du dispositif

Depuis 2012, l'IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson travaille sur le fonctionnement des peuplements mélangés au sein d'un dispositif expérimental appelé « OPTMix (Oak-Pine Tree Mixture) ». Il s'agit d'un ensemble de 3 sites d'études comprenant chacun 11 placettes de 0,5 ha chacune soit 33 placettes expérimentales au total réparties sur 12 parcelles forestières de futaies régulières âgées de 60 à 80 ans environ. Ces placettes sont constituées de 3 compositions (chêne pur ; pin pur ; mélange). Afin d'obtenir une homogénéité entre les parcelles, 2 coupes d'éclaircies ont été effectuées, l'une en 2013 et l'autre en 2014 (Tableau 1), ce qui nous a donné l'occasion de pouvoir travailler sur des cépées de chêne.

Numéro Placette	Composition	Herbivorie	Année de coupe
O12	Chêne	F/O	2013
O57	Mélange	F/O/S	2013
O83	Pin	F/O	2014
O200	Pin	F/O	2014
O214	Chêne	F/O	2013
O216	Mélange	F/O/S	2014

-Tableau 1. Identification de l'année de coupe des 314 souches réparties sur 14 placettes expérimentales (avec F :fermée ;O :ouverte et S :sélective)

Concernant la densité et la pression d'herbivorie, pour les modalités « chêne pur ; pin pur et mélange des 2 essences » nous distinguons 3 types de placettes (Figure 2) :

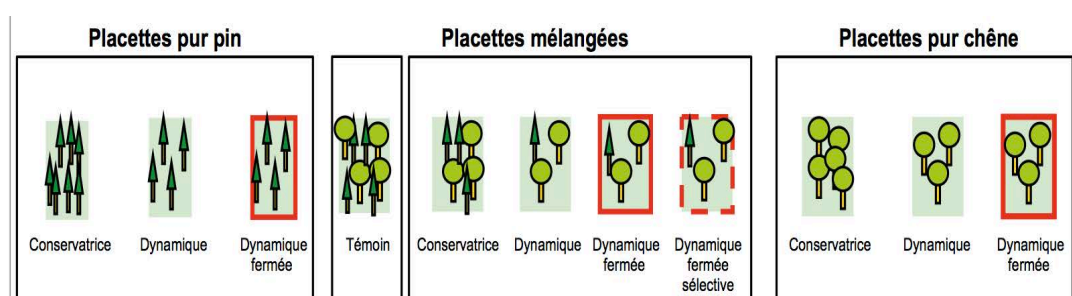
- Type1 : placette de densité moyenne (sylviculture conservatrice avec RDI=0,7)
- Type2 : placette de densité faible ouverte avec herbivorie (sylviculture dynamique avec RDI=0,4)
- Type3 : placette de densité faible fermée sans herbivorie (sylviculture dynamique avec RDI=0,4)

Le RDI (Relative Density Index) est le rapport entre la densité en nombre de tiges par hectares et la densité maximale pour un diamètre quadratique donné (Dg).

$$RDI = N / N_{max}$$

Avec $N_{max} = \exp(a + b \cdot \ln(Dg))$
 Et $Dg = [(\sum(Ci/\pi)^2) / n]^{1/2}$

Avec Ci : circonférence de la tige à 1,3m et n : nombre total de tiges dans le voisinage



-Figure 2. Représentation schématique des différentes modalités pour une répétition (Korboulewsky et al. 2015)

Il s'agit donc d'un vaste dispositif de type enclos/exclos (Figure 3) dont l'un des intérêts principaux est d'étudier la pression d'herbivorie exercée par les cervidés sur des rejets et souches de chêne sessile (Figure 4) afin de mieux comprendre la dynamique et les processus de régénération forestière. L'enclos représentant une zone sans pression d'herbivorie alors que dans l'exclos les cervidés ont accès à la flore (Mârell, 2012).



-Figure 3. Dispositif de type enclos/exclos

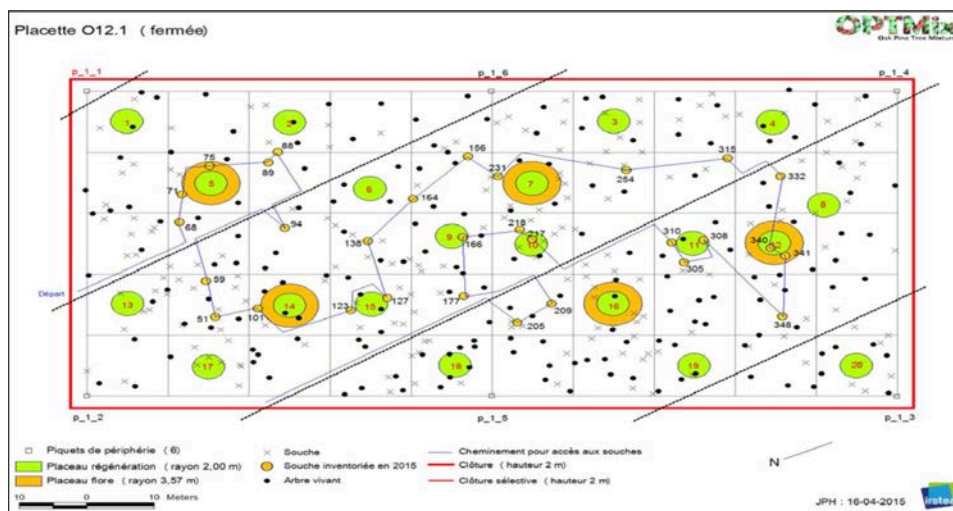


-Figure 4. Rejets sur souche de chêne sessile

Concernant mon stage nous nous sommes focalisés sur 14 des 33 placettes expérimentales ce qui correspond à l'ensemble des placettes « faible densité » des 2 premières répétitions (sites d'étude 1 et 2) afin de comprendre l'impact des ongulés sauvages sur le renouvellement des forêts mélangées. Le site 3 n'a pas été pris en compte dans l'étude car il n'était pas complètement installé, de plus les éclaircies n'étaient pas encore réalisées. Ces 14 placettes réparties sur les sites 1 et 2 étaient distribuées sur 6 parcelles : O12 et O214 « peuplement pur chêne », O200 et O83 « peuplement pur pin », O216 et O57 « peuplement mélangé ». La sélection des souches au sein de ces placettes a été basée sur un échantillonnage stratifié selon 3 classes de circonférence : 20-40cm, 40-60cm, 60-80cm, l'intérêt étant de sélectionner le même nombre de souches par classe de circonférence soit un total de 10 souches. Cependant le nombre limité de souches de chênes en peuplement « pur pin » n'a pas permis d'atteindre l'objectif réalisé des 30 souches comme pour les peuplements « chêne pur » et « mélange des 2 essences ».

C) Relevés de végétation : souches et rejets de chêne

Les relevés de terrain ont été réalisés au mois de mars par une équipe de 2 observateurs. Nous avons donc travaillé sur les sites 1 et 2 sur un total de 14 placettes. Il faut préciser que l'étude sur les 2 sites a débuté l'année dernière (2015) et qu'on revient au même endroit pour voir comment nos souches et rejets ont évolué en terme d'accroissement et de vitalité. La première étape a consisté à repérer les souches de chêne d'après les cartes de cartographie ArcView Gis3 (Figure 5).



-Figure 5. Carte de répartition des souches de chêne choisies pour la parcelle O12.1 (pur chêne-enclos)


Une fois la souche localisée nous avons procédé à différentes mesures : sur la souche mais aussi sur les 5 rejets les plus vigoureux de cette souche qui normalement étaient tous repérables par une étiquette préalablement posée. Nous avons notamment analysé la vitalité des souches et celle des rejets selon un code bien précis (Figure 6).

Parmi les 5 rejets, nous avons sélectionné le plus grand et mesuré sa hauteur vivante maximale. Pour chacun des 5 rejets, leur longueur a été mesurée. Nous avons regardé toujours selon un code fixé les atteintes infligées par les cervidés sur les rejets et les autres types d'atteinte (rongeurs, lagomorphes, parasites, activités humaines, dégâts de sangliers etc). Enfin, pour connaître l'environnement autour de la souche, nous avons procédé dans un rayon de 2 mètres autour de celle-ci à une estimation du recouvrement de la végétation (Figure 6), qui se décompose en sol nu, boutis de sanglier, rémanent (bois mort), molinie, callune, fougère, mousse, ronce. Toujours dans ce rayon défini de 2 mètres nous avons trouvé d'autres espèces comme le carex, la canche, le chèvrefeuille, le lierre, la bruyère et noté le recouvrement de l'espèce la plus abondante.

Aide Mémoire : Rejet OPTMix

1 Sol nu 5 Callune 9 Autres espèces
2 Sanglier 6 Fougère
3 Rémanent 7 Mousse
4 Molinie 8 Ronce

Ajonc Chèvrefeuille
Bourdaine Genêt à balais
Bruyère Jonc
Canche flexueuse Lierre
Carex



CER : Atteintes infligées par les cervidés		REC : Recouvrement		VIT : Vitalité des souches	
Modalité	Code	Modalité	Code	Modalité	Code
Absence de dommage	0	Absence	0	Souche morte	0
Abroussement	1	0 < Rec ≤ 1 % 35 x 35 cm	1	67 % à 99 % des rejets morts	1
Frottis	2	1 < Rec ≤ 5 % 79 x 79 cm	2	34 % à 66 % des rejets morts	2
Abroussement + frottis	3	5 < Rec ≤ 20 % 159 x 159 cm	3	0 à 33 % des rejets morts	3
		20 < Rec ≤ 50 % 251 x 251 cm	4		
		50 < Rec ≤ 75 % 307 x 307 cm	5		
		Rec > 75 %	6		

AUT : Autres types d'atteinte		ESS : Essences "souches"	
Modalité	Code	Modalité	Code
Absence de dommage	0	Chêne	CHX
Rongeurs - Lagomorphes	1	Charme	CHA
Activité humaine	2	Alisier torminal	ALI
Parasites	3	Bouleau	BOU
Concurrence végétale	4	Châtaignier	CHT
Accident climatique	5		
Dégât sanglier	6		
Autre(s) origine(s)	7		

VIT : Vitalité des rejets	
Modalité	Code
Rejet mort	0
67 % à 99 % des ramifications mortes	1
34 % à 66 % des ramifications mortes	2
0 à 33 % des ramifications mortes	3

-Figure 6. Aide mémoire des différents codes utilisés sur le terrain

Enfin, le dispositif OPTMix bénéficie d'un suivi dendrométrique régulier ce qui permet de comprendre les aspects de compétition pour les ressources nutritives (notamment en éléments minéraux et lumière) entre les souches et les arbres situés juste autour. Deux indices de compétition ont été intégrés dans l'étude, il s'agit de la « surface terrière » et du « ratio de chênes ». La surface terrière (G en m²/ha) d'un peuplement est la somme des surfaces terrières de tous les arbres constituant ce peuplement dans un rayon donné. Dans notre cas les surfaces terrières individuelles des arbres du voisinage de la souche ont été calculées dans des buffers de : 3,00 ; 4,24 ; 6,00 ; 8,49 ; 12,00 ; 16,97 ; 24,00 mètres centrés sur les souches puis ont été sommées pour obtenir la surface terrière autour de la souche. Le ratio de chêne qui correspond à la surface terrière de chêne divisée par la surface terrière totale, varie de 0 à 1 et nous apporte des informations utiles sur les conditions locales autour des souches. Un ratio proche de 0 indique que la souche sera entourée en majorité par des pins sylvestres alors que pour un ratio proche de 0,5, la souche sera entourée par 50% de chêne et 50% de pin et enfin un ratio proche de 1 indique que la souche sera en majorité entourée par des chênes sessiles.

D) Analyse des données

Concernant la longueur des rejets, deux campagnes de mesures, à la fois 2015 (Maurize, 2015) et 2016, ont permis de déterminer un accroissement entre ces 2 années. Les souches ont été réparties en 4 classes de vitalité à partir desquelles nous avons pu déduire leur mortalité. Il a été considéré qu'une vitalité nulle correspondait à une souche morte alors que les classes de vitalité 1, 2 et 3 correspondaient à une souche vivante. Une fois ce classement accompli, le taux de survie des souches a pu être calculé au sein des 3 types de composition et de l'herbivorie. L'évolution du taux de survie des souches entre 2015 et 2016 est résumée dans le tableau 2.

	2015 (Jessica)		2016 (Kamel)	
	Fermée	Ouverte	Fermée	Ouverte
Chêne	78%	62%	73%	45%
Mélange	36%	46%	35%	42%
Pin	78%	27%	73%	32%

- **Tableau 2.** Comparaison du taux de survie des souches entre 2015 et 2016.

Enfin pour modéliser la surface terrière et le ratio de chênes, différents rayons ont été testés (3,00 ; 4,24 ; 6,00 ; 8,49 ; 12,00 ; 16,97 ; 24,00 mètres) afin de déterminer à quelle échelle la compétition entre les souches et les arbres adultes commençait à opérer.

E) Statistiques

Les données ont été analysées à l'aide du logiciel R (version 3.1.0 de 2014). J'ai réalisé des modèles linéaires généralisés mixtes « Lmer et Glmer » à l'aide du package lme4 (Bates et al, 2012). Pour l'accroissement en longueur des rejets les données étant normales, j'ai donc utilisé la fonction « Lmer. » Par contre concernant la mortalité des souches de chêne sessile les données suivaient une loi binomiale, j'ai donc utilisé la fonction « Glmer. ». Afin de sélectionner les meilleurs modèles sur lesquels travailler, je me suis basé sur l'AICc (critère d'information d'Akaike) qui est un critère de comparaison de modèles. À noter que lorsque j'ai obtenu une différence de moins de 2 points en valeur d'AICc entre deux modèles, j'ai pris systématiquement le modèle le plus parcimonieux (Burnham et al, 2002).

À propos des 2 axes abordés dans l'étude, l'idée de départ était d'abord de construire un modèle de base (Annexe1) pour ensuite y ajouter différentes covariables à tester (année de la coupe ; circonférence de la souche ; recouvrement de la végétation ; surface terrière ; ratio de chêne) afin de déterminer leurs impacts sur nos 2 variables à expliquer à savoir l'accroissement des rejets et le taux de survie des souches.

2) RÉSULTATS

A) Analyse du taux de survie des souches

Pour tester si l'année de la coupe a introduit un biais dans les analyses comparatives entre les placettes de pur chêne (2013) et de pur pin (2014), le taux de survie des souches a été analysé dans les placettes mélangées dans lesquelles la coupe a été effectuée les deux années (2013/2014). L'année de coupe n'est pas retenue dans la construction du modèle (Tableau 5). Il n'y a donc aucun effet de cette covariable sur le taux de survie des souches. En conséquence, elle n'a pas été prise en compte dans les analyses ci-dessous.

1) Dynamique générale :

Le taux de survie des souches a été calculé en divisant le nombre de souches vivantes (Tableau 3) par le nombre de souches totales au sein de chacun des 3 types de peuplements et des 2 types d'herbivorie.

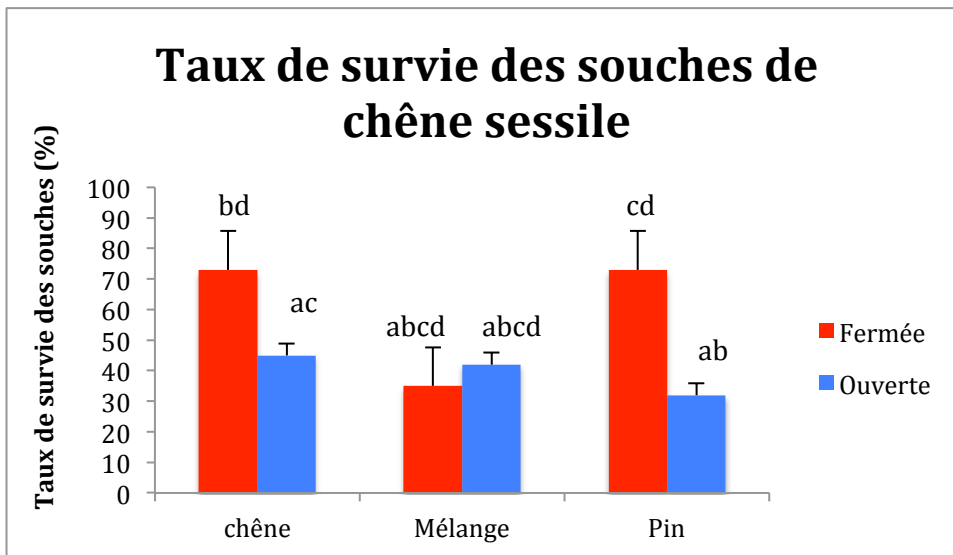
La modélisation du statut des souches (mortes ou vivantes) a mis en évidence un effet négatif de l'herbivorie sur le taux de survie, qui a varié en fonction du type de peuplement (Tableau 4). Le taux de survie est supérieur en « herbivorie fermée » par rapport à « l'herbivorie ouverte » pour les peuplements de pur chêne et pur pin (Figure 7). Par contre, d'après mes résultats statistiques, il n'y a pas de différence entre « herbivorie fermée » et « herbivorie ouverte » dans les peuplements mélangés (Figure 7). En moyenne, le taux de survie est deux fois plus important dans les peuplements de pur chêne (73%) et pur pin (73%) que dans les peuplements mélangés. Le taux de survie en « herbivorie ouverte » est de 45% dans les peuplements de pur chêne, 42% dans le mélange et 32% dans le pur pin.

	Chêne	Mélange	Pin	Total
Fermée	60	60	37	157
Souches Mortes	16	39	10	65
Souches Vivantes	44	21	27	92
Ouverte	60	60	37	157
Souches Mortes	33	35	25	93
Souches Vivantes	27	25	12	64
Total	120	120	74	314

-Tableau 3. Répartition du nombre de souches mortes et vivantes au sein des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).

	Chêne	Mélange	Pin
Herbivorie fermée	73%	35%	73%
Herbivorie ouverte	45%	42%	32%

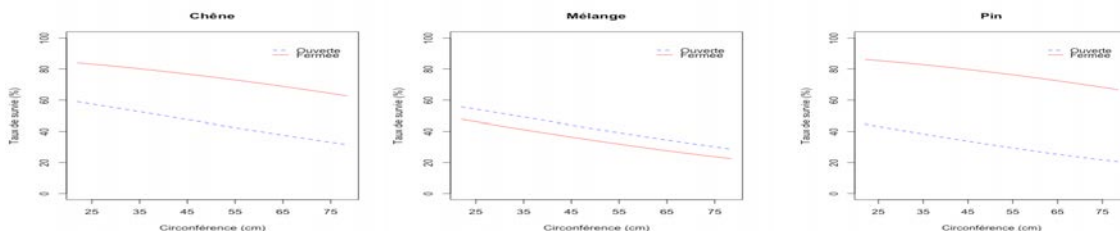
-Tableau 4. Taux de survie des souches de chêne sessile au sein des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).



-Figure 7. Taux de survie des 314 souches de chêne sessile analysé en fonction des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).

2) Circonférence de la souche

En modélisant la circonférence de la souche (Tableau 5), celle-ci est retenue dans la construction du modèle, par conséquent cette variable possède un effet sur le taux de survie des souches (p -value:0,015). En effet dans les compositions de chêne et de pin, plus la circonférence des souches est importante et plus son taux de survie diminue avec un taux qui est plus élevé en « herbivorie fermée » comparé à « l'herbivorie ouverte » (Figure 8). Concernant la composition mélange, on observe le même effet que précédemment par contre il n'y a pas de différence marquée entre « herbivorie ouverte » et « herbivorie fermée » (Figure8).

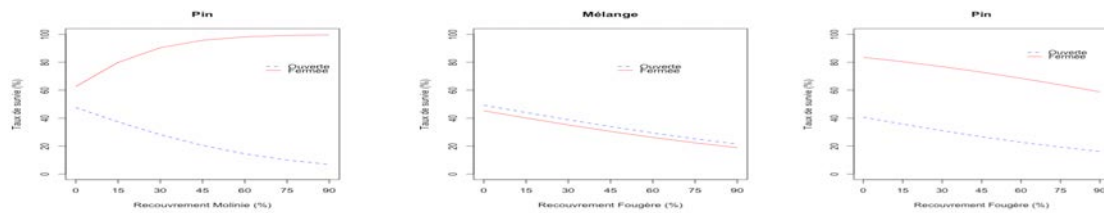


-Figure 8. Circonférence des souches en fonction du taux de survie au sein des 3 types de compositions (chêne ;mélange ;pin) et de l'herbivorie (fermée; ouverte).

3) Recouvrement de la végétation

D'après la méthode de sélection de modèles, le bois mort, la mousse, la fougère et les autres espèces ne sont pas retenus dans leurs modèles respectifs (Tableau 5). Cependant en sélectionnant les meilleurs modèles contenant chacun les dites covariables, on observe une tendance générale au sein des 3 types de composition. À savoir que d'un point de vue compétitif, plus les recouvrements du bois mort, de la fougère et des autres espèces sont élevés et plus le taux de survie des souches diminue. Mais, seule la relation obtenue avec la fougère (Figure 9) est significative (p -value:0,048). Enfin il semblerait que pour la mousse la dynamique soit complètement inversée, cette dernière étant capable de stimuler le taux de survie des souches de manière positive mais cela reste non significatif (p -value:0,174).

D'après la méthode de sélection de modèles, et en travaillant uniquement dans la composition pin, la molinie est retenue (p-value:0,0452) (Tableau 5). En effet, en « herbivorie ouverte » plus le recouvrement de molinie est élevé et plus le taux de survie des souches diminue alors qu'en « herbivorie fermée » la dynamique est inversée (Figure 9).

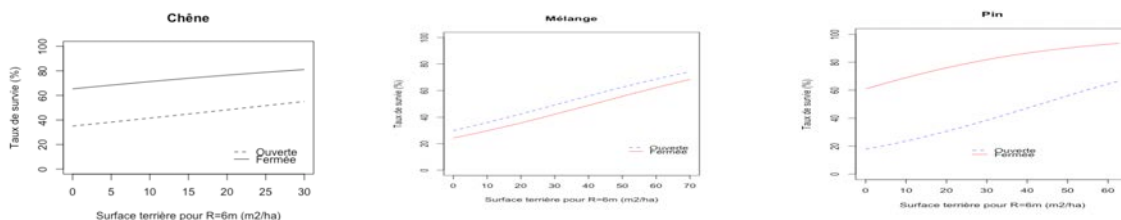


-Figure 9. Recouvrement de la molinie et fougère en fonction du taux de survie des souches au sein des compositions (pin ; mélange) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).

4) Surface terrière pour un rayon de 6m

En modélisant la surface terrière, notre meilleur modèle pour expliquer le taux de survie des souches en lien avec la surface terrière se situe pour un rayon de 6m (p-value: 0,023) (Tableau 5). En ce qui concerne les compositions « chêne » et « pin » on observe que plus la surface terrière est élevée autour de nos souches et plus le taux de survie de ces dernières augmente que ce soit en « herbivorie ouverte » ou en « herbivorie fermée », avec un meilleur taux dans la modalité « fermée » (Figure 10).

Enfin, on observe le même effet que précédemment dans la composition « mélange », néanmoins il n'y a pas de différence marquée entre les 2 types d'herbivorie (Figure 10).



-Figure 10. Surface terrière pour un rayon de 6m centré autour de chacune des 314 souches étudiées en fonction du taux de survie des souches, au sein des 3 compositions (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).

5) Ratio de chêne

Pour la modélisation du ratio de chêne, les analyses ont été effectuées uniquement dans les peuplements mélangés. L'objectif étant de savoir si la différence observée au niveau du taux de survie entre les peuplements de pur chêne et pur pin était dû à l'environnement local (souches entourées en majorité par des chênes ou bien par des pins). Il s'avère qu'aucun des 4 rayons testés pour le ratio de chêne n'est retenu dans la construction du modèle (Tableau5), par conséquent il n'y a pas d'effet de cette variable sur le taux de survie des souches.

6) Bilan des différentes covariables testées sur le taux de survie des souches

Parmi l'ensemble des variables analysées seuls la circonférence de la souche, le recouvrement de la fougère et de la molinie ainsi que la surface terrière dans un rayon de 6m autour de la souche sont retenus comme ayant un effet significatif sur le taux de survie des souches (Tableau 5).

	Chêne	Mélange	Pin	Fermée	Ouverte	MB	MC	MB-MC
Année de coupe		+		+	+	412,8	416,9	-4,1
Circonférence	+	+	+	+	+	412,3	408,5	3,8
Bois mort	+	+	+	+	+	412,3	412,5	-0,2
Fougère		+	+	+	+	254,0	252,1	1,9
Molinie			+	+	+	85,8	82,6	3,2
Mousse	+	+	+	+	+	412,3	412,6	-0,3
Autres sp	+	+	+	+	+	412,3	414,0	-1,7
Gtot r=6m	+	+	+	+	+	323,7	323,1	0,6
Ratio chêne r=3 6,12 et 24m		+		+	+	166,0	167,5	-1,5

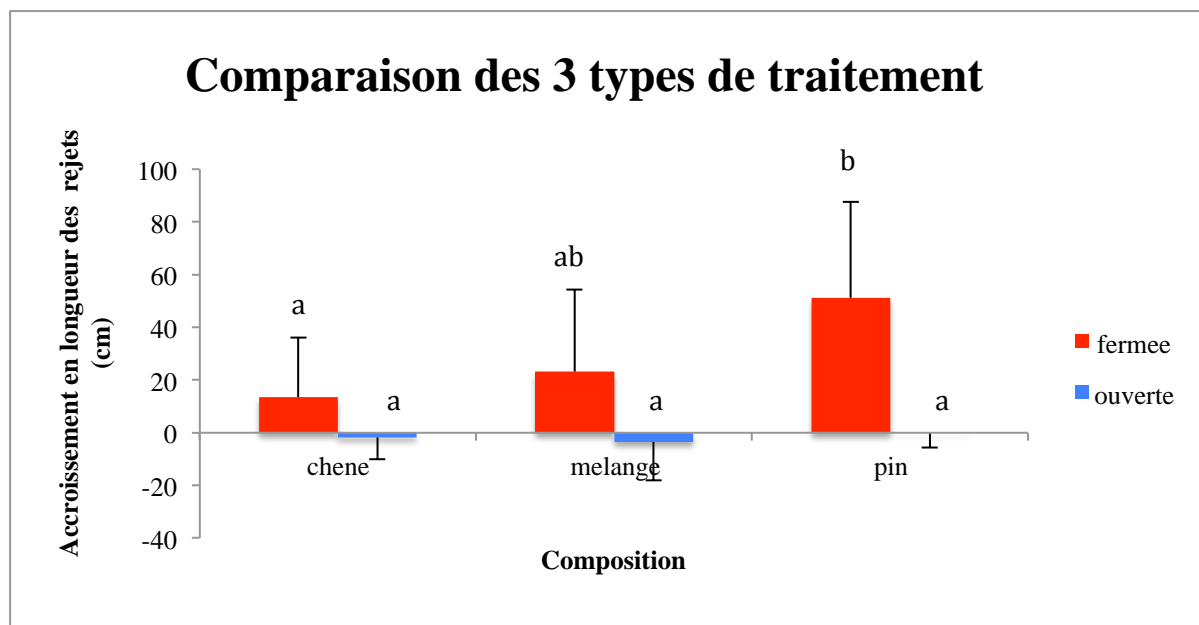
-Tableau 5. Taux de survie des souches : Comparaison des valeurs d'AICc pour les modèles de base (MB) sans covariable avec les modèles covariables (MC) ce qui permet de calculer un $\Delta AICc$ (MB-MC). ($\Delta AICc$ positif : covariable retenue ; $\Delta AICc$ négatif : covariable non retenue). Les modalités sélectionnées pour chacune des covariables sont représentées par le symbole (+).

B) Analyse de l'accroissement des rejets

Tout comme pour le taux de survie des souches, l'effet de l'année de la coupe sur l'accroissement des rejets a été analysé dans les placettes mélangées. Elle n'est pas retenue dans la construction du modèle (Tableau 6). Il n'y a donc aucun effet de cette covariable sur l'accroissement en longueur des rejets.

1) Dynamique générale

L'accroissement des rejets de chêne sessile est plus élevé dans les placettes fermées par rapport aux placettes ouvertes où l'accroissement est quasiment nul (Figure 11). Il diffère également en fonction du type de peuplement (Figure 11). En moyenne, l'accroissement est 4 fois plus important dans les peuplements de pur pin (52cm) que dans les peuplements de pur chêne (13cm) (Figure 11). Concernant les peuplements mélangés, l'accroissement des rejets est intermédiaire entre les peuplements de pur pin et pur chêne.



-Figure 11 : Accroissement en longueur des rejets de chêne sessile en fonction des 3 types de composition (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).

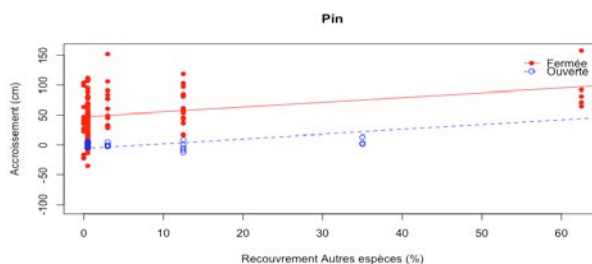
2) Circonférence de la souche

D'après la méthode de sélection de modèles, la circonférence (Tableau 6), n'est pas retenue dans la construction du modèle, par conséquent cette covariable n'a pas d'effet sur l'accroissement en longueur des rejets de chêne sessile.

3) Recouvrement de la végétation

D'après la méthode de sélection de modèles, le bois mort, la mousse, la fougère, la molinie et la ronce ne sont pas retenus dans leurs modèles respectifs (Tableau 6). De plus lorsque je sélectionne mes meilleurs modèles contenant chacun leur covariable respective, j'observe des pentes nulles pour le bois mort, la mousse, la fougère et la ronce par conséquent j'en déduis que ces variables n'apportent pas d'information pour expliquer l'accroissement des rejets ($p\text{-value} > 0,05$). Pour la molinie, j'observe une tendance en « herbivorie fermée » comme en « herbivorie ouverte », en effet plus son pourcentage de recouvrement est élevé et plus l'accroissement des rejets diminue, mais cela reste non significatif ($p\text{-value} = 0,23$).

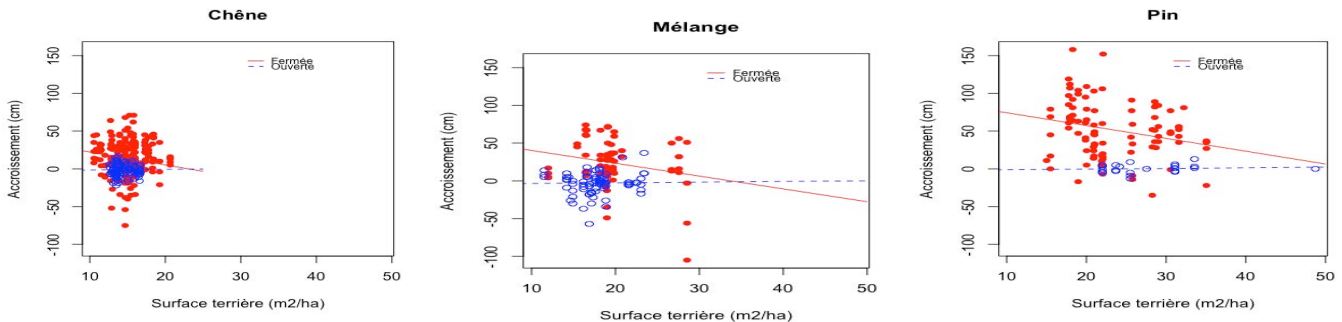
D'après la méthode de sélection de modèles, le recouvrement « autres espèces » est retenu (Tableau 6). En effet que ce soit en « herbivorie ouverte » ou en « herbivorie fermée », plus son pourcentage de recouvrement est élevé et plus l'accroissement en longueur des rejets augmente ($p\text{-value} : 0,00162$) (Figure 12).



-Figure 12. Accroissement des rejets de souches de chêne sessile au sein de la composition pin (herbivorie fermée et ouverte) en fonction du % de recouvrement « autres espèces ».

4) Surface terrière pour un rayon de 12m

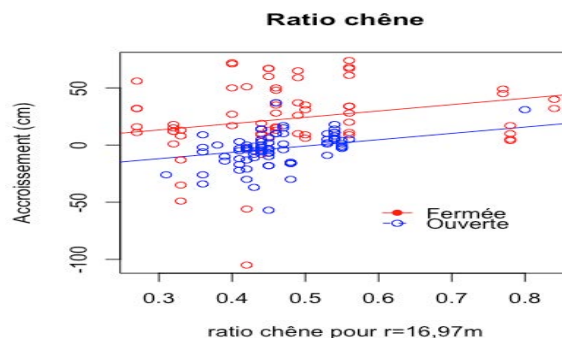
D'après la méthode de sélection de modèle et en nous basant sur le calcul de l'AICc, le meilleur modèle pour expliquer l'accroissement en longueur des rejets en lien avec la surface terrière se situe pour un rayon de 12m (p-value:0,0003) (Tableau 6). Pour les 3 types de peuplements, il n'y a aucun effet de la surface terrière en « herbivorie ouverte » sur l'accroissement des rejets (figure 13). Par contre la même tendance est observée pour les 3 compositions en « herbivorie fermée », plus la surface terrière autour de la souche est importante et plus l'accroissement en longueur des rejets diminue ce qui est en accord avec notre réflexion de départ (figure 13).



-Figure 13. Accroissement des rejets de souches de chêne sessile en fonction de la surface terrière pour un rayon de 12 m au sein des 3 compositions (chêne ; mélange ; pin) et de l'herbivorie (fermée ; ouverte).

5) Ratio de chênes

Comme mentionner précédemment, la modélisation du ratio de chêne a été effectuée seulement dans les peuplements mélangés. L'objectif étant de savoir si la différence observée en termes d'accroissement entre les peuplements de pur chêne et pur pin était dû à l'environnement local (souches entourée en majorité par des chênes ou bien par des pins). Il s'avère que le meilleur modèle pour expliquer l'accroissement en longueur des rejets en lien avec cette variable se situe pour un rayon de 16,97m (p-value: 0,0213) (Tableau 6). J'obtiens un résultat contraire à mon idée de départ, en effet que ce soit en herbivorie « ouverte » ou en « herbivorie fermée », les souches entourées par des chênes possèdent un meilleur accroissement en longueur de leurs rejets comparé à celles entourées par des pins (figure 14).



-Figure 14 : Analyse de l'accroissement en longueur des rejets de souche de chêne en fonction du « ratio de chêne » pour un rayon de 16,97m centré par rapport à la souche au sein de la composition mélange

Équation droite « fermée » : $y = -3,384 + 55,36x$ Équation droite « ouverte » : $y = (-3,384 - 25,149) + 55,36x$

6) Bilan des différentes covariables testées sur l'accroissement des rejets

Parmi l'ensemble des variables analysées, seuls le recouvrement « autres espèces », la surface terrière dans un rayon de 12m autour de la souche ainsi que le ratio de chêne pour un rayon de 16,97m sont retenus comme ayant un effet significatif sur l'accroissement des rejets (Tableau 6).

	Chêne	Mélange	Pin	Fermée	Ouverte	MB	MC	MB-MC
Année coupe		+		+	+	1357,9	1359,9	-2,0
Circonférence	+	+	+	+	+	5152,1	5152,7	-0,6
Bois mort	+	+	+	+	+	5152,1	5153,6	-1,5
Fougère		+	+	+	+	2546,6	2547,3	-0,7
Molinie			+	+	+	1176,6	1177,2	-0,6
Ronce			+	+	+	1176,6	1178,8	-1,2
Mousse	+	+	+	+	+	5152,1	5154,2	-2,1
Autres sp	+	+	+	+	+	5152,1	5144,6	7,5
Gtot r=12m	+	+	+	+	+	5152,1	5146,4	5,7
Ratio chêne r=16,97m		+		+	+	1362,2	1358,6	3,6

-Tableau 6. Accroissement en longueur des rejets : Comparaison des valeurs d'AICc pour les modèles de base (MB) sans covariable avec les modèles covariables (MC) ce qui permet de calculer un $\Delta AICc$ (MB-MC) ($\Delta AICc$ positif : covariable retenue ; $\Delta AICc$ négatif : covariable non retenue). Les modalités sélectionnées pour chacune des covariables sont représentées par le symbole (+).

3) DISCUSSION

A) Bilan

L'objectif de ce stage a été d'analyser le taux de survie des souches de chêne sessile et d'étudier la dynamique des rejets de ces mêmes souches en termes d'accroissement en lien avec la pression d'herbivorie exercée par les cervidés.

Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur un dispositif de type enclos « herbivorie fermée » et exclos « herbivorie ouverte » installé dans 3 types de compositions (chêne ; pin ; mélange) afin de répondre à nos 2 hypothèses. Il ressort de cette étude qu'il y a bien un effet marqué de l'herbivorie sur le taux de survie des souches et l'accroissement des rejets. Concernant le taux de survie des souches, on observe un meilleur taux en « herbivorie fermée » comparé à l'« herbivorie ouverte » pour les peuplements de chêne et de pin, le peuplement mélangé ne vérifiant pas cette condition. Enfin, pour l'accroissement des rejets, les 3 types de peuplements montrent un accroissement nettement supérieur en « herbivorie fermée » comparé à l'« herbivorie ouverte ».

B) Taux de survie des souches : Hypothèse 1

Nous avons étudié dans nos 3 types de compositions un total de 314 souches de chêne sessile. La mortalité de ces souches est déterminée par la présence ou l'absence de rejets vivants. Les souches avec des rejets morts ou sans rejets sont classées comme mortes. S'il n'y a que des rejets vivants de présents elles sont classées comme vivantes (Pytell et al, 2013). Nos résultats ont mis en évidence deux tendances en termes de pression d'herbivorie exercée par les cervidés sur le taux de survie des souches. Premièrement, concernant le chêne et le pin on observe la même dynamique avec un taux de survie qui est plus important en « herbivorie fermée » qu'en « herbivorie ouverte », ce qui est en accord avec notre hypothèse de départ. En effet, l'intérieur de l'enclos étant protégé de la dent du gibier alors que l'exclos ne l'est pas (Mârell, 2012). Par contre pour le mélange, notre hypothèse n'est pas vérifiée puisque le taux de survie des souches en « herbivorie ouverte » n'est pas différent de celui en « herbivorie fermée ».

En plus d'être impacté par l'abroustissement des cervidés, le taux de survie des souches dépend de la circonférence de cette dernière (Tableau2). D'après nos résultats et pour les 3 types de compositions, plus la circonférence de la souche augmente et plus son taux de survie diminue. Or, on sait que plus la circonférence de la souche est importante et plus l'âge de l'arbre abattu est ancien. Splichalova (2012) montre clairement que plus l'âge d'une souche de chêne sessile est avancé et plus sa capacité à rejeter diminue. Matula (2012) et Keyser (2015) montrent exactement le même type de résultat avec la circonférence de la souche, ce qui permet de justifier notre résultat sur le taux de survie des souches. Néanmoins, même si la circonférence est souvent l'un des premiers facteurs contrôlant la capacité à rejeter des souches (Weigel, 2002) et donc leur taux de survie, d'autres facteurs peuvent influencer cette capacité comme par exemple la qualité du site, les réserves en carbohydrates de la souche notamment au niveau de son système racinaire (Poorter, 2010) ou encore la compétition avec la végétation interférente.

Concernant le recouvrement de la végétation en (%), seules la fougère et la molinie impactent le taux de survie des souches de chêne sessile. En effet, plus le recouvrement de la fougère est important et plus le taux de survie des souches diminue ce qui semble cohérent en termes

de compétition. N'ayant pas trouvé d'études réalisées sur les conséquences du recouvrement de la végétation sur les rejets de souche, j'ai regardé cet effet à l'échelle des semis puis envisagé un effet similaire pour les rejets. En effet, Balandier *et al* (2015) ont mis en évidence l'impact négatif du recouvrement de la fougère sur les jeunes semis situés juste en-dessous de ses feuilles notamment en ce qui concerne sa forte capacité à intercepter la lumière, l'eau de pluie ou encore l'efficacité de son rhizome à séquestrer les éléments minéraux. De plus, la fougère contient certaines substances toxiques pour les cervidés ce qui permet d'expliquer sa faible appétence (Dumas, 2002). Par conséquent, on peut se demander si l'importance de sa densité pourrait justifier la forte appétence des rejets de souche de chêne sessile et donc leur abrutissement par les cervidés (Quillard, 1988). En effet, à de forts niveaux de recouvrements, elle peut également agir comme une sorte de barrière visuelle qui va dissimuler les souches et donc les rejets, tout comme le bois mort agit comme une barrière mécanique (Pellerin *et al.* 2010) en protégeant les semis et les rejets de souches de la dent du gibier. Par contre l'étude du recouvrement de la molinie dans les peuplements de pin en « herbivorie fermée » semble au contraire stimuler le taux de survie des souches. Ceci pourrait être expliqué par un recouvrement 2 fois plus important comparé à « l'herbivorie ouverte » (Annexe 2). La présence de molinie crée également un microclimat particulier qui va permettre d'apporter de l'ombre, de l'humidité et de la fraîcheur ce qui est profitable aux souches et explique leur meilleur taux de survie en « herbivorie fermée ». À noter que cette végétation d'accompagnement doit être contrôlée pour tendre vers un équilibre entre protection et étouffement de la souche (Hamard and Ballon, 1998).

En plus de la compétition avec la végétation interférente, les arbres situés dans l'environnement immédiat de la souche sont des concurrents potentiels. Il s'avère que cette compétition entre le taux de survie des souches et la surface terrière s'exerce dans un rayon de 6m autour de la souche. Il a été mis en évidence que le taux de survie des souches augmente avec la surface terrière et cela pour les 3 types de peuplements ce qui semble contradictoire avec la littérature scientifique. On s'attendait plutôt à obtenir un taux de survie des souches qui diminue lorsque la surface terrière augmente, notamment du fait de la compétition entre la souche et les arbres adultes situés dans son voisinage. En effet, il a été montré chez le chêne rouge, l'érable rouge ou encore le châtaignier que le pourcentage de souches qui rejettent diminue lorsque la surface terrière augmente (Atwood *et al.* 2008) induisant par la même une diminution du taux de survie de ces souches. Par conséquent, afin d'expliquer l'augmentation du taux de survie des souches, on pourrait évoquer le fait que pour une même surface terrière la densité d'arbres autour des souches peut être complètement différente suivant la dimension des arbres. En effet, on pourrait avoir autour des souches un nombre important de jeunes arbres en pleine croissance qui sont de plus forts concurrents pour ces dernières ou bien quelques gros arbres arrivés à maturité et moins consommateurs de ressources. On serait plutôt dans ce dernier cas de figure pour justifier l'augmentation du taux de survie des souches.

Enfin les résultats obtenus sur le ratio de chêne permettent de conclure que le type d'essence (chêne sessile ou pin sylvestre) qui entoure en majorité chacune des souches étudiées n'affecte en rien le taux de survie de ces dernières.

Et pour terminer, la comparaison du taux de survie des souches entre 2015 (Maurize, 2015) et 2016 a été réalisée, on note une diminution du taux de survie en 2016 pour le chêne (herbivorie fermée et ouverte), le mélange (herbivorie fermée et ouverte) et le pin mais seulement en « herbivorie fermée ». La légère augmentation observée en « herbivorie ouverte » (27% en 2015 pour 32% en 2016) est liée au fait que certaines souches ont été

considérées comme mortes en 2015 alors qu'en 2016 certains rejets sont apparus par conséquent elles sont devenues bien vivantes. Il y a donc eu un changement de statut pour certaines souches.

C) Accroissement des rejets : Hypothèse 2

L'accroissement en longueur de 634 rejets sur des souches de chêne sessile a été analysé. Il en ressort que notre deuxième hypothèse est validée car l'accroissement des rejets est nettement supérieur en « herbivorie fermée » comparé à « l'herbivorie ouverte » où il est quasiment nul. Il y a bien un effet très marqué dû à l'abrutissement par les cervidés. Afin d'expliquer cette différence d'accroissement 4 fois plus importante sous les peuplements de pins que de chênes, on peut mentionner l'effet de la lumière. La lumière en forêt est un élément essentiel qui détermine la croissance et la survie des espèces végétales du sous-bois et donc des rejets de souche. Perot *et al.* 2015 se sont intéressés à l'effet de l'éclairage relatif en lien avec la surface terrière dans des peuplements purs de chêne sessile et pin sylvestre. Il s'avère que la part d'éclairage relatif arrivant au sol est plus importante pour des faibles surfaces terrières à la fois dans les peuplements de chênes et de pins mais avec un éclairage plus important sous les pins sylvestres, ceci pouvant s'expliquer par la structure de son houppier.

De plus d'après nos résultats la compétition entre les arbres adultes et les souches pour expliquer l'accroissement des rejets commence à opérer pour un rayon de 12m. Les rejets étant complètement coupés et consommés en « herbivorie ouverte » par les cervidés, il est normal de n'observer aucune relation entre l'accroissement des rejets et la surface terrière pour un rayon de 12m. Par contre en « herbivorie fermée » on observe que plus la surface terrière augmente dans le voisinage de la souche et plus l'accroissement des rejets diminue ce qui semble cohérent en terme de compétition. Il se trouve que les peuplements de chênes possèdent une surface terrière qui ne dépasse pas les 20m²/ha à la fois « en herbivorie ouverte » et en « herbivorie fermée », alors que dans les peuplements mélangés la surface terrière varie de 10 à 30m²/ha et pour la surface terrière des peuplements de pins celle-ci varie de 10 à 50m²/ha. On note que les peuplements de chênes possèdent un nuage de points plus regroupé (homogénéité) que les peuplements mélangés et de pins où la surface terrière est plus étalée (hétérogénéité). Par conséquent, la compétition de la souche et donc des rejets avec les arbres du voisinage risque d'être plus importante dans les peuplements de chênes comparé aux peuplements mélangés et de pins.

Enfin on sait que la végétation interfère souvent avec le développement de la régénération et plus particulièrement avec celui des semis d'arbres ou encore des rejets de souche, via l'utilisation des ressources du milieu mais aussi par le biais de processus chimique (allélopathie) (Gallet et Pellissier, 2002). Cependant nos résultats démontrent clairement que étudiées séparément les différentes espèces végétales analysées ne jouent aucun rôle sur la croissance des rejets. Il aurait été pertinent de pouvoir vérifier si en association ces plantes auraient eu le même effet. Seul le pourcentage de recouvrement des « autres espèces » est retenu dans la construction de mon modèle. En effet, plus son pourcentage de recouvrement est important dans la composition pin et plus l'accroissement des rejets augmente et cela à la fois pour « l'herbivorie ouverte » et « l'herbivorie fermée ». Pour expliquer cette observation, on peut mentionner comme « autre espèces » le fort développement de la canche et du carex qui sont 2 espèces consommées par les cervidés. Les souches entourées par ces espèces végétales posséderaient une meilleure croissance de leurs rejets comparée à celles qui ne sont pas entourées par ces espèces.

Et pour terminer, la modélisation du ratio de chêne dans les peuplements mélangés a mis en évidence un meilleur accroissement des rejets lorsque les souches sont entourées en majorité par des chênes que par des pins. On s'attendait plutôt à obtenir la situation inverse, l'ambiance forestière sous les pins étant plus lumineuse que sous les chênes (Perot et al 2015). Cependant le pin étant capable de pousser sur des sols pauvres et secs, ses besoins en eaux sont moindres que ceux du chêne sessile. Par conséquent les rejets sur souche situés sous les chênes bénéficient de conditions hydriques plus optimales ce qui explique leur meilleure croissance.

Conclusion

L'augmentation en Europe et Amérique du nord des populations de cervidés inquiète les gestionnaires forestiers quand à la capacité de régénération des forêts. La question de « l'équilibre forêt-gibier » entre ces derniers et les chasseurs fait toujours débat.

À cause de leurs nombreux effets directs (abrouissement) et indirects (piétinement ; dépôt de fèces ; transport des graines par épizoochorie ou endozoochorie) sur la structure et la composition des forêts et de la magnitude de ses effets, les cervidés sont considérés comme des herbivores clés de voute (Rooney, 2001) qui vont complètement perturber l'écosystème forestier. À travers cette étude, l'objectif a été d'analyser l'impact de la pression d'herbivorie exercée par les cervidés grâce à l'utilisation d'un dispositif de type enclos (herbivorie fermée) et exclos (herbivorie ouverte) sur le taux de survie des souches de chêne sessile et l'accroissement en longueur des rejets. L'avantage de ce type de dispositif est qu'il permet de visualiser l'état de l'équilibre sylvo-cynégétique et ainsi d'orienter conjointement les choix de gestion sur la forêt ainsi que sur la grande faune. Il en ressort que parmi les 3 compositions étudiées, il n'y a pas grande différence pour le taux de survie des souches entre les peuplements de chêne et de pin que ce soit en « herbivorie ouverte » ou en « herbivorie fermée ».

Concernant l'accroissement des rejets, la différence est bien plus marquée avec une meilleure croissance des rejets sous les peuplements de pins en « herbivorie fermée » qu'on pourrait attribuer à une quantité de lumière plus importante arrivant sur les rejets. Il serait justement très intéressant de pouvoir croiser les premiers résultats de cette analyse avec les travaux réalisés sur la lumière (Perot, 2015) afin de pouvoir confirmer ces tendances. L'accroissement en « herbivorie ouverte » est quasiment nul au sein des 3 types de peuplements. La survie et dynamique de croissance des cépées de chêne ne devrait donc pas poser de problème dans l'enclos ce qui n'est pas le cas de l'exclos.

En parallèle, l'apparition et la disparition des rejets ont pu être observés entre 2015 et 2016. Dans les peuplements de chênes comparé aux peuplements mélangés et de pins, on note une disparition de rejets 3 fois plus importante en exclos (herbivorie ouverte) qu'en enclos (herbivorie fermée) que l'on pourrait attribuer pour une part à l'abrouissement des cervidés.

Cette étude comporte aussi certaines limites, les rejets n'étant pas impactés uniquement par l'herbivorie des cervidés mais aussi par le climat (épisodes de gel). De plus l'origine de l'abrouissement n'a pas toujours été évident pour déterminer s'il s'agissait d'un abrouissement de cervidés ou bien de lagomorphes (lièvres et rongeurs).

Bibliographie

- Ammer, C., 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*. 88, 43–53.
- Apollonio, M., Ciuti, S., Pedrotti, L., Banti, P., 2010. Ungulates and their management in Italy. In: Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R., (eds) *European ungulates and their management in the 21th century*. Cambridge University Press, Cambridge, p 475–505.
- Archaux, F., 2009. Could we obtain better estimates of plot species richness from multiple-observer plant censuses ? *Journal of Vegetation Sciences*. 20, 603–611.
- Atwood, C.J., Fox, T.R., Loftis, D.L., 2008. Effects of alternative silviculture on stump sprouting in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*. 257, 1305–1313.
- Aussenac, G., Granier, A., Bréda, N., 1994. Effets des modifications de la structure du couvert forestier sur le bilan hydrique, l'état hydrique des arbres et la croissance. *Revue Forestière Française*. 47, 54–62.
- Balandier, P., Dumas, Y., Gobin, R., 2015. Fougère aigle et jeunes arbres : une cohabitation quasi impossible. *Forêt Entreprise*. N°221.
- Bachand, M., Pellerin, S., Tremblay, J.P, Côté, S.D., Poulin, M., 2015. Compositional and functional trajectories of herbaceous communities after deer density control in clear-cut Boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 45, 758–763.
- Ballon, P., Hamard, J.-P., Klein, F., 2005. Importance des dégâts de cervidés en forêt - Principaux acquis et recommandations suite à la mise en place d'un observatoire national. *Revue Forestière Française*. 57, 399–412.
- Ballon, P., Hamard, J.P., 2007. Le massif du cosson sous la dent des cervidés. Notre forêt : revue de la forêt privée en régions Centre et Ile-de-France. 41, 7-7.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., 2012. lme4: Linear Mixed-effects Models using S4 Classes. <<http://CRAN.R-project.org/package=lme4>>.
- Bergquist, J., Örlander, G., Nilsson, U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management*. 115, 171–182.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York.
- Casabon, C., Pothier, D., 2008. Impact of deer browsing on plant communities in cutover sites on Anticosti island. *Écosciences*. 15, 389–397.
- Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.P., Dussault, C., Waller, D.M., 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 35, 113–147.
- Cutini, A., 2011. Roe deer browsing effects and use of chesnut and turkey oak coppiced areas. *Annals of Forest Science*. 68, 667–674.

- Del Tredici, P., 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *Botanical Review*. 67, 121–140
- Ducrey, M., Turrel, M., 1992. Influence of cutting methods and dates on stump sprouting in Holm oak (*Quercus ilex L*) coppice. *Annals of Forest Sciences*. 49, 449–464.
- Dumas, Y., 2002. Que savons nous de la fougère ? *Revue Forestière Française*. 54, 357–374.
- Flament, C., Hamard, J.P., 2011. Observatoire du Donon : Diagnostic de l'impact des cervidés sur l'avenir des peuplements forestiers. Base de travail pour la gestion. — Rapport final, ONCFS & Cemagref : 98 p.
- Gaëlle, D., Chevrier, T., Michallet, J., 2016. Forêts et ongulés sauvages, Favoriser une gestion adaptative. *Les cahiers techniques Rhône-Alpes*.
- Gallet, P., Pellissier, F., 2002. Interactions allélopathiques en milieu forestier. *Revue Forestière Française*. 54, 567-576.
- Giudici, F., Zingg, A., 2005. Sprouting ability and mortality of chestnut (*Castanea sativa Mill.*) after coppicing. A case study. *Annals of Forest Sciences*. 62, 513–523.
- Gill, R.M.A., 1992a. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1 Deer. *Forestry*. 65, 145–169.
- Gill, R.M.A., Beardall, V., 2001. The impact of deer on woodlands: the effect of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*. 4, 209–218.
- Hamard, J.P., Ballon, P., 1998. Abroutissement du chêne rouge (*Quercus Rubra L.*) par le chevreuil (*Capreolus Capreolus L.*) et végétation d'accompagnement. *Gibier Faune Sauvage*. 15, 231–245.
- Hegland, S. J., Lilleeng, M.S., Moe, S.R., 2013. Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management*. 310, 267–274.
- Hédl, R., Kopecky, M., Komárek, J., 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*. 16, 267–276.
- Hester, A.J., Edenius, L., Buttenschon, R.M., Kuiters, A.T., 2000. Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry*. 73, 381–391.
- Hofmann, R.R., 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*. 78, 443–457.
- Horsley, S.B., Stout, S.L., deCalesta, D.S., 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications*. 13, 98–118.
- IGN, 2014. Résultats d'inventaire forestier. Résultats standards. La France administrative. Les résultats des campagnes d'inventaire 2009 à 2013, Institut National de l'Information Géographique et Forestière : 176 p.

- Johnson, P.S., 1975. Growth and structural development of red oak sprout clumps. *Forest Science*. 21, 413–418.
- Korboulewsky, N., Pérot, T., Balandier, P., Ballon, P., Barrier, R., Boscardin, Y., Dauffy-Richard, E., Dumas, Y., Ginisty, C., Gosselin, M., Hamard, J-P., Laurent, L., Mârell, A., NDiaye, A., Perret, S., Rocquencourt, A., Seigner, V., Vallet, P., 2015. OPTMix- Dispositif expérimental de suivi à long terme du fonctionnement des forêts mélangées. *Rendez-Vous Technique de l'ONF*. 47, 60-70.
- Keyser, T.L., Loftis, D.L., 2015. Stump sprouting of 19 upland hardwood species 1 year following initiation of a shelterwood with reserves silvicultural system in the southern Appalachian Mountains, USA. *New Forests*. 46, 449–464.
- Kirby, K.J., 2004. A model of a natural wooded landscape in Britain as influenced by large herbivore activity. *Forestry*. 77, 405–420.
- Lauriston, D.A., 2014. Forêt et cervidés: l'un ne va pas sans l'autre. Centre Regional de la Propriété Forestière.
- Mârell, A., Ballon, P., Hamard, J.P., Boulanger, V., 2012. Les dispositifs de type enclos-exclos: des outils au service de la gestion et de la recherche. *Revue Forestière Française*. 64 , 139–15.
- Maurize, J., 2015. Impact à court terme des ongulés sauvages sur les rejets de chêne dans des parcelles de chênes et de pins en forêt domaniale d'Orléans. Rapport Master 1. 29 p.
- Matula, R., Svátek, M., Kůrová, J., Úradníček, L., Kadavý, J., Kneifl, M., 2012. The sprouting ability of the main tree species in Central European coppices: implications for coppice restoration. *European Journal of Forest Research*. 131, 1501–1511.
- Moore, W.H., Johnson, F.M., 1967. Nature of deer browsing on hardwood seedlings and sprouts. *Journal of Wildlife Management*. 31, 351–353.
- Moyo, H., 2015. Effects of water and nutrient additions on the timing and duration of phenological stages of resprouting *Terminalia sericea*. *Ecological Research*. 30, 899–907.
- Newman, M., Mitchell, F.J.G., Kelly, D.L., 2013. Exclusion of large herbivores : Long-term changes within the plant community. *Forest Ecology and Management*. 321, 136–144.
- O'Hara, K., Stancioiu, P.T., Spencer, M.A., 2007. Understory stump sprout development under variable canopy density and leaf area in coast redwood. *Forest Ecology and Management*. 244, 76–85.
- Pellerin, M., Saïd, S., Richard, E., Hamann, J.-L., Dubois-Coli, C., Hum, P., 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*. 260, 429–437.
- Perot, T., Seigner, V., Mârell, A., Balandier, P., 2015. Relation entre éclaircissement relatif et densité locale en peuplements purs et mélangés chêne sessile et pin sylvestre. *Irstea, Nogent-sur-Vernisson*. 1–11.

- Poorter, L., Kitajima, K., Mercado, P., Chubiña, J., Melgar, I., Prins, H.H., 2010. Resprouting as a persistence strategy of tropical forest trees: relations with carbohydrate storage and shade tolerance. *Ecology*. 91, 2613–2627.
- Putman, R.J., 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*. 88, 205–214.
- Pyttel, P.L., Fischer, U., Suchomel, C., Gärtner, S.M., Bauhus, J., 2013. The effect of harvesting on stump mortality and re-sprouting in aged oak coppice forests. *Forest Ecology and Management*. 289, 18–27.
- Quillard, A.B., 1988. Application des inventaires de gagnages et des analyses de panses à la gestion d'une population de cerfs: cas du Massif de Lorris (Loiret). *Revue Forestière Française*. 40, 245–254.
- R Development Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rackham, O., 2003. Ancient Woodland: Its History, Vegetation and Uses in England. Castlepoint Press, Colvend.
- Reimoser, F., Armstrong, H., Suchant, R., 1999. Measuring forest damage of ungulates : what should be considered. *Forest Ecology and Management*. 120, 47–58.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L., 2007. Restoring Yellowstone's aspen with wolves. *Biological Conservation*. 138, 514–519.
- Rooney, T., 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology*. 202, 103–111.
- Sands, B.A., Abrams, M.D., 2009. Effects of stump diameter on sprout number and size for three oak species in a Pennsylvania clearcut. *Western Journal of Applied Forestry*. 26, 122–125.
- Šplíchalová, M., Adamec, Z., Kadavý, J., Kneifl, M., 2012. Probability model of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) stump sprouting in the Czech Republic. *European Journal of Forest Research*. 131, 1611–1618.
- Spitzer, L., Konvicka, M., Benes, J., Tropek, R., Tuf, I.H., Tufova, J., 2008. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation*. 141, 827–837.
- Swihart, R.K., Weeks, H.P., Easter-Pilcher, A.L., DeNicola, A.J., 1998. Nutritional condition and fertility of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) from areas with contrasting histories of hunting. *Canadian Journal of Zoology*. 76, 1932–1941.
- Tilghman, N.G., 1989. Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*. 53, 524–532.
- Tremblay, J.P., Huot, J., Potvin, F., 2006. Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities. *Oecologia*. 150, 78–88.

Weigel, D.R., Peng, C.Y.J., 2002. Predicting stump sprouting and competitive success of five oak species in southern Indiana. *Canadian Journal of Forest Research*. 32, 703–712.

Williams, S.C., Ward, J., Ramakrishnan, U., 2007. Endozoochory by white tailed deer across a suburban/woodland interface. *Forest Ecology and Management*. 255, 940–947.

www.oncf.gouv.fr

Annexe 1 : Sélection de modèles visant à expliquer l'accroissement en longueur des rejets et le taux de survie des souches

- **Accroissement en longueur des rejets**

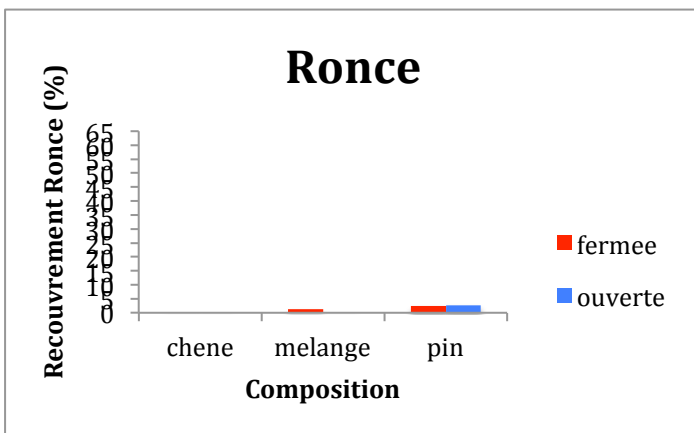
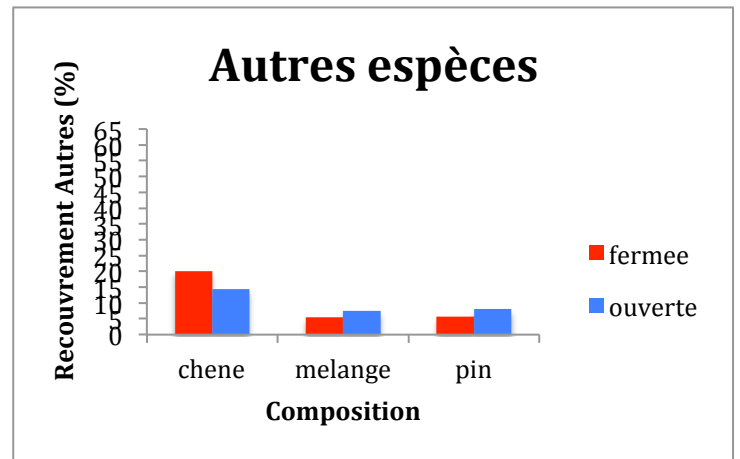
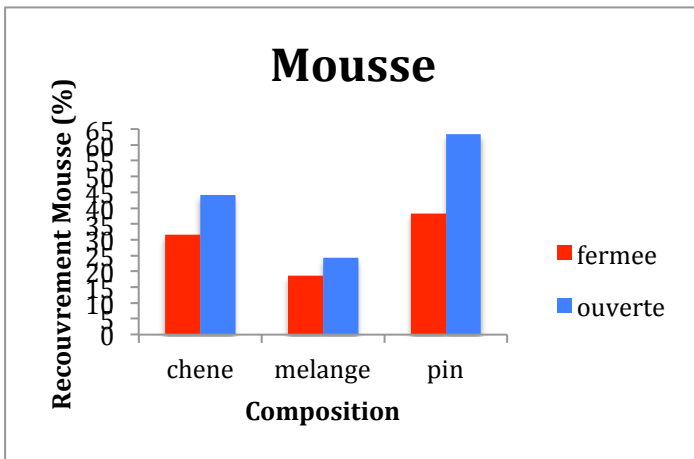
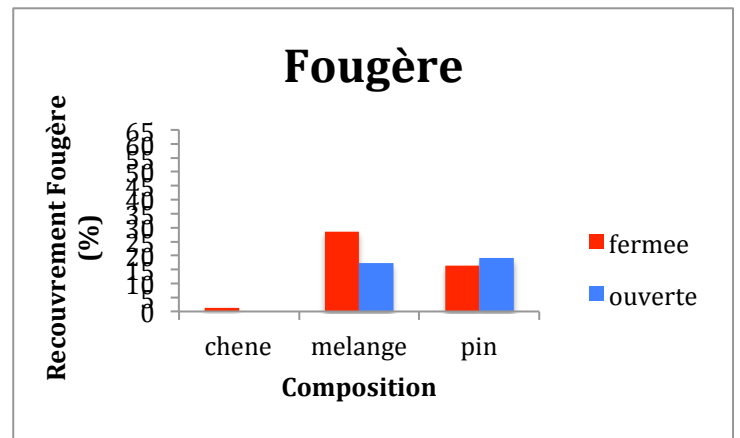
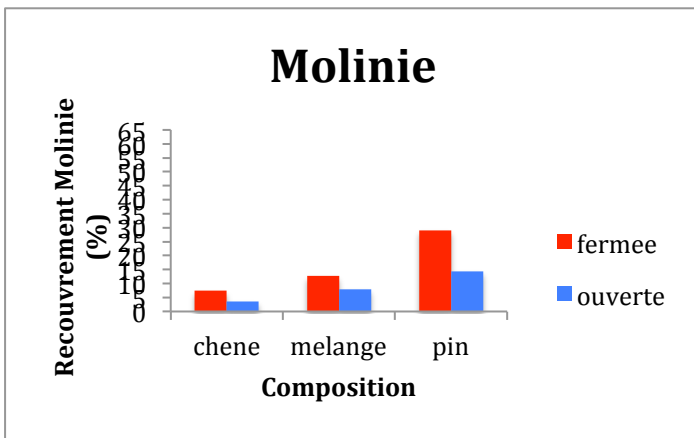
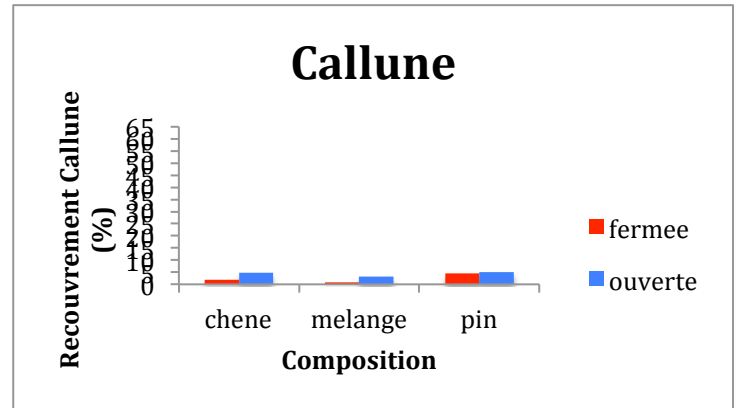
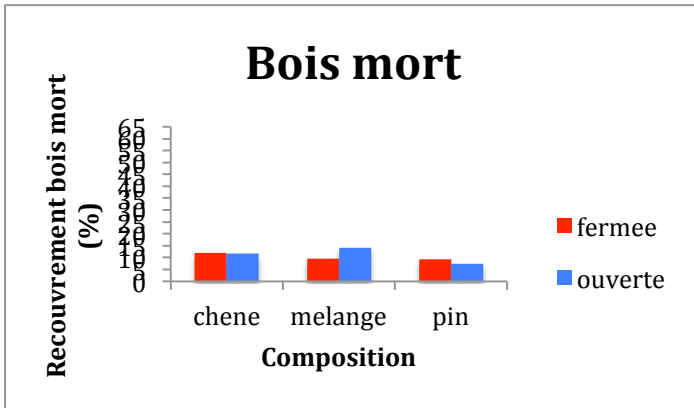
acc_long~herbivorie*as.factor(annee_ref)+ E3
acc_long~herbivorie*composition*cir_arbre+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*composition*r_bois_mort+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*composition*r_mousse+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*composition*r_autre+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*composition*r_fougere+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*r_molinie+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*r_ronce+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*composition*GLocaltotcorrha_r12+E1+E2+E3
acc_long~herbivorie*ratio_chene_r.1697+E1+E2+E3

- **Mortalité des souches**

mortalite_2016~herbivorie*as.factor (annee_ref) +E2
mortalite_2016~herbivorie*composition*cir_arbre_scale+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*composition*r_bois_mort+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*composition*r_mousse+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*composition *r_autre+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*composition*r_fougere+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*molinie+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*ronce+E1+E2
mortalite_2016~herbivorie*composition*GLocaltotcorrha_r6+E1+E2

avec E1 : effet aléatoire1 : (1|id_dispo) ;E2 :effet aléatoire2 :(1|placette) et E3 :effet aléatoire3 : (1|id_souche)

Annexe 2 : Recouvrement de la végétation



Annexe 3 : Tableau plan d'échantillonnage

Plan d'échantillonnage prévisionnel : Nombre de souches de Chêne par placette (Total : 374 souches)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	30	O12_1	30	O83_2	16	O83_3	16	O57_3	30	O57_4	30	O57_2	30
O214_2	30	O214_3	30	O200_2	21	O200_3	21	O216_1	30	O216_3	30	O216_2	30
Total	60	Total	60	Total	37	Total	37	Total	60	Total	60	Total	60
Total		120		Total		74		Total		180		374	

2015 : Nombre de souches de Chêne vivantes (Total : 191 souches)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	21	O12_1	22	O83_2	7	O83_3	14	O57_3	13	O57_4	9	O57_2	9
O214_2	16	O214_3	25	O200_2	3	O200_3	15	O216_1	15	O216_3	13	O216_2	9
Total	37	Total	47	Total	10	Total	29	Total	28	Total	22	Total	18
Total		84		Total		39		Total		68		191	

2016 : Nombre de souches de Chêne vivantes (Total : 177 souches)

Les augmentations du nombre de souches vivantes en 2016 (O83_2, O83_3, O57_4 et O216_2) sont expliquées par le changement de statut de souches considérées à tort comme mortes en 2015 (cf. fichier : Correction_et_maj_fichier_25-03-2016.docx)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	18	O12_1	21	O83_2	10	O83_3	15	O57_3	13	O57_4	11	O57_2	9
O214_2	9	O214_3	23	O200_2	2	O200_3	12	O216_1	12	O216_3	10	O216_2	12
Total	27	Total	44	Total	12	Total	27	Total	25	Total	21	Total	21
Total		71		Total		39		Total		67		177	

Nbre de souches de Chêne pour lesquelles a pu être mesuré un accroissement en hauteur et en longueur entre 2015 et 2016 (total : 163 souches)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	18	O12_1	21	O83_2	7	O83_3	14	O57_3	12	O57_4	8	O57_2	9
O214_2	9	O214_3	23	O200_2	2	O200_3	12	O216_1	11	O216_3	9	O216_2	8
Total	27	Total	44	Total	9	Total	26	Total	23	Total	17	Total	17
Total		71		Total		35		Total		57		163	

Plan d'échantillonnage prévisionnel : Nombre de rejets de Chêne analysés par placette (Total : 1 870 rejets)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	150	O12_1	150	O83_2	80	O83_3	80	O57_3	150	O57_4	150	O57_2	150
O214_2	150	O214_3	150	O200_2	105	O200_3	105	O216_1	150	O216_3	150	O216_2	150
Total	300	Total	300	Total	185	Total	185	Total	300	Total	300	Total	300
Total		600		Total		370		Total		900		1 870	

2015 : Nombre de rejets de Chêne vivants analysés par placette (total : 747 rejets)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	83	O12_1	97	O83_2	27	O83_3	51	O57_3	41	O57_4	33	O57_2	40
O214_2	59	O214_3	118	O200_2	3	O200_3	59	O216_1	49	O216_3	46	O216_2	41
Total	142	Total	215	Total	30	Total	110	Total	90	Total	79	Total	81
Total		357		Total		140		Total		250		747	

2016 : Nombre de rejets de Chêne vivants analysés par placette (total : 690 rejets)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	62	O12_1	96	O83_2	29	O83_3	60	O57_3	39	O57_4	36	O57_2	40
O214_2	30	O214_3	105	O200_2	8	O200_3	49	O216_1	50	O216_3	43	O216_2	43
Total	92	Total	201	Total	37	Total	109	Total	89	Total	79	Total	83
Total		293		Total		146		Total		251		690	

Nombre de rejets Chêne pour lesquels a pu être mesuré un accroissement en longueur entre 2015 et 2016 (total : 634 rejets)

Chêne				Pin sylvestre				Mélange					
Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Ouvert		Fermé		Sélectif	
O12_2	62	O12_1	96	O83_2	20	O83_3	48	O57_3	34	O57_4	32	O57_2	39
O214_2	30	O214_3	105	O200_2	3	O200_3	49	O216_1	46	O216_3	38	O216_2	32
Total	92	Total	201	Total	23	Total	97	Total	80	Total	70	Total	71
Total		293		Total		120		Total		221		634	

Résumé

La progression de la surface forestière française ainsi que l'efficacité des plans de chasse instaurés dans les années 1980 ont suscité une nette progression des populations de cervidés. Afin d'assurer une bonne gestion et tendre vers « un équilibre forêt-gibier » il est nécessaire de s'intéresser aux dégâts occasionnés. Après deux campagnes d'éclaircies (2013-2014) réalisées au sein du dispositif OPTMix, il était opportun de comprendre les conséquences de l'abroustement des cervidés sur le renouvellement d'un système de taillis sous couvert forestier. Une première campagne de mesures (rejets/souches) a été effectuée en 2015, complétée par une seconde campagne en 2016 ce qui a permis de réaliser une étude à 2 échelles. La première a consisté à analyser le taux de survie de 314 souches de chêne sessile : le peuplement mélangé possédant le taux le plus faible ; la seconde, à analyser 634 rejets de chêne sur lesquels nous avons pu mesurer un accroissement en longueur 4 fois plus important sous le pin que sous le chêne. De plus la comparaison de l'herbivorie au sein des 3 types de peuplements a mis en évidence un meilleur taux de survie des souches et d'accroissement des rejets en « herbivorie fermée » par rapport à « l'herbivorie ouverte ». Cette étude confirme l'impact négatif de la pression d'herbivorie exercée par les cervidés sur les capacités de régénération du chêne sessile.

-Mots clés : Cervidés ; enclos/exclos ; taillis ; régénération du chêne sessile ; taux de survie ; accroissement des rejets

Abstract

Deer populations have significantly increased since the establishment of hunting plans in the 1980s and because of the increase in forest area in France.

In order to ensure sustainable management and to reach a balance between deer population densities and their environment, it is important to have a better understanding of the damages they cause. I took advantage of two thinning campaigns carried out within the OPTMix experiment (in 2013 and 2014) to try to understand the impact of deer browsing on the resprouting capacity of sessile oak stumps under continuous forest cover. Fenced and unfenced plots were used to quantify the effect of deer on the sprouts of sessile oak. Measures of survival and growth were carried out in 2015 and 2016. The survival was studied at the stump scale (314 stumps): the mixture composition had the lowest survival rate. The growth was analysed on 634 sessile oak sprouts, for which an increase in length was observed that was four times higher under pine trees than under oak trees. Furthermore the comparison of deer browsing in the three types of stands showed a better survival rate of the stumps and increased sprout growth in fenced plots compared to unfenced plots.

This study confirms the negative impact by deer on the sessile oak resprouting capacity.

-Keys words: Cervids; fenced/unfenced plots; coppice; regeneration of sessile oak; survival rate; sprouts increased