

L'influence du grand gibier sur le monde forestier.

Résumé :

Par ses habitudes alimentaires, le grand gibier est un acteur clé de l'écosystème forestier. La pratique de l'abroustissement, du frottis ou de l'écorçage se traduit par des changements majeurs du milieu en cas d'intensité trop importante. Ceux-ci peuvent toucher l'ensemble de la chaîne trophique ou de la communauté végétale. Il arrive souvent qu'ils impactent également la réalisation d'objectifs sociaux-économiques sur les peuplements, se transformant alors en « dégâts ». Les dommages du grand gibier aux objectifs sylvicoles constituent une inconnue majeure car il n'existe pas d'outils d'évaluation globale de leur étendue et peu de processus permettant d'apaiser les tensions sociales qu'ils peuvent créer. Des protocoles dégâts et une procédure d'indemnisation non-contentieuse existent mais ne permettent pas de répondre au problème de manière globale. La mise en place de protections s'avère alors souvent nécessaire pour atteindre les objectifs fixés.

L'une étant le milieu de vie des autres, de nombreuses interactions ont lieu entre la forêt et les populations animales. Ces relations, prenant place dans un environnement de production avec ses objectifs forestiers affirmés dans des plans de gestion, peuvent être définies comme positives ou négatives. Contrairement aux parcelles agricoles où toutes ont *a priori* un objectif de production, les parcelles forestières peuvent ne pas être concernées par des objectifs économiques. Ainsi, toutes les pressions que peuvent exercer les espèces de grand gibier ne sont pas des « dégâts » à proprement parler car elles n'impliquent pas forcément une perte économique ou un manque à gagner. Au-delà des aspects économiques, le grand gibier, comme partie intégrante de la nature, influe grandement sur les services que l'écosystème forestier peut rendre à la société.

Dans le contexte de l'étude actuelle, cette contribution est importante à comprendre et à intégrer. En effet, un équilibre sylvo-cynégétique est défini par la qualité de ces interactions entre forêt et gibier, en regard des objectifs que les acteurs ont posé sur le territoire. Il est donc primordial de comprendre comment et dans quelle mesure le grand gibier peut influencer l'écosystème forestier afin de prendre en considération les bénéfiques et les impacts qu'il peut avoir sur les objectifs du territoire. L'influence sur la biodiversité et les dégâts sont les sujets principaux de cette fiche. Ces derniers, non-comptabilisables à la manière de leur pendant agricole, inquiètent de plus en plus les gestionnaires forestiers et contribuent fortement aux tensions pouvant exister localement ou plus largement. Une première partie sera donc consacrée aux modalités principales d'interaction entre le grand gibier et l'écosystème forestier. Puis, seront détaillés les types d'impacts existants et leurs conséquences sur l'écosystème forestiers, les peuplements et la régénération. Après cet inventaire des pressions, les réactions possibles seront décrites à travers les mesures de protections possibles, le processus d'indemnisation et l'analyse de l'étendue des dégâts.

Il est important, pour la suite de ce document, d'expliquer que les changements de l'écosystème forestier évoqués par la suite (négatifs ou positifs) dépendent d'une multitude de facteurs et pas seulement des actions du grand gibier. Des études révèlent par exemple une survie ou une densité de régénération plus faible à l'intérieur d'enclos, montrant ainsi que la mortalité des jeunes arbres peut être autant voire plus affectée par la compétition avec d'autres espèces végétales que par l'herbivorie, dans certaines conditions (Gill, 2001). On peut également voir que les conditions

climatiques affectent directement le lien entre la forêt et le gibier. Ainsi, un abrutissement hivernal plus important est remarqué en présence d'une épaisse couche de neige (Daburon, 1963). Un déséquilibre sylvo-cynégétique ajoute en fait une pression supplémentaire sur la ressource. De plus, dans le cas des dégâts, il est bien question ici d'un « déséquilibre » et non pas d'une situation « normale ». Les populations d'ongulés font partie de l'écosystème et une forêt sans gibier serait autant menacée qu'une forêt en surdensité.

Mode opératoire :

Le grand gibier peut impacter l'écosystème forestier par : l'abrutissement, le frottis ou l'écorçage. Ces pratiques sont spatialement hétérogènes et ne sont pas réalisées de manière aléatoire (Morellet et al, 1999). Elles répondent généralement à une multitude de variables tant sylvicoles (âge du peuplement, densité de tiges,...) qu'environnementales (lisière agricole, pénétrabilité, dérangement,...) (Ballon et al, 2005).

Un premier facteur est l'abrutissement, qui désigne toute forme de prélèvement alimentaire effectué sur les essences forestières par les populations animales, mise à part l'écorçage. Il inclut donc la consommation de feuilles, racines, tiges, pousses, épines, bourgeons ou fleurs (Gill, 1992). Il est pratiqué par l'ensemble des cervidés et plus généralement par les ongulés (plus ou moins intensivement en fonction du mode d'alimentation). Plusieurs études ont relevé que l'abrutissement des résineux était pratiqué en hiver et peu en été, à l'inverse des feuillus (Gill, 1992), confirmant ainsi le fait qu'une appétence différenciée existe (qui sera développée par la suite) et que les résineux pourraient constituer une alimentation de pénurie, lorsque les feuillus sont dépourvus de feuilles (Maizeret 1984 dans Ballon et al, 1999). Cependant, des exceptions existent et de plus, l'acuité de l'abrutissement d'hiver peut être tout à fait égale voire supérieure à celle de l'abrutissement d'été (Daburon, 1963). La différence des marques d'abrutissement entre cervidés et d'autres animaux le pratiquant comme le lapin où le lièvre, est aisée à déceler. Les pousses étant mâchonnées entre les molaires et non coupées contre les incisives, la blessure occasionnée est irrégulière et horizontale (alors qu'elle serait plutôt nette et oblique pour le lapin et le lièvre). La hauteur d'arbre la plus vulnérable à l'abrutissement est en moyenne de 40-55cm pour l'abrutissement de la pousse centrale et de 30-60cm pour l'abrutissement en général (Welch et al, 1988 et 1991 dans Gill, 1992).



En ce qui concerne l'écorçage, les espèces connues en France pour le pratiquer sont le cerf, le daim et le cerf sika, ou encore, parmi les troupeaux domestiques, le mouton, la chèvre et le cheval (Gille, 1992 et Saint-Andrieux, 2009). Sa pratique de la part du chevreuil est contestable, certains

travaux l'estimant très rare et relative à des conditions particulières (Daburon, 1963) et d'autres évoquant uniquement dans des conditions non-naturelles (Ueckermann, 1960 cité dans Decors, 2005). Les arbres menacés ont généralement entre 20 et 50 ans et sont d'essence à écorce fine. Celle-ci est découpée jusqu'à l'aubier, saisie entre les incisives inférieures et le bourrelet supérieur avant d'être tirée par lanière. Il faut ici aussi distinguer un écorçage d'hiver et d'été (en fonction des essences). L'écorçage d'hiver, laissant apparaître clairement les traces des incisives raclant le tronc, peut permettre également la pénétration des agents de pourriture amenant à la mort de l'arbre (Daburon, 1963). Si l'écorçage ne porte généralement que sur une partie du tronc, laissant de manière générale un bourrelet de cicatrisation que le plant garde jusqu'à sa mort, il est dans certains cas pratiqué sur la circonvolution complète (Gill, 1992). Les déterminants de l'écorçage ne sont toujours pas bien définis. Sa pratique serait fortement soumise à la composition chimique des écorces et donc aux conditions climatiques et à la saison (Saint-Andrieux et al, 2009). Cependant, l'écorce ne constituant qu'une part très faible de l'alimentation du cerf, il peut être conclu qu'elle ne possède pas seulement un rôle nutritif. Elle permettrait, par exemple, de faciliter la transition intestinale ou d'améliorer la protection de l'animal contre les parasites (Saint-Andrieux et al, 2009).



Source ONCFS

Enfin, le dernier type d'influence qu'exerce le grand gibier sur les espèces végétales est le frottis, pratiqué par le chevreuil et le cerf notamment. Il a deux origines : une volonté de faire tomber le velours entourant les bois après leur repousse ou encore un marquage territorial (Decors, 2005). Les cervidés choisissent les arbres sur lesquels ils le pratiquent (Gill, 1992). Les chevreuils préféreront des tiges flexibles non ramifiées et s'attaqueront à toutes les essences tandis que les cerfs privilégieront des arbres plus gros et certaines essences (Gill, 1992). Les dégâts relatifs au frottis et à l'écorçage diffèrent par le fait que le premier laisse subsister des morceaux d'écorce pendante autour de la blessure, ce qui n'est jamais le cas pour l'écorçage (Daburon, 1963). Les marques peuvent porter sur toute la circonférence de l'arbre ce qui entraîne la mort de l'individu. Parfois, il arrive que le frottis soit d'une telle violence qu'il amène à la rupture complète de la tige.



Source : Photonaturefontainebleau. Jean-Paul L

La pratique de l'abroustissement, de l'écorçage et du frottis dépend de beaucoup de paramètres comme l'espèce, l'essence ou encore l'âge de l'arbre qui le rendent plus ou moins sensible (Annexe 1). Les conséquences de ces pratiques sont nombreuses tant sur l'écosystème forestiers dans son ensemble que sur les objectifs économiques des sylviculteurs.

Influence sur l'écosystème forestier :

Dépendant généralement de la densité des populations, les effets du grand gibier sur l'écosystème forestier sont positifs ou négatifs pour de nombreux végétaux et pour la biodiversité de l'écosystème forestier. De plus, l'influence sur l'écosystème varie en fonction des strates. Il a été montré sur certains sites d'étude une augmentation de la richesse et de la diversité spécifique¹ de la strate arbustive dans des parcelles mis en défens tandis que celles-ci baissaient pour la strate herbacée (Archaux et al, 2009). De nombreuses études se sont penchées sur la façon dont les animaux modifient la structure et la composition d'une surface forestière et sur les conséquences d'un tel phénomène (Boulanger, 2010).

Les habitudes du grand gibier, notamment alimentaires, sont susceptibles d'avoir un impact bénéfique sur l'écosystème forestier et certaines espèces végétales. Ainsi, il a été relevé que l'abroustissement réduisait la compétition et favorisait certains végétaux ayant des difficultés à se développer en conditions habituelles. Le développement de plantes grimpantes par exemple, contribue à réduire l'abroustissement sur les arbres restants et donc à favoriser leur croissance (Hamard et al, 1998). Le réseau RENECOFOR, à travers son réseau d'enclos, relève « une diversité et une richesse des strates arbustives plus élevée en l'absence d'herbivores » (Archaux et al, 2009). De la même façon, le grand gibier contribue à la propagation et au développement de plantes rares, qui deviennent avantagées par les nouvelles conditions imposées par les cervidés (Boulanger et al, 2011). Enfin, il apparait que la dynamique des espèces est favorisée par la présence des animaux. Il a été relevé en effet que les phénomènes d'apparition, de disparition et de stabilité des espèces est plus important dans un exclos que dans un enclos (Archaux et al, 2009).

Une autre manière pour les grands ongulés de participer à la propagation de végétaux et donc à la biodiversité d'un écosystème, est le transport des semences par endozoochorie (transport interne) ou épizoochorie (transport externe). Les animaux dispersent ainsi les graines en les transportant dans leur fourrure ou leurs sabots ou encore en ingérant les fruits puis en déféquant les graines (Gill, 2001). Il arrive que certains végétaux aient besoin de l'acidité du tube digestif des animaux pour pouvoir entamer leur germination. Pour finir, le piétinement du sol par les animaux peut entraîner l'activation des banques de graines contenues dans le sol (Archaux et al, 2009).

Si l'abroustissement est principalement dû aux cervidés, le sanglier par ses habitudes alimentaires, peut également contribuer à la biodiversité et au bon état écologique de l'écosystème. En effet, le fouissage qu'il effectue pour trouver une partie de sa nourriture permet l'ensemencement des graines. De plus, il est consommateur d'insectes (chermès, phydonies, bostryches,...) pouvant être nuisibles aux essences forestières (Harddy, 1955). Les animaux enrichissent également les sols forestiers avec leurs fèces. Cependant, ces impacts positifs des cervidés et sangliers sont moins mis en évidence que les éventuels dommages qu'ils pourraient occasionner. La recherche de problèmes et de leurs causes dans un écosystème étant peut être plus

¹ Indice évaluant le nombre d'espèces présentes dans un milieu.

aisée que déceler une dynamique positive et ses déterminants car ils apparaissent lors d'une évolution des conditions du milieu.

Cependant, ces pressions sur l'écosystème sont également complexes à définir et à étudier. Pour commencer, il a été relevé une modification structurale liée à l'herbivorie. Trois composants principaux à celle-ci (Gill et al, 2001) :

- abrouissement sur les jeunes plants limitant la densité de ceux-ci,
- abrouissement sur les pousses apicales retardant et plafonnant la croissance en hauteur,
- abrouissement sur les pousses latérales réduisant la densité foliaire.

Par les actions évoquées précédemment, les cervidés modifient les conditions stationnelles notamment au niveau de la lumière (Archaux et al, 2009). La modification de la compétition interspécifique favorise le développement d'espèces végétales au détriment d'autres (Archaux et al, 2009) et peut réduire la richesse spécifique de certaines strates. En absence d'herbivorie, il n'est pas rare par exemple de remarquer une présence moins importante de plantes nitrophiles et héliophiles, due à la fermeture du milieu (Archaux et al, 2009). Ainsi, la baisse de la compétition interspécifique entraînée par l'abrouissement, favorise d'un côté le développement de nouvelles espèces et influe donc sur la dynamique des espèces, tout en menaçant d'autres espèces rares ou à but productif. Le grand gibier peut ainsi grandement modifier les conditions stationnelles. Un changement dans la pression qu'il exerce à la possibilité de faire durablement évoluer la composition d'un peuplement, et donc l'habitat de nombreuses espèces de la faune (Gill et al, 2007) comme les insectes ou les oiseaux, et donc indirectement, des prédateurs également. Au-delà des objectifs sylvicoles, la gestion des espèces de grand gibier est donc importante par le fait que celles-ci sont des facteurs de changement de l'écosystème forestier qui influencent l'ensemble du réseau trophique, si la densité d'animaux est importante (Martin, 2013).

De plus, lorsque ces influences sur l'écosystème atteignent des peuplements faisant l'objet d'un objectif sylvicole qui se trouvent alors contrarié, on parle de dégâts. Ces derniers portent sur les peuplements ou encore sur la régénération.

Les dégâts forestiers :

Au-delà des dégâts infligés aux arbres en eux-mêmes, les sylviculteurs s'inquiètent de l'impact des cervidés sur une phase primordiale de la gestion sylvicole : la régénération, c'est à dire le renouvellement du peuplement par voie naturelle ou artificielle. L'influence du grand gibier sur celle-ci est très difficile à remarquer, notamment pour un œil non forestier, car elle se caractérise non pas par des marques visibles mais par l'absence de certaines essences. Ainsi, le plus souvent, des méthodes pédagogiques comme la mise en place d'enclos peuvent être utiles.

Un paramètre important de la consommation des cervidés est l'appétence différenciée des espèces végétales. Très hétérogène, elle dépend beaucoup du milieu dans son entier, la préférence étant relative à la végétation globale (Gill, 1992). De plus, l'abondance de l'essence ainsi que l'état de satiété influent sur la préférence de l'animal (Crawley, 1983 dans Gill, 1992). La chimie des plantes joue également un rôle majeur dans leur appétence pour les espèces animales (Gill, 1992). Les cervidés seraient capables de détecter la différence relative dans la composition des protéines d'une matière végétale à hauteur de 3% et se dirigeraient vers les plants les plus riches en azote

(Rusterholz et al, 1978). Des expériences ont été pratiquées afin de comparer les appétences relatives de certaines espèces. Il a été relevé une différence minime entre les résineux mais grande entre les feuillus. Par ailleurs, les feuillus sont généralement préférés aux résineux (Ballon et al, 1999). Ainsi, ces derniers, surtout abroustis en hiver, constitueraient une nourriture de pénurie (Maizeret 1984 dans Ballon et al, 1999). Il faut cependant remarquer qu'il existe des résineux plus appétant que certains feuillus (le sapin pectiné sera peut-être préféré au hêtre par exemple).

Il a été vu dans plusieurs études que cette différence d'appétence poussait le chêne, le saule et le charme à décliner sur les sites étudiés (Gill, 2001) alors que le bouleau et le hêtre en bénéficient parfois. En effet, ce dernier montre une certaine résistance à l'abroustissement et un moindre degré de dégât que les autres espèces (à part lorsque l'absence d'autres espèces rend le hêtre sensible selon Kuiters et al, 2002). On voit donc ici avec le hêtre la preuve que la sensibilité des espèces reste relative et que la propension d'une essence à subir un abroustissement dépend énormément du milieu dans lequel elle se trouve. Intégrer cette notion peut être utile au forestier dans le but de réduire la sensibilité des peuplements les plus exposés.

De façon générale, le saule, le tremble et le sapin sont les plus appréciés pour l'abroustissement, tandis que l'épicéa de Sitka ou les pins sont les moins attractifs (Gill, 1992). Des études ont tenté de classer certaines essences en fonction de leur appétence pour les différentes espèces animales (pour l'écorçage et pour l'abroustissement) et donc d'indiquer aux sylviculteurs celles devant faire l'objet d'éventuelles protections en cas de surdensité d'animaux (annexes 2 et 3). Un facteur supplémentaire important pour la sensibilité est à mettre en avant, il s'agit de l'effet « origine » des plants. En effet, il a pu être observé que, pour le chevreuil et pour une même essence, les plants originaires de pépinières étaient plus consommés que les tiges issues de semis naturels (Ballon et al, 1999), même si l'on remarque un effet groupe/modalité. Pour les chênes pédonculés et sessiles, il apparaît cependant que les traitements pratiqués en pépinière ne semblent pas responsables d'une sensibilité accrue à la dent du chevreuil (Ballon et al, 1999). Il a également été observé dans le cadre de l'Observatoire national des dégâts de cervidés, que la sylviculture (origine, nature et protection des plants) jouait un rôle important sur l'intensité des dégâts (Ballon et al, 2005). La mortalité induite par l'abroustissement résulte en une forte perte de densité des jeunes plants même si ce n'est pas toujours le cas, certaines études ne montrant aucun effet de l'abroustissement sur la densité de tiges, notamment dans des habitats ouverts (Gill, 2001). La survie à l'abroustissement est liée à l'âge et seulement les jeunes plants sont sensibles (au-delà d'un certain âge, les tiges survivent souvent à des abroustissements répétés).

Ainsi, l'abroustissement peut empêcher la régénération de certaines espèces interdisant une dominance de celles-ci dans une forêt. Il a ainsi été montré par exemple que le chêne ainsi que le bouleau (plus limité) ne pouvaient régénérer sous une canopée ouverte de pin sylvestre, en raison d'un abroustissement trop important (Kuiters et al, 2001). Seul le hêtre peut résister à l'abroustissement dans cette étude. Pour faire évoluer le peuplement vers une dominance du chêne, les forestiers devront donc utiliser des protections coûteuses. S'ils ne peuvent en assumer le coût, une production forestière de hêtre ou de pin sera faite, avec un prix de vente possiblement moins élevé et donc un manque à gagner. Une autre étude montre que dans les Vosges, le sapin pectiné est remplacé par l'épicéa en raison notamment de sa plus grande appétence pour les cervidés (Heuze et al, 2005). Ainsi, la régénération du sapin pectiné est empêchée par la pression des populations ce qui entraîne un changement de l'essence dominante. La consommation du grand gibier peut également

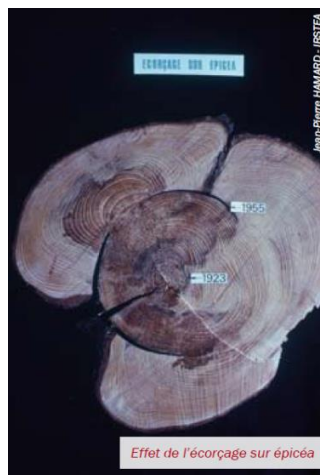
encourager le développement d'une strate herbacée importante (voir plus haut) et ainsi empêcher le bon déroulement de la régénération de certaines essences par la modification des conditions stationnelles (Kuiters et al, 2001).

Un autre impact des habitudes alimentaires des cervidés est le retard de croissance provoqué par la répétition de l'abroustissement. Il dépend de la fréquence et de l'essence (capacité de résilience et appétence pour les cervidés) (Gill, 2001). Le retard peut être important et peut augmenter tant que la pression des cervidés ne diminue pas (Hamard et al, 2009) ou que le plant n'a pas passé la « barre d'abroustissement » (hauteur-seuil à partir de laquelle les plants sont hors d'atteinte des cervidés). Dans certaines études de jeunes plants ont été reportés 50cm inférieurs en taille à des plants non abroustis, et ce durant les 25 années postérieures à l'abroustissement (Shaw, 1974 dans Gill, 2001). Par ailleurs, le retard de croissance, au-delà de la perte de production infligée au sylviculteur, pénalise également la régénération en limitant le nombre d'arbre arrivant rapidement à maturité et donc en capacité de produire des semences (Gill, 1992). Il oblige également les pousses à rester plus longtemps à portée de la dent des cervidés, entretenant ainsi l'abroustissement.

Ces dégâts sur la régénération peuvent ainsi grandement impacter les choix de gestion sylvicole. Certains types de gestion comme le taillis peuvent être amenés à avoir une canopée plus basse et clairsemé, handicapant ainsi les revenus liés à l'exploitation de la parcelle. Il a été montré qu'une régénération avait besoin de fluctuation dans la pression exercée par les cervidés (Kuiters et al, 2001). Ainsi une pression importante n'est pas obligatoirement dérangeante dans la mesure où elle est suivie d'une période de moindre impact, d'autant plus que la période de sensibilité des peuplements objectifs est généralement limitée.

Une fois la régénération acquise, les cervidés ont encore une influence sur les peuplements. Elle touche les jeunes arbres eux-mêmes en portant sur leur intégrité ou leur survie. Par les différentes modes opératoires vus plus haut (abroustissement, frottis, écorçage), le grand gibier est en mesure d'augmenter la mortalité au sein des peuplements. Comme évoqué précédemment, ces influences sont hétérogènes en raison de différence d'appétence entre les essences. Celle-ci s'exprime aussi en ce qui concerne l'écorçage et le frottis (annexe 3).

Les influences du grand gibier comme l'abroustissement ou l'écorçage peuvent également, à défaut de provoquer la mort de l'individu, entraîner une baisse importante de qualité des arbres, occasionnant ainsi des pertes économiques au sylviculteur, notamment sur des peuplements adultes.



La différence d'appétence des espèces entraîne les sylviculteurs soit à choisir des espèces moins sensibles quand les conditions stationnelles le permettent, soit à employer des essences plus appétentes mais nécessitant donc des protections (Ballon et al, 1999). Une dernière alternative serait de « subir » en estimant que le coût de protection est trop élevé. Ainsi, le sylviculteur dispose de moins de choix en ce qui concerne l'essence objectif qu'il souhaite implanter. De plus, il a été noté une différence de sensibilité entre les plants issus de régénération naturelle ou artificielle (Ballon et al, 1999). Celle-ci va également influencer le sylviculteur et hypothétiquement alourdir ses frais de gestion sylvicole ou l'amener à subir un manque à gagner important. Il est recommandé par exemple de recourir préférentiellement aux régénérations naturelles car elles sont moins sensibles et les semis sont plus nombreux. Seulement les plants issus de celles-ci ne possèdent pas forcément les mêmes caractéristiques de développement et de qualité que ceux issus de pépinières et les gestionnaires doivent parfois recourir obligatoirement à une régénération artificielle (dans le cas d'un changement d'essence objectif ou d'une modification de la gestion forestière par exemple). Ainsi, l'influence du grand gibier peut impacter les peuplements objectifs des sylviculteurs, entraînant des pertes économiques par le biais d'une mortalité plus élevée et de bois perdant leur qualité. Les dégâts peuvent être évalués par différents protocoles. Dans la somme des pertes économiques, il peut aussi être comptabilisé les frais de travaux et protection pouvant être nécessaires suite aux dégâts évoqués précédemment.

Les dégâts dont sont responsables cervidés peuvent donc être très importants, tant sur les individus que sur les processus de renouvellement des peuplements. Au-delà des pertes directes de production (augmentation de la mortalité, retard de croissance,...), ils impliquent de nouvelles mesures ou des choix plus restreints pour le sylviculteur (mise en place de protection, changement d'essence objectif,...). Pour se protéger, il peut mettre en place des protections ou demander une indemnisation. Pour cela il se doit de connaître le caractère généralisé de ces dégâts ainsi que sur leur ampleur.

L'estimation des dégâts :

L'estimation de l'étendue des dégâts est difficile à réaliser et ce pour plusieurs raisons. Tout d'abord en raison du manque d'outils. Des protocoles de diagnostic existent mais ne peuvent pas

s'appliquer à l'ensemble des peuplements (voir plus bas). Il peut également être évoqué, en comparaison avec les dégâts agricoles, d'autres raisons comme la moindre visibilité (l'existence de dégâts indirects comme ceux sur la régénération ou sur l'essence dominante sont plus difficiles à percevoir), la temporalité (le monde forestier raisonne sur un laps de temps beaucoup plus important que celui de l'agriculture ou de la chasse) ou encore l'existence de territoires sans objectifs sylvicoles (il faut arriver à faire la distinction entre influence et dégât ce qui n'existe pas sur des parcelles agricoles). Finalement, la procédure non contentieuse d'indemnisation ne permet pas, par manque d'efficacité, une agrégation nationale des dégâts.

Cependant quelques chiffres peuvent être évoqués. Ainsi, en 1998, l'Observatoire national des dégâts de cervidés en forêt a permis d'étudier l'étendue des impacts sur 5 départements² (Ballon et al, 2005) selon un protocole dégât défini pour les futaies régulières. Les résultats (annexe 4) ont mis en évidence une faible importance des peuplements sensibles (<5%) sur ces départements ainsi qu'une forte variabilité entre eux (Ballon et al, 2005). Au niveau de la proportion des peuplements compromis par l'abroustissement (même type de résultat pour l'écorçage), les résultats sont là aussi très variables entre les départements (2% pour les Landes et 34% pour les Vosges par exemple) mais également entre les peuplements (les départements de l'Est de l'Oise subissent un abroustissement particulièrement sévère par rapport aux autres du même département). Il est à noter que la proportion moyenne de peuplements compromis par l'écorçage reste peu importante exceptée pour l'Oise (environ 6% et 22% pour l'Oise, le Tarn n'est pas concerné). Finalement, il ressort de cet observatoire la constatation, sur les 5 départements, d'une grande variabilité des dégâts et d'une relativisation nécessaire dans l'importance du phénomène. En effet, même si sur certains territoires la situation peut s'avérer très préoccupante, les cervidés ont compromis l'avenir de 12,5% des 1 200 000 ha de forêt étudiés³ (Ballon et al, 2005). Cependant, il faut rappeler que ces résultats portent sur les peuplements en futaie régulière, sur 5 départements et ont été produits en 1999/2000 (les populations ayant probablement considérablement augmentées entre-temps).

Des tentatives de monétarisation des dégâts ont également été faites. Sur les forêts domaniales, l'ONF utilise deux approches pour évaluer le coût de l'influence du grand gibier. La première consiste à évaluer le coût de pose de grillage pour protéger les peuplements menacés en futaie régulière. Elle amène à une somme de 7,2 millions d'euros⁴ par an. La seconde se veut plus réelle et considère les dégâts aux peuplements, aux régénérations ainsi que les pertes dues à la substitution des essences. Elle estime le coût du grand gibier dans les forêts domaniales, à 11,4 millions d'euros par an. Pour finir, en ce qui concerne la forêt privée, l'enquête Agreste 2014⁵ (annexe 5) révèle que 16% des propriétaires (représentant 32% de la surface de forêt privée de plus de 1 ha) déclarent avoir subi des dégâts dû au gibier, et sur ceux-ci, 63% déclarent que ces dégâts sont supportables (29% les jugent insupportables). Ces chiffres sont cependant à mettre en relation avec les objectifs de gestion (la notion de dégât n'est pas le même pour un objectif de production ou un simple attachement affectif).

² Les Landes, l'Oise, la Sarthe, le Tarn et les Vosges.

³ 5000ha compromis sur les 40000ha de peuplements sensibles définis parmi les 1 200 000ha étudiés.

⁴ En considérant 15% de la régénération naturelle menacée et 30% de la régénération artificielle, ainsi qu'un coût de pose de 3000€/ha.

⁵ Portant sur les propriétaires privés possédant plus de 1ha.

Ainsi, au vu de la difficulté résidant dans l'évaluation des dégâts, des protocoles ont été élaborés afin de définir clairement la notion de dégâts mais aussi de servir d'outils aux sylviculteurs dans la procédure d'indemnisation (voir plus bas). Développés par Hamard et Ballon, d'abord en 1998 dans le cadre de l'Observatoire national des dégâts de cervidés en forêt, puis en 2009 au sein du « Guide pratique d'évaluation des dégâts en milieu forestiers » (ainsi que sur le massif du Donon, Flament et al, 2011), les protocoles dégât sont à disposition des sylviculteurs afin de les aider à déterminer l'avenir de leur peuplement. En effet, ils ont pour objectif de déterminer s'il y a, sur la parcelle d'étude, « suffisamment de semis, de plants ou de tiges viables pour atteindre l'objectif sylvicole assigné » (Hamard et al, 2009). Toutefois, la parcelle doit respecter certaines conditions afin de pouvoir y être soumise :

- le peuplement doit être homogène et traité en futaie régulière (en ce qui concerne le diagnostic dégât sur les peuplements en futaie irrégulière, un travail est mené à l'heure actuelle par IRSTEA),
- la surface doit être d'un seul tenant et d'au maximum une dizaine d'hectares,
- le peuplement doit respecter les normes sylvicoles en vigueur (niveau de densité objectif notamment).

Cinq protocoles distincts ont ainsi été développés (3 concernant les dégâts d'abroutissement et 2 pour les dégâts d'écorçage), chacun se rattachant à des cas différents (peupleraie, essences particulières, cas général,...). La démarche consiste à effectuer un diagnostic sylvicole selon deux approches. La première compare « la densité de tiges globale du peuplement étudié, incluant les tiges viables et les tiges non viables, au seuil en-deçà duquel l'avenir sylvicole est compromis » (Hamard et al, 2009). On s'intéresse donc ici à la régénération et on cherche à observer si celle-ci permet un avenir sans s'intéresser à l'état des plants ou tiges. Cependant, en cas de régénération naturelle, cette approche peut constater une faible densité de semis sans pour autant l'attribuer à l'influence des cervidés.

La deuxième approche s'intéresse à « l'adéquation entre la densité observée de tiges viables et les paramètres inhérents à la sylviculture pratiquée » (Hamard et al, 2009). Les observations sont réalisées sur des placettes (leur nombre dépend du protocole). Elles permettent de classer ainsi les placettes en 3 catégories : absence de problème, pronostic incertain et avenir compromis. Les critères de classification varient également en fonction du protocole employé. L'agrégation des résultats des placettes permet d'établir un diagnostic au niveau du peuplement. Les observateurs cherchent ensuite à déterminer les causes d'origine des dégâts. En effet, ceux-ci ne sont pas obligatoirement dus au grand gibier. Les résultats relatifs aux placettes peuvent finalement se présenter de manière spatiale afin de situer d'éventuels points plus sensibles (analyse à faire avec précaution en cas de régénération naturelle). Ils peuvent également, si les peuplements sont choisis avec soin, être étendus à l'échelle d'un plus grand territoire comme un département comme il a été fait dans le cadre de l'Observatoire national des dégâts de cervidés en 1998 (Ballon et al, 2005).

A l'instar de la notion de dégât, le diagnostic est à considérer en rapport à une ou plusieurs essences objectifs et un objectif sylvicole. Ainsi, il est bien précisé qu'un peuplement « compromis » ne signifie pas une remise en cause de l'état boisé (Hamard et al, 2009). De plus, la réalisation du diagnostic doit se faire à une période précise en fonction du protocole employé. En effet, la validité temporelle du diagnostic peut être limitée. Un dernier point négatif de ce type de protocole apparaît lors de la cohabitation d'espèces d'ongulés sur un territoire. En effet, les diagnostics ne sont pas

capables d'attribuer un dégât à une espèce en particulier, ce qui peut se révéler problématique si les gestionnaires veulent se baser sur cette démarche pour prendre des actions de régulation.

Les mesures de protection :

Pour se protéger des dégâts potentiels, les sylviculteurs peuvent avoir recours à différentes méthodes. Celles-ci, qu'elles passent par l'installation d'un matériel ou par la modification de pratiques sylvicoles, entraînent potentiellement un coût supplémentaire dans les frais d'exploitation des gestionnaires qui peut rendre un chemin de production non-rentable.

Les mesures les plus évidentes pouvant être mises en place sont physiques. Ainsi, les gestionnaires, dans un contexte de pression des cervidés trop importante, peut envisager de clôturer le peuplement, au moins pour la période de sensibilité. Ces clôtures peuvent être de différents types à l'instar de celles employées pour la protection des cultures agricoles (différences de hauteur, de taille de maille, électrifiée ou non,...). Il faut toutefois noter que la mise en place d'un enclos réduit d'autant la zone d'alimentation des populations et risque ainsi de déplacer et concentrer le problème sur d'autres peuplements (Brochure CNPF, Mars 2014⁶). De plus, la réduction du déplacement sur un territoire peut éventuellement limiter les échanges génétiques dans une population ou les pousser à traverser des zones dangereuses (augmentation des accidents de la route) qu'ils auraient contournées sans fractionnement du territoire (Devilleger et al, 2010). Un autre moyen de protection physique pouvant s'avérer indispensable en cas de pression trop importante est la gaine individuelle de protection. Cette technique consistant à protéger chaque plant par une gaine de plastique empêchant ainsi les dégâts relatifs à l'écorçage ou au frottis. Cependant, elle est très coûteuse en temps (pose et ramassage sur chaque plant) et en argent (La Forêt Privée n°341 l'estimait ainsi à 2,2€ par plant soit 2600€ par hectare⁷). Finalement, une dernière méthode peut être l'emploi de produits chimiques dissuadant les animaux. Il existe plusieurs répulsifs sur le marché ayant plus ou moins d'efficacité. Comme pour les protections agricoles, il faut toutefois prendre garde à l'accoutumance des animaux.

Une approche envisageable par les sylviculteurs réside dans des pratiques sylvicoles adaptées. Il a été détaillé dans cette étude la relation entre les modes de gestion et la ressource alimentaire du milieu. Si une augmentation de la disponibilité alimentaire peut paraître aller à contresens d'une diminution de la population (elle doit être mise en place en concertation avec des initiatives de régulation), elle peut cependant induire une diminution des dégâts en les diluants à population égale. En effet, si la ressource alimentaire est trouvée ailleurs que sur les peuplements objectifs, les cervidés n'auront aucune raison de provoquer des dégâts. Si la modification de gestion sylvicole n'est pas toujours possible (ou implique une perte économique trop importante), des pratiques peuvent cependant être appliquées afin de tendre vers une amélioration de la disponibilité des ressources. Le CNPF et la FNC en ont rassemblées quelques-unes au sein d'un document commun⁸, dont voici quelques exemples :

- Utilisation d'une régénération naturelle plutôt qu'artificielle pour diminuer la sensibilité,

⁶ Forêt et cervidés, l'un ne va pas sans l'autre. CRPF Ile de France Centre et FNC.

⁷ Avec une base de densité de 1200 plants par hectare

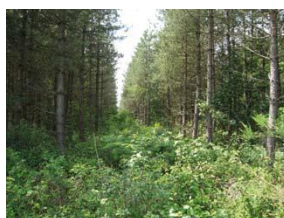
⁸ Brochure CNPF (et CRPF Ile de France et Centre) et FNC, Mars 2014 : Forêt et cervidés, l'un ne va pas sans l'autre.

- En plantation, conservation d'une végétation d'accompagnement et broyage partiel des interlignes lors de l'entretien,
- Dans les peuplements de résineux, diversifier les essences et favoriser le développement de la strate herbacée et arbustive,
- Création et entretien de milieux ouverts (prairies) fournissant de la nourriture aux populations de cerfs notamment,
- Mise en place de « culture à gibier »,
- Entretien des points d'eau et valorisation des structures linéaires de la forêt afin de diversifier l'offre alimentaire.

Ces pratiques, sans influencer fortement la gestion sylvicole peuvent permettre de réduire la pression sur les peuplements mais également de « faire un pas » vers les autres acteurs du territoire, leur indiquant par là une envie d'agir sur la problématique de l'équilibre agro-sylvo-cynégétique.



Protection individuelle des plants. Source : Pépinière Naudet



Cloisonnement d'exploitation (source : CRPF)

La procédure d'indemnisation des dégâts :

Tout comme pour les dégâts agricoles, il existe dans la loi, une procédure non contentieuse d'indemnisation des dégâts forestiers (article L. 425-12 du Code de l'environnement). Définie depuis 2005 dans la loi, elle n'est cependant pas soumise aux mêmes conditions que celle se rapportant aux dégâts agricoles. En effet, mise à part dans le cas particulier des départements de la Moselle, du Haut-Rhin et du Bas-Rhin, les propriétaires forestiers, pour avoir accès à une indemnisation, doivent remplir plusieurs conditions (art. R. 425-21 à 23 du code de l'environnement) :

- Leur territoire doit être soumis à un document de gestion (document d'aménagement, plan simple de gestion, code de bonnes pratiques sylvicoles, règlement type de gestion).
- Leur territoire doit être intégré à une association communale ou intercommunale de chasse agréée.
- Le minimum légal du plan de chasse n'a pas été réalisé durant la saison précédant la demande d'indemnisation.
- Le propriétaire forestier ne doit pas être bénéficiaire du droit de chasse.
- Le déséquilibre sylvo-cynégétique doit être prouvé par un avenir du peuplement forestier compromis. C'est le cas si le nombre ou la densité de tiges ou plants viables à l'hectare est inférieur à un seuil fixé par le préfet. Ainsi, il faut un minimum de dégâts.
- L'arrêté préfectoral définissant l'indemnité forfaitaire doit avoir été pris dans le respect d'un barème interministériel pris conjointement par les ministres de la chasse et de la forêt (arrêté ministériel du 20 mai 2009).

Plusieurs de ces conditions sont difficiles à réaliser. Leur nombre et leur accumulation ne permet pas à beaucoup de propriétaires forestiers de réclamer une indemnisation. A titre d'exemple, parmi les forêts privées de plus d'un hectare, 30% sont intégrées dans une ACCA obligatoire (enquête Agreste 2014) et 47% de la surface forestière française (privée et publique) est soumise à au moins un document de gestion (IDG 2010). De plus, le système de contrôle de la réalisation des plans de chasse, notamment sur les chevreuils (déclaration à la fin de la période de chasse sans présentation des animaux), n'est pas incontestable. Pour finir la réalisation du minimum du plan de chasse est loin d'être une garantie de rétablissement de l'équilibre cynégétique. Or, il existe certains territoires où les maximums des plans de chasse sont réalisés mais où les problèmes liés à une surpopulation cynégétique peuvent subsister (dans ces territoires, le rôle de prise de décision de l'Etat est prépondérant). Enfin, les arrêtés préfectoraux relatifs aux densités et aux montants forfaitaires ne sont pas pris dans tous les départements (dans la région Alsace-Lorraine par exemple, 4 départements sur 5 ont à l'heure actuelle publiés ces arrêtés).

Cependant, si les propriétaires remplissent les conditions nécessaires, ils peuvent réclamer :

- Le paiement des protections indispensables à la pérennité des peuplements (la moitié du coût s'il s'agit d'essences sensibles, la totalité pour le reste des essences). Le montant des dépenses de protections à l'hectare susceptibles d'être remboursées fait l'objet d'un arrêté préfectoral. Le montant des aides publiques allouées pour la protection des peuplements est déduit du montant indemnisé.
- L'indemnisation forfaitaire des pertes liées à un peuplement endommagé de façon significative. Le seuil de dégât minimum ainsi que l'indemnité forfaitaire sont fixées par arrêtés préfectoraux.

La sensibilité des essences est appréciée notamment en fonction des zones géographiques et des modes de régénération (article R425-26). La liste des essences sensibles est dressée par la formation spécialisée pour les dégâts de gibiers en forêt de la commission départementale de la chasse et de la faune sauvage. En ce qui concerne les peuplements sans avenir sylvicole, le diagnostic peut être réalisé par un protocole dégât tel que développé par le CEMAGREF. Ce type de procédure est consommatrice de temps⁹, d'argent et n'existe à l'heure actuelle que pour la futaie régulière (Hamard et al, 2009).

Pour ce qui est des sommes en jeu, le barème interministériel évoqué précédemment fixe l'indemnisation, pour les peuplements de moins de 15 ans, dans une fourchette comprise entre 1300 et 5000 € par hectare endommagé. Mais cette somme varie en fonction des arrêtés départementaux pris par les préfets. Ainsi, la Meuse a retenu 3205 €/ha pour les résineux de moins de 15 ans. Pour le Bas-Rhin, en cas de dégâts d'écorçage sur plus de 50 % de tiges atteintes, les pertes indemnisées sont de 7100€/ha pour l'Epicéa, 1450 €/ha pour le Douglas, 900€/ha pour le Hêtre et 3500 €/ha pour le Peuplier. En ce qui concerne les protections, ils varient de 1700 €/ha pour la protection individuelle contre le chevreuil, à 4000 €/ha pour un grillage dans le Haut-Rhin par exemple (Beaudesson, P. et Ancel, P. dans la revue Forêt de France 2014).

⁹ En fonction du protocole choisi, la mise en œuvre d'un diagnostic peut prendre de 1 à 2 jours (Hamard et al, 2009). Sur un peuplement traité en futaie irrégulière, les auteurs estiment l'investissement à une dizaine de jours en raison d'une zone d'étude plus importante.

Comme pour la réglementation entourant la chasse, la Moselle, le Haut-Rhin et le Bas-Rhin possèdent des règles différentes en ce qui concerne l'indemnisation des dégâts forestiers. Ainsi les territoires forestiers réclamant une indemnisation ne doivent pas se trouver dans une ACCA mais dans une commune conservant le produit de la location de la chasse. Les chasseurs doivent payer les dégâts forestiers qu'ils aient ou non réalisé leur plan de chasse, qu'il y ait ou non abandon du produit de la chasse. De plus, le propriétaire forestier n'a aucune obligation à se protéger. Ainsi, l'indemnisation est aisée, à condition d'en faire la demande.

Ainsi, cette procédure non contentieuse d'indemnisation a peu de résultats en raison des conditions nécessaires à son déclenchement. En 2012, la mission du CGAAER portant sur les dégâts de grand gibier recensait aucun dossier ayant abouti à une indemnisation, trois ans après la mise en place de la procédure. Cependant, en l'état actuel des choses, elle possède des avantages indéniables. Tout d'abord, elle a permis d'établir une base pour la négociation et d'implicitement reconnaître l'existence d'un problème dans la relation entre le grand gibier et la forêt. De plus, elle sert de base à des indemnisations à l'amiable établies « officieusement » entre chasseurs et forestiers sur certains territoires.

Il a ainsi été vu l'importance du grand gibier dans l'écosystème forestier qui, s'il ne constitue pas forcément une espèce clef de voûte, est un facteur de changement important. Les habitudes alimentaires qu'ont les espèces peuvent avoir une résonance avec les différents services écosystémiques attachés à la forêt mais aussi avec les objectifs socio-économiques du territoire, se transformant ainsi en dégâts. Les dommages forestiers sur certaines espèces ont été montrés comme très liés à la composition de la communauté végétale de l'écosystème et à la disponibilité alimentaire qui en résulte (Wech et al, 1991). Il ne paraît donc pas tout à fait inopportun pour les forestiers de tâcher d'augmenter la valeur ressource (et donc la capacité d'accueil). Cependant, il a été prouvé dans certaines études que l'augmentation de la disponibilité alimentaire pouvait aussi attirer les cervidés et donc provoquer davantage de dégâts plutôt que les diluer (Gill, 1992). Les forestiers ont néanmoins un rôle important à jouer dans la prévention des dégâts, en complément d'actions de régulations menées par les chasseurs. Il a été dit que les variables de la gestion sylvicole influent sur l'intensité des dégâts (Ballon et al, 2005). Ainsi, ces actions des forestiers doit être réalisées en coordination avec une régulation efficace des populations freinant la dynamique des populations animales. Surtout si l'on sait que la relation entre le broutage et la densité de cervidé n'est pas linéaire et serait plutôt liée à des seuils (Hester et al, 2000).

Les dommages sont associés au grand gibier qui lui-même est indéfectiblement lié au milieu forestier. Cependant, une forêt sans gibier perdrait une grande partie de sa valeur et serait menacée. Ainsi, pendant un temps, les forestiers acceptaient une certaine proportion de dégâts et les intégraient dans leur raisonnement. Cependant, aujourd'hui, la baisse des prix du bois, la hausse des frais d'exploitation ainsi que la probable augmentation des dégâts forestiers ne laissent plus la possibilité aux forestiers d'assumer cette charge (Bernard Gamblin, ONF). Il faut donc trouver des solutions de protection des intérêts sylvicoles prenant également en compte les intérêts des autres acteurs sur le territoire. La définition d'outils permettant d'évaluer clairement l'étendue des dégâts permettrait de les rendre plus tangibles et également de faire évoluer la procédure d'indemnisation non-contentieuse qui a prouvé son utilité dans l'identification de points sensibles. Ainsi, avec un état des lieux clair des dégâts et des procédures de résolutions des conflits entre les différents intérêts, certains territoires pourraient arriver à mener des programmes d'actions communes permettant d'atteindre les objectifs sociaux-économiques du territoire.

Commentaire [E1]: Alors pourquoi parle-t-on souvent de dégâts catastrophiques dans l'Est de la France (Donon par exemple) ?

Annexes :

Annexe 1 :

Nature des essences	Types de dommages			
	Abrouissement (Chevreuil < 1,5 m) (Cerf : hauteur < 2 m)	Frottis (Chevreuil : hauteur 50 cm à 1 m) (Cerf : hauteur 1 à 2 m)	Écorçage (Cerf uniquement)	
Feuillus	Châtaignier	1 - 7 ans	3 - 5 ans	5 - 10 ans
	Chênes	3 - 15 ans	5 - 15 ans	
	Feuillus précieux	1 - 4 ans	2 - 4 ans	5 - 10 ans
	Hêtre	3 - 10 ans	5 - 10 ans	10 - 30 ans
	Peuplier	1 an	1 - 3 ans	4 - 10 ans
Résineux	Douglas	1 - 3 ans	2 - 6 ans	6 - 20 ans
	Epicéa commun	2 - 10 ans	3 - 5 ans	10 - 20 ans
	Pin maritime	1 - 3 ans	2 - 5 ans	4 - 10 ans
	Autres pins	1 - 5 ans	3 - 6 ans	4 - 12 ans
	Sapin pectiné	1 - 15 ans	5 - 15 ans	10 - 15 ans

Période de sensibilité des essences forestières aux différents types de dommages commis par les cervidés (Hamard et al, 2009).

Annexe 2 :

Deer species	Most susceptible	Least susceptible	S/W*	Author (Area)	
Red deer	<i>Fraxinus</i> <i>Salix</i> <i>Frangula alnus</i>	<i>Betula</i>	<i>Alnus</i>		Ahlén, 1965 (Sweden)
	<i>Populus tremula</i> <i>Quercus</i> <i>Abies alba</i> <i>Acer platanoides</i> <i>Fraxinus</i>	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Picea abies</i> <i>Fagus</i> <i>Pseudotsuga</i> <i>Larix</i>	<i>Picea sitchensis</i> <i>Alnus</i> <i>Betula</i>		Ueckermann, 1960 (W. Germany)
	<i>Juniperus</i> <i>Quercus</i> <i>Pinus contorta</i> <i>Picea abies</i>	<i>Larix</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Betula</i>	<i>Picea sitchensis</i> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Alnus glutinosa</i>		Chard, 1966 (England)
	<i>Quercus</i> <i>Salix caprea</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Corvulus</i>	<i>Acer platanoides</i> <i>Carpinus</i> <i>Prunus serotina</i> <i>Frangula alnus</i>	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Juniperus</i>		Dzieciolowski, 1970 (Poland)
	<i>Salix</i> <i>Juniperus</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Abies alba</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Sambucus</i>	<i>Fagus</i> <i>Picea abies</i>	W	Jamroz, 1980 (Poland)
	<i>Salix</i> <i>Populus tremula</i> <i>Fraxinus</i> <i>Quercus</i>	<i>Sorbus aucuparia</i> <i>Betula</i>	<i>Tilia</i> <i>Carpinus</i>		Sablina, 1959 (USSR)
	<i>Sorbus aucuparia</i> <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula</i>	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Betula</i> <i>Sorbus aucuparia</i>	S W	Cummins and Miller, 1982 (Scotland)
	<i>Picea sitchensis</i> <i>Pinus sylvestris</i>		<i>Pinus contorta</i>		Mitchell and McCowan 1986 (Scotland)
	<i>Salix</i> <i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Betula</i> <i>Alnus</i>	<i>Pinus sylvestris</i>		Mitchell et al. 1982 (Scotland)
Roe deer	<i>Quercus</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Salix</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Betula</i> <i>Populus tremula</i> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Tilia cordata</i>	<i>Abies alba</i> <i>Picea abies</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Sambucus nigra</i>	S	Szmidt, 1975 (Poland)
	<i>Fagus sylvatica</i> <i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Carpinus</i> <i>Quercus</i> <i>Salix</i> <i>Picea abies</i> <i>Abies alba</i> <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula</i> <i>Tilia cordata</i>	W	
	<i>Picea abies</i> <i>Pinus contorta</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Picea sitchensis</i> <i>Pinus nigra</i>		Rowe, 1982 (GB)

*S/W Summer or winter browsing

Classement relatif des essences en fonction de leur appétence (Gill, 1992)

Annexe 3 :

Most susceptible		Least susceptible	Author (Area)
<i>Salix</i> <i>Fraxinus</i>	<i>Alnus incana</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Quercus</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Picea abies</i> <i>Betula</i>	<i>Tilia</i> <i>Carpinus</i>	Sablina, 1959 (USSR)
<i>Picea abies</i> <i>Fraxinus</i> <i>Salix</i> <i>Populus</i>	<i>Pseudotsuga</i> <i>Tilia</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Fagus</i> <i>Larix</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Abies</i> <i>Quercus</i> <i>Alnus</i> <i>Betula</i>	Ueckermann, 1956 and 1960 (W. Germany)
<i>Picea abies</i> <i>Pinus contorta</i> <i>Pinus mugo</i>	<i>Larix</i> <i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Picea sitchensis</i> <i>Abies</i>		Strandgaard, 1967 (Denmark)
<i>Pinus contorta</i> <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Larix</i> <i>Picea abies</i>	<i>Picea sitchensis</i>	McIntyre, 1975 (Scotland)
<i>Salix</i> <i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Alnus</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	Mitchell <i>et al.</i> , 1982 (Scotland)
<i>Pinus contorta</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Picea abies</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Larix</i>	<i>Picea sitchensis</i>	Pellew, 1968 (England)
<i>Salix</i> <i>Fraxinus</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Populus tremula</i> <i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Abies alba</i>	<i>Larix</i> <i>Fagus</i> <i>Betula</i>	Jamrozy, 1980 (Poland)
<i>Pinus heldreichii</i>	<i>Abies borisii-regis</i>	<i>Pinus nigra</i>	Papagiorgiou and Neophytou, 1981 (Greece)

Classement relatif des essences en fonction de leur sensibilité à l'écorçage (Gill, 1992).

Annexe 4 :

	Landes	Oise	Sarthe	Tarn	Vosges
Surface forestière totale	651 113 ha	124 314 ha	101 240 ha	199 764 ha	199 392 ha ⁽¹⁾
Principales espèces sensibles aux dégâts					
Abroustissement	Pin maritime, ...	Chênes, Pins,...	Chênes, Pins,...	Chênes, Sapin pectiné, Douglas	Sapin pectiné, Chênes, ...
Écorçage	Pin maritime, ...	Peupliers, Chênes, ...	Pins, Douglas, ...	non concerné	Épicéa, Pins, ...
Surface forestière sensible aux dégâts et pourcentage					
Abroustissement	6 314 ha 1,0 %	2 739 ha 2,2 %	3 923 ha 3,9 %	1 765 ha 0,9 %	5 871 ha 2,9 %
Écorçage	7 676 ha 3,1 % ⁽²⁾	691 ha 1,0 % ⁽²⁾	874 ha 1,0 % ⁽²⁾	non concerné	11 358 ha 4,4 % ⁽²⁾
Surface sensible étudiée et nombre de peuplements analysé					
Abroustissement	1 355 ha n = 216	327 ha n = 92	591 ha n = 111	657 ha n = 107	332 ha n = 112
Écorçage	458 ha n = 83	280 ha n = 60	147 ha n = 31	non concerné	528 ha n = 134

(1) Vosges, partie Est seulement.

(2) Pourcentage exprimé par rapport à la surface forestière fréquentée par le Cerf.

Tableau récapitulatif des peuplements étudiés par l'Observatoire national des dégâts de cervidés (Ballon et al, 2005).

Annexe 5 :

Propriétaires déclarant avoir subi des dégâts de gibier, par taille de propriété forestière

Taille de propriété forestière	Ensemble			1 à < 4 ha	4 à < 10 ha	10 à < 25 ha	25 à < 100 ha	100 ha et plus
	Propriétaire (millier)	Superficie (1000 ha)	Surface moyenne (ha)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)
Ensemble	1 142	9 751	9	698	266	120	46	11
Ayant subi des dégâts de gibier	187	3 122	17	88	48	31	15	5
<i>dont (en %) Propriétaires ayant subi des dégâts de gibier</i>								
% de l'ensemble	16	32		13	18	26	31	49

Propriétés ayant subi des dégâts de gibier selon le ressenti du propriétaire vis-à-vis de ces dégâts, par taille de propriété forestière

Taille de propriété forestière	Ensemble			1 à < 4 ha	4 à < 10 ha	10 à < 25 ha	25 à < 100 ha	100 ha et plus
	Propriétaire (millier)	Superficie (1000 ha)	Surface moyenne (ha)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)
Ayant subi des dégâts de gibier	187	3 122	17	88	48	31	15	5
Dégâts considérés rares	14	174	13	6	4	2	1	0,2
Dégâts considérés supportables	117	1 934	17	56	29	19	9	3
Dégâts considérés insupportables	56	1 015	18	25	15	9	5	2
<i>Répartition (en %) selon le ressenti du propriétaire vis-à-vis des dégâts de gibier</i>								
Ayant subi des dégâts de gibier	100	100		100	100	100	100	100
Dégâts rares	7	6		7	8	7	7	4
Dégâts supportables	63	62		64	60	63	61	63
Dégâts insupportables	30	32		29	31	30	32	33

Propriétés ayant subi des dégâts de gibier selon la cause de ces dégâts, par taille de propriété forestière

Taille de propriété forestière	Ensemble			1 à < 4 ha	4 à < 10 ha	10 à < 25 ha	25 à < 100 ha	100 ha et plus
	Propriétaire (millier)	Superficie (1000 ha)	Surface moyenne (ha)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)	Propriétaire (millier)
Ayant subi des dégâts de gibier	187	3 122	17	88	48	31	15	5
Lapins, lièvres	4	205	47	0,5	2	1	1	0,3
Sangliers	69	855	12	40	15	9	4	1
Chevreaux	147	2 527	17	64	41	26	12	4
Cerfs	37	1 212	33	14	8	7	5	3
Autres animaux	4	62	16	3	0,5	0,3	0,3	0,1
<i>Répartition (en %) selon la cause des dégâts de gibier</i>								
Ayant subi des dégâts de gibier	100	100		100	100	100	100	100
Lapins, lièvres	2	7		1	3	4	5	6
Sangliers	37	27		45	31	28	31	26
Chevreaux	78	81		73	85	82	81	81
Cerfs	20	39		16	17	24	33	47
Autres	2	2		3	1	1	2	2

Pourcentages non cumulables en colonne, un même propriétaire pouvant avoir déclaré des dégâts causés par des animaux différents

Superficie : surface forestière en propriété

Champ : propriétés forestières privées de 1 ha ou plus (hors propriétaires résidents à l'étranger ayant répondu à un questionnaire simplifié)

Source : Agreste - Enquête sur la structure de la forêt privée en 2012

Enquête sur la structure de la forêt privée en 2012 (Agreste 2014).

Bibliographie :

Agreste Chiffres et données (2014). Enquête sur la structure de la forêt privée en 2012, **222** : 75p.

ARCHAUX, F., BOULANGER, V., CAMARET, S., CORCKET, E., DUPOUEY, J.-L., FORGEARD, F., HEUZÉ, P., LEBRET-GALLET, M., MÀRELL, A., PAYET, K., ULRICH, E., BEHR, P., BOURJOT, L., BRETHERS, A., CHEVALIER, R., DOBREMEZ, J.-F., DUMAS, Y., DUME, G., FORET, M., KIEFFER, C., MIRLYAZ, W., PICARD, J.-F., RICHARD, F., SAVOIE, J.-M., SEYTRE, L., TIMBAL, J., TOUFFET, J., TRIESCH, S. (2009). RENECOFOR - Dix ans de suivi de la végétation forestière : avancées méthodologiques et évolution temporelle de la flore (1994/95-2005). Editeur : Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois, ISBN 978 – 2 – 84207 – 339 – 8, 456 p.

BALLON, P., GUIBERT, B., HAMARD, J.P., GUILLON, N., GUILLON, N., BOSCARDIN, Y. (1991). Sensibilité de quelques essences forestières de reboisement à l'abrutissement par le chevreuil (*Capreolus capreolus*). Rev. For. Fr. LI 1, 20-34.

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. Rev. For. Fr. LVII, **5**, 399-412.

BOULANGER, V. (2010). Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : Influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt. Vegetal Biology. Université Nancy 1 - Henri Poincaré, 317p.

BOULANGER, V., BALTZINGER, C., SAID, S., BALLON, P., NINGRE, F., PICARD, J.F., DUPOUEY, J.L. (2011). Deer-mediated expansion of a rare plant species. Plant Ecol, **212** : 307-314

CRAWLEY, M. (1983) *Herbivory — the Dynamics of Plant-Animal Interactions*. Blackwells, Oxford.

DABURON, H. (1963) Les dégâts de cerfs et de chevreuils en forêt. Revue Forestière, **11** : 860-874

DECORS, A. (2005). L'écorçage par le cerf (*Cervus elaphus*) : une autovermufication par les tanins – Thèse TOU 3 – 4028.

DEVILLEGERS, C., ROULET, J.J., DAVID, Y., SERRE, D., LESAGE, C. (2010). Fragmentation du territoire par les clôtures : une dynamique préoccupante dans le Loiret, Étude d'impact sur le cerf élaphe. Faune Sauvage, **289** : 39-45.

FLAMENT, C., HAMARD, J.P., LHOÏTE, C., SCHWOERER, M.L., BALLON, P., KLEIN, F. (2011). Diagnostic de l'impact des cervidés sur l'avenir des peuplements forestiers, base de travail pour la gestion. Rapport final de l'observatoire du Donon, 98p.

GILL, R.M.A. (1992). 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 vol 74, **3**, 209-219.

GILL, R.M.A., FULLER, R.J. (2007). The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis*, 149 (Suppl. 2), 119-127.

- HAMAR, 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*, Vol. 15 n° 3, 231-245
- HAMARD, J.P., BALLON, P. (2009). Guide pratique d'évaluation des dégâts en milieu forestiers. Unité de recherche écosystème forestiers équipe cervidés, 38p.
- HARDDY, F. (1955) Le sanglier est-il utile ou nuisible, La revue Forestière Française, p811-812.
- HEUZE, P., SCHNITZLER, A., KLEIN, F. (2005). Consequences of increased deer browsing winter on silver spruce and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains : Implications for forest management. *Annals of Forest Science*, Springer Verlag (Germany), 62 (2), pp.175-181.
- HESTER, A.J., EDENIUS, L., BUTTENSCHON, R.M., KUITERS, A.T. (2000). Interactions between forest and herbivores : the role of controlled grazing experiments. *Forestry*, Vol 73, 4 : 381-391.
- Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines (2010).
- KUITERS, A. T., SLIM, P. A. (2002). Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, 105 : 65-74
- MAIZERET, C. (1984). Comportement alimentaire du chevreuil des Landes de Gascogne. — Université de Bordeaux III : 151 p. (Thèse de doctorat de 3e cycle).
- MARTIN, J-L. (2013). Les cervidés, un moteur de la dynamique et de la structuration de la biodiversité en forêt. *Rdv techniques ONF*, 41-42 : 14-24.
- MORELLET, N., GUIBERT, B. (1999). Spatial heterogeneity of winter forest resources used by deer. *Forest Ecology and Management*, 123(1) : 11-20.
- SAINT-ANDRIEUX, C., BONENFANT, C., TOIGO, C., BASILLE, M., KLEIN, F. (2009). Factors affecting beech *Fagus sylvatica* bark stripping by red deer *Cervus elaphus* in a mixed forest. *Wildl. Biol.* 15: 1-10.
- SHAW, M.W. (1974). The reproductive characteristics of oak. In *the British Oak : its History and Natural History*. M.G. Morris and F.H. Perring (eds.) Clasey, Faringdon, Berks and the Botanical Society of the British Isles.
- RUSTERHOLZ, M., TURNER, D.C. (1978). Experiments on nutritional wisdom of roe deer. *Revue Suisse de Zoologie* 55, 718-729.
- UECKERMANN, E. (1960). Wildstansbewirtschaftung und Wildschadenverhütung beim Rotwild. Ed. Paul Parey Verlag. chap. 3.
- WELCH, D., CHAMBERS, M.G., SCOTT, D., STAINES, B.W. (1988) Roe deer browsing on spring-flush growth of Sitka spruce. *Scott. For.* 42, 33-43.
- WELCH, D., STAINES, B.W., SCOTT, D., FRENCH, D.D., CATT, D.C. (1991). Leader browsing by red and roe deer on young Sitka spruce trees in Western Scotland. Damage rates and incidence. *Forestry* 64, 61-82.