donner de meilleurs résultats que les plants en racines nues, et les plants issus de gros godets présentent une meilleure croissance (Sardin *et al*., 2001).

4.5.3 Quels critères de qualité et de robustesse des plants et quelles opérations de culture permettent de limiter le stress de transplantation ?

Les caractéristiques morphologiques, physiologiques et fonctionnelles agissant sur la survie et la croissance des plants après plantation a été synthétisée dans deux publications successives (Grossnickle, 2012 ; Grossnickle *et* MacDonald, 2018). Le Tableau 2.4-1 en synthétise les principales conclusions.

Tableau 2.4-1 : Caractéristiques des plants agissant sur leur survie et leur croissance après plantation.

		Survie	Croissance
Morphologie	Hauteur de tige	Une grande tige permet au plant de s'affranchir de la concurrence d'autres espèces mais présente de plus grands besoins physiologiques en eau et donc une sensibilité accrue aux risques de dessèchement.	Une grande tige a un plus fort potentiel de croissance, mais en situation de stress hydrique, elles ont aussi plus de besoins physiologiques. Les plants moins grands peuvent avoir un avantage en situation de déficit hydrique.
	Diamètre au collet	Le diamètre est très corrélé à la masse racinaire. Il constitue un bon indicateur de la capacité d'absorption d'eau du sol et de transport vers l'appareil aérien ; les plants les plus « gros » ont une meilleure capacité à surmonter les épisodes de sécheresse.	Les plants plus gros ont plus de potentiel de croissance initiale en l'absence de limitation par l'eau et les nutriments, et sont moins sensibles aux effets de la chaleur et de la sécheresse et ont donc une meilleure croissance.
	Rapport dimensionnel tige/racine	Ce rapport traduit l'équilibre entre besoins en eau (tige-feuilles) et capacité d'absorption (racines). Un rapport de longueur entre 1 et 3 est recommandé pour les plants racine nue, et entre 1 et 2 pour les plants en godets (Haase, 2011). La réduction de volume des racines (habillage du plant) ou le raccourcissement de la tige peuvent permettre d'ajuster ce rapport avant plantation, mais cette opération présente des risques liés aux blessures infligées.	Un rapport bas est bénéfique en situation sèche, mais en cas d'engorgement hivernal les plants avec un rapport élevé ont une capacité de croissance meilleure lors de la reprise de végétation. Un système racinaire bien développé (masse, ramification, longueur) favorise la croissance et la capacité à surmonter le stress de transplantation (Thompson, 1985) .
Physiologie	Induction de résistance à la sécheresse	La réduction des apports en eau en fin d'élevage permet d'induire la formation des bourgeons, ralentir la croissance en pépinière, augmenter la résistance au déficit hydrique par ajustement osmotique et fermeture des stomates, diminuer les risques de cavitation après plantation.	Cette opération augmente la tolérance aux épisodes secs par ajustement des propriété physico-chimiques des tissus, et limite la sensibilité par le développement de tissus de protection et par l'activation des mécanismes de résistance. Elle permet de soutenir la croissance en cas de stress hydrique.

		Les conséquences après plantation sont : une restauration plus rapide de la capacité photosynthétique, un meilleur contrôle de la transpiration, et une plus forte croissance racinaire. Cette opération n'est pas nécessaire lorsque plantation se fait en conditions optimales ? C'est une opération délicate à mener dont l'effet sur la reprise peut s'avérer négatif si elle est trop intense.	L'effet est fugace et disparait en général avec le débourrement et la formation de nouveaux tissus (racine, tige, feuilles) mais n'est pas systématique.
	Induction de résistance au froid	L'objectif est de durcir les structures pour réduire les dommages du froid sur le plant. La réduction de la durée d'éclairement des plants en fin d'élevage permet d'induire la formation des bourgeons et la lignification des tissus. Elle permet d'augmenter la résistance des plants pendant leur stockage et transport, et d'implanter des plants en dormance, donc de réduire le stress de transplantation. Le taux de survie est amélioré, mais ce traitement peut augmenter le risque de débourrement précoce et donc la sensibilité aux gels tardifs.	L'effet sur la croissance du plant est incertain.
	Statut nutritionnel	Réduire l'apport nutritionnel en fin d'élevage ralentit la croissance et favorise le stockage de minéraux qui seront mobilisables par le plant après plantation, en attendant qu'il restaure ses capacités d'absorption dans le sol. Fertiliser après l'arrêt de croissance permet également de favoriser le stockage de nutriments par le plant et de favoriser sa reprise au printemps. Les risques associés à ces pratiques sont faibles, tant que les concentrations sont en deçà de seuils de toxicité. Néanmoins, ces pratiques augmenteraient l'appétence des plants pour les herbivores	Il n'y actuellement pas de consensus sur les effets (positifs ou négatifs) de la fertilisation sur la croissance. Le stockage de nutriments permet d'augmenter les quantité et disponibilité des réserves au moment de la reprise de croissance. Efficacité plus grande en pépinière avant enlèvement qu'après plantation en fertilisation de site de plantation. La bonne qualité nutritionnelle du plant permet une meilleure exploitation des réserves du plant et absorption des nutriments du sol en environnement stressant, d'où meilleure résistance aux épisodes de sécheresse et de froid et l'assurance d'une croissance correcte.
Performance	Potentiel de croissance racinaire (PCR)	Le stress de transplantation est directement lié à la capacité d'absorption de l'eau, et donc à la capacité du plant à développer des racines après sa mise en terre.	Le PCR est un bon prédicteur de la croissance initiale de l'appareil aérien. Il constitue une caractéristique intrinsèque au plant, mais les valeurs de référence

		Le PCR peut être mesuré, néanmoins les mesures sont lourdes à mettre en œuvre. Son contrôle par les méthodes culturales est complexe : Il est corrélé à la taille des plants et à la ramification du système racinaire. Le conditionnement en gros godets, et à forte surface de contact (substrat/godet) favorise le PCR. Pour les plants en racine nue, il est important de veiller à l'intégrité du système racinaire pour assurer un bon PCR.	présentent de grosses variations entre espèces et selon les saisons.

La dimension des plants, qu'elle soit évaluée par la hauteur de la tige, le diamètre au collet ou la surface foliaire, apparaît comme un attribut important de la qualité des plants. De très nombreuses études ont comparé les performances de plants différant dans leur dimensions, avec des résultats parfois contradictoires (Gardiner *et al*., 2019 ; Pinto *et al*., 2012 ; Rose *et al*., 1993). Une méta-analyse récente (Andivia *et al*., 2021) recensant 86 espèces d'arbres dans 142 sites de plantation à travers le monde montre que les grands plants ont en moyenne un taux de survie plus élevé que des plants plus petits du même âge, et que cet effet est plus marqué pour les gymnospermes que les angiospermes.

Le développement racinaire ressort comme un facteur déterminant pour limiter le stress de transplantation (Grossnickle, 2005), *a fortiori* lorsque les plants sont soumis à des événements de sécheresse engendrant un stress hydrique à la suite de leur mise en terre. Les critères morphologiques des plants, les seuls mesurables lors de la réception, sont des proxys (indicateurs) de fonctions physiologiques déterminantes pour la survie et la croissance des jeunes plants, et donc pour la résistance et résilience des plants au stress de transplantation. La notion de potentiel de croissance racinaire (PCR) a été développée dans les années 1980 (Ritchie *et* Dunlap, 1980), pour proposer des indicateurs mesurables de la capacité du plant à reprendre rapidement un fonctionnement actif et sa croissance après sa transplantation sur le site. Le PCR est évalué par la mesure de la croissance racinaire des plants installés en minirhizotrons dans des conditions standardisées (Davis *et* Jacobs, 2005 ; Landis *et al*., 2010). De nombreux travaux, ont montré que le PCR est un bon estimateur de la reprise des plants (Del Campo *et al*., 2007 ; Généré *et al*., 2004 ; Levy *et* McKay, 2003). Néanmoins, sa mesure est complexe à réaliser (opération sur 15 à 20 jours) et il n'est pas envisageable de mettre cette approche en œuvre pour évaluer des lots de plants arrivant sur une parcelle. Il est néanmoins utilisé en Amérique du Nord pour certifier des catégories de plants vendus par les pépiniéristes, et garantir une capacité de reprise intrinsèque aux plants de chaque catégorie. Le PCR est également mobilisé en recherche pour estimer les effets des méthodes de culture sur la capacité de reprise des plants, sans avoir à planter les plants et à les suivre pendant une saison de végétation (Cabral *et* O'Reilly, 2008 ; Jacobs *et al*., 2008).

En outre, il existe des techniques simples d'analyse des plants (concentration en glucides et potentiel hydrique) qui permettent de conforter les critères morphologiques pour certifier la qualité des plants livrés (Aussenac *et al*., 1988 ; Landis *et al*., 2010) et par là même s'assurer de la résistance des plants à des stress de transplantation.

4.5.4 De la pépinière à la mise en terre : comment assurer le transport et le stockage ?

Ce domaine est peu couvert par les études scientifiques, l'innovation est venue des constats des praticiens soucieux d'améliorer la qualité de leurs produits et prestations (Généré, 1997). Faire sortir les plants des pépinières au moment où leur activité physiologique est réduite au maximum – cette limitation des besoins en eau en particulier les rend aussi plus aptes à supporter la transplantation - permet de limiter le stress lié aux changements d'environnements. Protéger les plants du dessèchement, du gel et des fortes chaleurs est impératif après leur sortie de pépinière pour limiter les variations des conditions environnementales subies par les plants. Dans le cas des plants à racines nues, les racines sont particulièrement vulnérables à l'exposition aux rayons directs du soleil : après 10 min d'exposition le taux de reprise perd 20 %, et même jusqu'à 70 % après 30 min d'exposition (Christian Ginisty, communication personnelle). L'utilisation de l'emballage en sacs plastique des plants racines nues est largement plébiscitée pour limiter les pertes en eau, en particulier au niveau racinaire, l'état hydrique des plants au moment de leur mise en terre étant un point critique du taux de reprise (Généré, 1997). Pour cette même raison, à leur arrivée sur le chantier, tous les plants – quel que soit leur conditionnement – doivent être plantés dans les délais les plus courts possibles. Si cela n'est pas possible, il faut envisager des solutions de stockage ou d'entreposage qui limiteront au maximum la dégradation de la qualité physiologique des plants (jauge, hangar, chambre froide, etc.)

Dans le cas de plants livrés en motte ou en plaque de culture, il faudra veiller à maintenir leur substrat humide au cours de cette période avec un système d'arrosage doux et régulier. Il peut être intéressant pour des gestionnaires utilisant de grosses quantités de plants en racines nues chaque année d'investir dans des équipements de type chambre froide pour conserver dans les meilleures conditions les plants qui ne peuvent être plantés rapidement ainsi que dans des véhicules adaptés (remorques avec des étagères permettant le transport de plaques de culture par exemple) pour alimenter régulièrement les chantiers si cela n'est pas possible à partir des pépinières de production. Ces stratégies de stockage permettent de gagner en souplesse dans les opérations de plantations, notamment en permettant d'alimenter progressivement les chantiers en évitant d'entreposer les plants dans de mauvaises conditions avant leur plantation. Enfin, ces stratégies de stockage au froid permettent de retarder le débourrement des plants et évitent même un débourrement précoce qui augmente l'exposition aux risques liés aux gelés tardives du printemps.

4.5.5 Quel rôle peuvent jouer les travaux de préparation avant plantation ?

La préparation mécanisée du site (PMS) avant plantation, c'est-à-dire le travail du sol (pour décompacter le sol ou créer un billon) et l'enlèvement de la végétation concurrente, réalisé à l'aide d'un engin mécanisé, est une pratique courante, visant à faciliter l'installation et la croissance des plants. Le premier effet de la PMS est de contrôler le développement de la végétation spontanée dans le voisinage immédiat des plants. La mise en lumière des sites avant la plantation (échecs multiples de régénération naturelle, dépérissement du peuplement) a pour conséquence de favoriser une végétation spontanée, parfois très dense, dont la présence empêche l'acte de plantation et dont la dynamique de recolonisation viendrait fortement concurrencer les plants (Balandier *et al*., 2006). Dans ces conditions, le contrôle de la végétation concurrente est indispensable pour permettre l'installation rapide des plants. De très nombreuses expérimentations en France et dans la monde montrent que le recours à la PMS permet de réduire significativement le développement de la végétation concurrente et ainsi d'améliorer la reprise des plants (Löf *et al*., 2012a).

La PMS permet également de réduire certaines contraintes édaphiques qui peuvent augmenter le stress de transplantation. Dans certains sites de plantation, les sols ont été tassés par des opérations mécanisées antérieures. La compaction du sol réduit la porosité des matériaux et donc la circulation d'eau et d'air au sein du sol, qui a pour effet direct de rendre plus difficile la prospection racinaire par les plants (Ampoorter *et al*., 2011) et donc d'accroitre les risques de stress de transplantation. Dans ces conditions, la PMS permet de réduire la compaction des horizons superficiels et d'augmenter le volume de sol facilement prospectable par les racines des plants (Collet *et al*., 2021 ; Lacey *et al*., 2001). Dans les sites à engorgement temporaire, l'eau présente dans les horizons supérieurs du sol constitue une contrainte forte à la croissance racinaire et la réalisation de billons à l'aide de la PMS permet de surélever les plants et de leur offrir un volume de sol propice au développement rapide des systèmes racinaires (Sutton, 1993).

La PMS vise à rendre les conditions propices aux travaux de plantation et à la reprise des plants, en réduisant des contraintes majeures à la mise en place d'un système racinaire fonctionnel. Le guide « Réussir la plantation forestière » (MAAF, 2014) rappelle cependant que la PMS n'est pas automatique et qu'elle doit être mobilisée après un diagnostic précis des conditions de la zone à planter. Les techniques développées et outils associés sont nombreux, ce qui leur permet d'être choisis en adéquation avec les caractéristiques du site, pour assurer la reprise des plants tout en minimisant les perturbations du sol induites par l'opération.

La PMS permet d'améliorer significativement la reprise des plants et leur croissance en première année, notamment dans les situations de fortes contraintes (del Campo *et al*., 2021 ; Löf *et al*., 2012b). Des travaux récents (Dumas *et al*., 2021) issus des réseaux expérimentaux Alter et Pilote[424] analysant la mise en œuvre de divers outils de PMS en France, montrent que la PMS permet d'améliorer très fortement la survie des plants dans les plantations réalisées les années avec des printemps et des étés secs (dans certains sites taux de survie en première année de 85 % et 25 % pour les plants installés avec et sans PMS, respectivement), alors qu'elle n'a pas d'effet significatif dans les plantations réalisées les années avec des été pluvieux (survie des plants supérieure à 85 %, avec ou sans PMS). L'enquête annuelle de plantation du DSF montre que, les années avec une météorologie favorable, la survie des plants est élevée et peu variable. Lors des années plus contraignantes (sécheresse marquées et/ou répétées), la survie des plants est en moyenne plus faible mais montre surtout une variabilité importante, laissant à penser que les conditions dans lesquelles la plantation a été réalisée (gestion des plants après sortie de pépinière, travaux de préparation et de plantation) jouent sur la résistance des plants face à des contraintes météorologiques (Tallieu *et al.*, 2022).

4.5.6 Quels outils pour améliorer la reprise dans des conditions de déficit hydrique accru ?

Le développement de solutions techniques pour améliorer la reprise des plantations dans des conditions de fort déficit hydrique est un enjeu crucial pour le maintien et la restauration des écosystèmes forestiers, notamment dans les milieux à l'aridité marquée (Ramón Vallejo *et al*., 2012). Une panoplie de méthodes visant à augmenter la disponibilité en eau du sol pour les jeunes plants qui ont prouvé leur efficacité en milieu aride, est actuellement disponible (Chirino *et al*., 2009 ; Piñeiro *et al*., 2013) et mériterait d'être testée en France, pour analyser dans quelle mesure ces méthodes permettraient d'améliorer la reprise des plants dans les conditions de sécheresse printanière et estivale accrues.

[424] Voir ici : https://www6.inrae.fr/renfor/Reseaux-d-experimentation

Historiquement, les premières méthodes résidaient dans l'utilisation de substrats de croissance à base de tourbe, vermiculite, perlite, argile ou tout autre composant ayant une forte capacité de rétention de l'eau. Ce substrat est apporté dans le conteneur de culture du plant (pour les plants en godet) ou ajouté dans le trou de plantation (pour les plants en racines nues). Plus récemment, l'ajout d'hydrogels a permis d'augmenter considérablement la teneur en eau du substrat et d'améliorer l'alimentation hydrique des jeunes plants. Les hydrogels sont des polymères hydro-absorbants qui peuvent gonfler et absorber jusqu'à 5 000 fois leur poids en eau et ensuite diffuser progressivement cette eau dans le milieu de culture (Chirino *et al*., 2009). Leur utilisation permet de limiter l'intensité et la durée de la sécheresse, réduisant significativement le stress de transplantation ; la survie et la croissance de plants forestiers installés dans des conditions de sécheresse édaphique marquée est donc améliorée (Crous *et al*., 2016). Néanmoins, leurs effets varient fortement selon le type d'hydrogel, les espèces plantées et les conditions de plantation (Piñeiro *et al*., 2013 ; Yu *et al*., 2012). Des effets secondaires négatifs ont également été rapportés : formation de vides dans le substrat lié à la rétractation de l'hydrogel en période sèche qui peuvent limiter la croissance et le fonctionnement des racines des plants (Ramón Vallejo *et al*., 2012) ; ou encore gonflement du substrat en hiver causé par le gel de l'eau contenue dans l'hydrogel, qui peut provoquer un déchaussement des plants. La durée d'efficacité des hydrogels est limitée dans le temps, en général quelques mois ou quelques saisons de végétation (Chirino *et al*., 2009 ; Coello *et al*., 2018 ; Oliveira *et al*., 2011).

La mycorhization des plants, souvent classée dans les méthodes de pré-conditionnement des plants en pépinière, permet d'améliorer à la fois l'alimentation hydrique et minérale des plants. Elle est souvent associée à des apports nutritionnels par amendement (Piñeiro *et al.*, 2013) ou des ajouts d'hydrogel (Beniwal *et al*., 2011 ; Repáč *et al.*, 2022). Deux synthèses récentes (Maltz *et* Treseder, 2015 ; Policelli *et al*., 2020) montrent que la mycorhization augmente l'abondance des mycorhizes dans l'écosystème et améliore significativement la reprise des plants. Choisir l'espèce mycorhizienne inoculée n'est pas trivial : elle doit être compatible avec l'essence plantée et être adaptée au site de plantation. Ces auteurs montrent également que les inocula d'espèces provenant d'écosystèmes voisins de la parcelle plantée semblent plus efficaces que les inocula commerciaux qui sont plus généralistes. Il apparaît néanmoins essentiel de consolider les choix de souches mycorhiziennes *via* des expérimentations de long terme, sans se limiter à une appréciation de l'état physiologique des plants à un stade juvénile (Le Tacon *et al*., 1997).

Les régulateurs de croissance sont des composés chimiques naturel (phytohormones) ou de synthèse (imitant les phytohormones) qui permettent d'améliorer les performances agronomiques des plantes et d'augmenter la résistance aux déficits hydriques (Weyers *et* Paterson, 2001). De nombreux travaux ont analysé les effets de différents régulateurs sur la capacité des plants forestiers à résister aux contraintes en milieu contrôlé, mais peu d'études ont porté sur des plantations en conditions naturelles (Chirino *et al*., 2009 ; Small *et* Degenhardt, 2018) et celles-ci ont montré des résultats contrastés (Chirino *et al*., 2009 ; Santacruz-García *et al*., 2022) qui, pour l'instant, ne permettent pas d'extrapoler les résultats prometteurs obtenus en conditions contrôlées.

Une dernière approche consiste à augmenter la quantité d'eau arrivant dans le voisinage immédiat des plants. Si l'irrigation des plants semble peu réaliste avec la géographie des plantations forestières et peu compatible avec une gestion économe de la ressource, des méthodes directement inspirées de techniques de culture ancestrales qui permettent de collecter et recycler l'eau arrivant sur le site de plantation ont été développées avec succès en zone aride pour améliorer les succès des plantations forestières : les micro-barrages qui permettent de collecter les eaux de ruissellement et de les diriger vers chaque plant installé, et le captage de brouillard qui permet de récupérer les gouttelettes d'eau dans l'air et de les faire s'écouler au pieds des plants (Chirino *et al*., 2009 ; Löf *et al*., 2006 ; Ramón Vallejo *et al*., 2012).

4.5.7 Quel rôle peut jouer le couvert végétal ?

De façon très générale, les plants de jeunes arbres doivent cohabiter avec d'autres espèces végétales et la concurrence qu'elles peuvent causer (Goldberg *et* Barton, 1992 ; Gurevitch *et al.*, 1992). Toutefois, ces interactions ne se limitent pas à de la compétition (effet négatif d'une espèce ou communauté sur une espèce cible) ; des effets de facilitation (effet positif d'une essence ou communauté sur l'espèce cible) peuvent également intervenir. C'est la résultante des effets de concurrence et de facilitation, variable selon les espèces en présence, leur stade de développement et des conditions environnementales qui va être réellement déterminante pour la survie et croissance des plants. Le type de végétation accompagnatrice influe fortement sur la résultante de ces interactions : les graminoïdes (graminées, carex, joncacées), ainsi que de nombreuses herbacées de faible stature, ont des effets globalement négatifs alors que les plantes ligneuses basses montrent plus fréquemment des effets positifs (Balandier et al., 2006). D'une façon générale, les effets facilitateurs de la végétation sont plus visibles dans les stades initiaux quand les individus cibles (les jeunes plants) sont les plus fragiles et les effets négatifs deviennent prépondérants quand les individus deviennent plus âgés et grandissent (Gómez-Aparicio, 2009). Par ailleurs, la « théorie de gradient de stress » (*stress gradient hypothesis*, *SGH*) stipule que l'équilibre entre les effets dépend du niveau de contrainte du milieu et, que dans les milieux fortement contraints (notamment les milieux arides), les effets positifs deviennent prépondérants (Bertness *et* Callaway, 1994).

C'est ainsi que des méthodes utilisant les « plantes nurses » ont été développées pour faciliter l'installation des jeunes plants, tout particulièrement en zone aride (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004 ; Rodríguez-Trejo *et al.*, 2003). Ces plantes nurses agissent principalement en réduisant le rayonnement radiatif parvenant au plant et en augmentant l'humidité relative de l'air autour du plant, améliorant les bilans énergétique et hydrique du plant, qui peuvent s'avérer critiques si le plant a une alimentation hydrique limitée.

En France, les études réalisées dans les décennies passées s'accordent sur l'effet globalement négatif de la végétation accompagnatrice et du couvert adulte sur la survie initiale des jeunes plants (Collet *et al.*, 1999 ; Frochot *et al.*, 1986). Néanmoins, dans des conditions climatiques plus sèches prédites par les modèles climatiques pour les années à venir, la mise au point d'itinéraires de plantation utilisant les plantes nurses qui soient adaptés au contexte forestier français est une voie pour l'amélioration du succès des plantations.

4.6 Besoins de recherche

L'ensemble de ces éléments ici synthétisés permet de dégager quelques grandes problématiques relatives à la limitation du stress de transplantation, et par-là même, la réussite des plantations. Certains points mériteraient des investigations plus poussées non seulement du côté de la recherche appliquée mais aussi à travers des innovations dans la stratégie des opérations de plantations.

Améliorer les conditions d'accueil du plant en forêt constitue un des premiers axes d'investigation. Les conclusions de travaux de recherche assez complets relatifs aux effets du travail du sol sur la reprise et croissance des plants sont présentées précédemment. Les effets d'apports d'amendements ou de fertilisants sur la survie et la croissance des plants ont été très largement étudiés et mériteraient un travail de synthèse bibliographique sous forme de revue systématique afin d'aborder le sujet dans sa complétude. L'une des questions critiques de ce travail bibliographique est par exemple celle des interactions entre essence plantée, type de sol et type de fertilisant ou d'amendement. Nous avons mentionné précédemment l'existence de produits destinés à améliorer la disponibilité de l'eau au voisinage du plant (rétenteurs d'eau d'origine naturelle et polymères hydroabsorbants) dont l'usage en forêt tempérée dans le but de tamponner les effets d'épisodes de sécheresse n'ont pas encore été

formellement testés. Des travaux expérimentaux visant non seulement la performance technique (capacité à limiter le stress hydrique des plants) en milieu forestier, mais également leur efficience – c'est-à-dire en considérant les éléments économiques, environnementaux et sociaux (notamment l'ergonomie d'utilisation), sont nécessaires pour éclairer les reboiseurs dans leurs choix d'itinéraires techniques.

Les récents épisodes de très fortes chaleurs combinées à des déficits de précipitations très marqués interrogent les forestiers sur l'opportunité des plantations dans le recrû. Jusqu'alors, les résultats des travaux de recherche ont dans l'ensemble conclu à un effet négatif du couvert sur la survie et croissance des plants : les effets de la concurrence pour l'eau et la lumière sont plus dommageables que la protection conférée par l'ombrage. L'intensité des vagues de chaleur constatées ces dernières années, ainsi que la formalisation de la notion de microclimat forestier (De Frenne *et al*., 2021) invitent à revisiter ces résultats et possiblement faire changer le paradigme associé. Ainsi, la stratégie serait vue en deux temps distincts. Une première phase de quelques années pendant laquelle l'objectif est d'assurer, sous couvert, la survie du plant et le développement d'un appareil racinaire lui assurant une bonne capacité d'absorption de l'eau. Puis dans une seconde phase, un apport de lumière plus conséquent permettra la croissance du plant. Il s'agit alors d'évaluer le degré de couvert permettant de garantir la survie de plants en conditions de fortes contraintes hydriques et thermiques puis d'identifier le moment idoine pour engager l'ouverture de couvert et les techniques sylvicoles pertinentes pour limiter les risques de dégâts aux plants causés par l'abattage des arbres. Ce changement de paradigme nécessite d'envisager des projets de grande ambition, mêlant travaux expérimentaux et retour d'expérience sur la base de chantiers à large échelle, dans des contextes écologiques variés, pour un panel d'essences contrastées.

Un second axe de travail vise à améliorer l'agilité des opérations de plantation en travaillant sur les plants et la logistique associée. Les opérations de plantations font face à la fois à des contraintes conjoncturelles telles que le manque de main d'œuvre ou le manque de ressources en graines pour certaines essences, et à des contraintes tendancielles comme les accidents météorologiques dont l'intensité et la fréquence croissantes sont la manifestation du changement climatique. Ainsi, des travaux de recherche et développement sur les techniques de pré-aoûtement, ou d'induction d'arrêt de croissance pourraient permettre d'améliorer la gestion des stocks en rendant les opérations d'arrachage des plants en pleine terre moins sensibles aux étés indiens (chaleurs automnales). Pour les plants en godets d'essences feuillues, ces améliorations permettraient d'augmenter la durée potentielle de plantation par anticipation de la phase d'aoûtement. Réciproquement, les techniques visant à ralentir le débourrement des plants en fin d'hiver ou début de printemps permettrait d'augmenter de quelques semaines la période pendant laquelle l'état physiologique des plants est propice à leur mise en terre. Les éléments de connaissance précédemment réunis ont révélé que la vulnérabilité des plants était largement exacerbée par les contraintes stationnelles ; à l'inverse se pose la question, dans les environnements à faible niveaux de contraintes, de la résilience des plants à des opérations de plantations conduites en dehors d'un cahier des charges standard. Des travaux visant à évaluer les risques associés à la plantation hors saison (plants non aoûtés, ou déjà débourrés), en fonction des essences et des contraintes stationnelles, permettrait aux reboiseurs d'ajuster les calendriers de leurs chantiers.

Synthèse des deux premiers axes, un troisième axe de recherche développement et innovation émerge autour du concept de ciblage des plants. Régulièrement évoqué dans la littérature scientifique anglosaxonne sous les termes de « *target plant concept* » (*Davis and Pinto, 2021*) ce concept s'appuie l'intégration des connaissances sur la biologie végétale appliquée aux plants, à la connaissance écologique des sites de plantation et aux enjeux socio-économiques associés à l'utilisation des plants. Basé sur une démarche d'amélioration continue et de gestion adaptative, ce concept est utilisé pour

définir les caractéristiques particulières des plants les mieux adaptés à leur lieu de plantation afin que les pépinières produisent les types de plants adéquats (voir Figure 2.4-2). Il s'agit là d'un autre changement radical de paradigme à envisager : ne plus produire des plants standards mais produire des types de plants aux caractéristiques variées afin qu'ils soient orientés vers l'environnement de plantation où ils seront les plus performants. Cette approche globale des projets de plantation permet d'intégrer l'ensemble des éléments de la chaîne de plantation susceptibles d'être améliorés, dans le but de réduire la vulnérabilité des plants aux contraintes météorologiques. Elle stimulera l'innovation à travers une plus grande exigence dans la conception des chantiers de plantations : diagnostic avant plantation, connaissances sur les avantages et inconvénients de différents types de plants, choix des méthodes de préparation de site. Réciproquement, ce concept permettra de revisiter les méthodes de production des pépinières et notamment de mieux valoriser les plants et lots de plants aux caractéristiques non standard, afin de les valoriser au mieux. Un travail d'analyse de la filière du reboisement permettrait d'identifier dans un premier temps les interactions déjà existantes au sein des acteurs du reboisement, et les points d'innovation potentielle et leurs échéances possibles. Dans un second temps, il s'agira de bâtir des travaux de recherche et/ou programmes d'innovation visant à combler les lacunes identifiées. Ce cadre de travail visera à resserrer les liens au sein de la filière des reboiseurs et nécessitera de construire des rapports entre acteurs, dépassant le cadre strictement commercial, pour aboutir à des avancées techniques et logistiques permettant de mieux valoriser les plants forestiers produits et ainsi limiter la pression sur la ressource en graines.

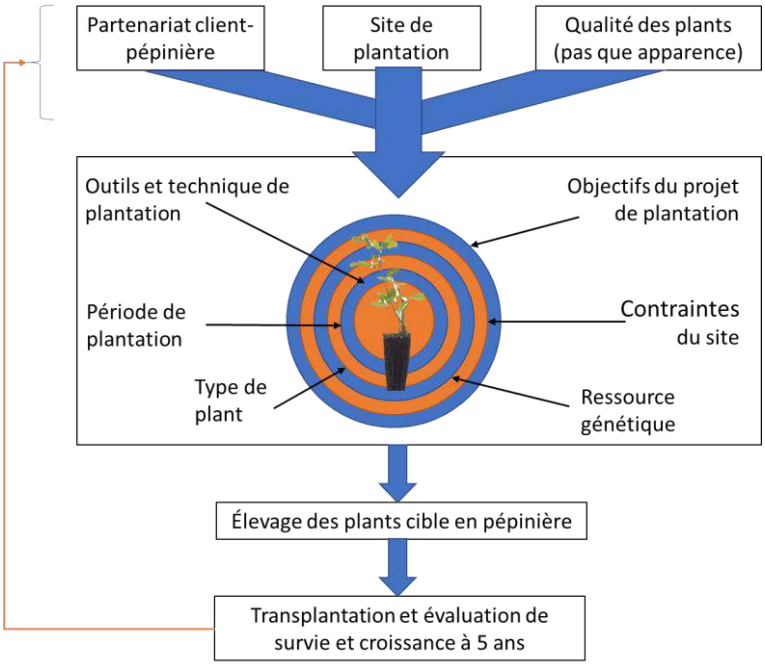


Figure 2.4-2 : Concept de ciblage des plants, d'après Haase et Davis (2017) et Dumroese et al. (2016)

4.7 Références bibliographiques

Ampoorter, E., Schrijver, A. de, Frenne, P. de, Hermy, M., Verheyen, K., 2011. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. Ecological Engineering 37, 1734–1746.

Andivia, E., Villar-Salvador, P., Oliet, J.A., Puértolas, J., Dumroese, R.K., Ivetić, V., Molina-Venegas, R., Arellano, E.C., Li, G., Ovalle, J.F., 2021. Climate and species stress resistance modulate the higher survival of large seedlings in forest restorations worldwide. Ecological Applications 31, e02394. https://doi.org/10.1002/eap.2394

Aung, A., Youn, W.B., Seo, J.M., Dao, H.T.T., Han, S.H., Cho, M.S., Park, B.B., 2019. Effects of three biomaterials mixed with growing media on seedling quality of Prunus sargentii. Forest Science and Technology 15, 13–18. https://doi.org/10.1080/21580103.2018.1557564

Aussenac, G., Guehl, J.-M., Kaushal, P., Granier, A., Grieu, P., 1988. Critères physiologiques pour l'évaluation de la qualité des plants forestiers avant plantation. Revue forestière française 60, 131. https://doi.org/10.4267/2042/25926

Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., Zedaker, S.M., 2006. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighboring vegetation. Forestry 79, 3–27.

Bastard, R., Conche, J., Duez, F., Fendorf, J., Gallet, P., Gauvin, J., Guillon, A., Hugues, S., Leblanc, M., Lehmann, F., Micheneau, C., Moyses, F., Paquet, D., Poupart, F., Pousset, F., Sardin, T., Touffait, R., Ulrich, E., 2018. Guide technique : réussir les plantations de chênes sessile et pédonculé, travaux sylvicoles. ONF. Direction générale, Paris.

Beniwal, R.S., Hooda, M.S., Polle, A., 2011. Amelioration of planting stress by soil amendment with a hydrogel–mycorrhiza mixture for early establishment of beech (Fagus sylvatica L.) seedlings. Annals of Forest Science 68, 803–810. https://doi.org/10.1007/s13595-011-0077-z

Bertness, M.D., Callaway, R., 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology & Evolution 9, 191–193. https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4

Cabral, R., O'Reilly, C., 2008. Physiological and field growth responses of oak seedlings to warm storage. New Forests 36, 159–170. https://doi.org/10.1007/s11056-008-9090-y

Chirino, E., Vilagrosa, A., Cortina, J., Valdecantos, A., Fuentes, D., Trubat, R., Luis, V.C., Puértolas, J., Bautista, S., Baeza, M.J., Peñuelas, J.L., Vallejo, V.R., 2009. Ecological restoration in degraded drylands: The need to improve the seedling quality and site conditions in the field, in: Forest Management. pp. 85–158.

Coello, J., Ameztegui, A., Rovira, P., Fuentes, C., Piqué, M., 2018. Innovative soil conditioners and mulches for forest restoration in semiarid conditions in northeast Spain. Ecological Engineering 118, 52–65. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.015

Cole, E., Lindsay, A., Newton, M., Bailey, J.D., 2018. Eight-year performance of bareroot Douglas-fir and bareroot and plug western larch Seedlings following herbicide applications, northeast Oregon, USA. New Forests 49, 791–814. https://doi.org/10.1007/s11056-018-9653-5

Collet, C., Frochot, H., Ningre, F., 1999. Développement de jeunes chênes soumis à une compétition souterraine. Revue forestière française p.298-308.

Collet, C., Vast, F., Richter, C., Koller, R., 2021. Cultivation profile: a visual evaluation method of soil structure adapted to the analysis of the impacts of mechanical site preparation in forest plantations. Eur J Forest Res 140, 65–76. https://doi.org/10.1007/s10342-020-01315-2

Crous, C.J., Malan, F.S., Wingfield, M.J., 2016. Securing African forests for future drier climates: applying ecophysiology in tree improvement. Southern Forests 78, 241–254. https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1207131

Davis, A.S., Jacobs, D.F., 2005. Quantifying root system quality of nursery seedlings and relationship to outplanting performance. New Forest 30, 295–311. https://doi.org/10.1007/s11056-005-7480-y

Davis, A.S., Pinto, J.R., 2021. The Scientific Basis of the Target Plant Concept: An Overview. Forests 12, 1293. https://doi.org/10.3390/f12091293

De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B.R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M.B., Christiansen, D.M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klinges, D.H., Koelemeijer, I.A., Lembrechts, J.J., Marrec, R., Meeussen, C., Ogée, J., Tyystjärvi, V., Vangansbeke,

P., Hylander, K., 2021. Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. Global Change Biology 27, 2279–2297. https://doi.org/10.1111/gcb.15569

Del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M., Hermoso, J., Ibáñez, A.J., 2007. Relationship between root growth potential and field performance in Aleppo pine. Ann. For. Sci. 64, 541–548. https://doi.org/10.1051/forest:2007031

del Campo, A.D., Segura-Orenga, G., Bautista, I., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Hermoso, J., 2021. Assessing reforestation failure at the project scale: The margin for technical improvement under harsh conditions. A case study in a Mediterranean Dryland. Science of the Total Environment 796. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148952

del Campo, A.D., Segura-Orenga, G., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Reyna, S., Hermoso, J., 2020. Reforesting drylands under novel climates with extreme drought filters: The importance of trait-based species selection. Forest Ecology and Management 467, 118156. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118156

Dumas, N., Dassot, M., Pitaud, J., Piat, J., Arnaudet, L., Richter, C., Collet, C., 2021. Four-year-performance of oak and pine seedlings following mechanical site preparation with lightweight excavators. Silva Fennica 55. https://doi.org/10.14214/SF.10409

Dumroese, K.R., Landis, T.D., Pinto, J.R., Haase, D.L., Wilkinson, K.W., Davis, A.S., 2016. Meeting forest restoration challenges: Using the target plant concept. Reforesta 1, 37–52. https://doi.org/10.21750/REFOR.1.03.3

Faure, C., Montagnon, F., Fontvieille, F., 2014. Guide technique “Réussir la plantation forestière” (Guide technique). MAAF.

Frochot, H., Picard, J.-F., Dreyfus, P., 1986. La Végétation Herbacée. Obstacle Aux Plantations. Revue Forestière Française 38, 271–279.

Gardiner, R., Shoo, L.P., Dwyer, J.M., 2019. Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. Journal of Applied Ecology 56, 2687–2697. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13505

Généré, B., 1997. Les Facteurs influençant la qualité physiologique des plants plantés, et la prise en compte des risques climatiques après plantation. Revue forestière française 49, 313. https://doi.org/10.4267/2042/5629

Généré, B., Garriou, D., Omarzad, O., Grivet, J.P., Hagège, D., 2004. Effect of a strong cold storage induced desiccation on metabolic solutes, stock quality and regrowth, in seedlings of two oak species. Trees 18, 559–565. https://doi.org/10.1007/s00468-004-0348-5

Ghosh, S., Zhu, K., Gelfand, A.E., Clark, J.S., 2016. Joint Modeling of Climate Niches for Adult and Juvenile Trees. JABES 21, 111–130. https://doi.org/10.1007/s13253-015-0238-x

Ginisty, C., Joyeau, C., Guibert, M., Philippe, G., 2020. With a view to reviving forest plantations in France, are seed and seedling producers in a position to meet the demand of reforestation workers? Sciences Eaux & Territoires 40. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.3.08

Girard, S., Veuillen, L., Chaumet, M., Thivolle-Cazat, A., 2019. Evaluation et perspectives de développement des plantations de douglas réalisées avec des plants élevés dans des conteneurs inférieurs à 300cc.

Goldberg, D.E., Barton, A.M., 1992. Patterns and Consequences of Interspecific Competition in Natural Communities: A Review of Field Experiments with Plants. The American Naturalist 139, 771–801.

Gómez-Aparicio, L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. Journal of Ecology 97, 1202–1214. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E., 2004. Applying Plant Facilitation to Forest Restoration: A Meta-Analysis of the Use of Shrubs as Nurse Plants. Ecological Applications 14, 1128–1138.

Grossnickle, S.C., 2016. Restoration Silviculture: An Ecophysiological Perspective - Lessons learned across 40 years. REFORESTA 1–36. https://doi.org/10.21750/REFOR.1.02.2

Grossnickle, S.C., 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. New Forests 43, 711–738. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6

Grossnickle, S.C., 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. New Forest 30, 273–294. https://doi.org/10.1007/s11056-004-8303-2

Grossnickle, S.C., El-Kassaby, Y.A., 2016. Bareroot versus container stocktypes: a performance comparison. New Forests 47, 1–51. https://doi.org/10.1007/s11056-015-9476-6

Grossnickle, S.C., MacDonald, J.E., 2018. Why seedlings grow: influence of plant attributes. New Forests 49, 1–34. https://doi.org/10.1007/s11056-017-9606-4

Guehl, J.M., Clement, A., Kaushal, P., Aussenac, G., 1993. Planting stress, water status and non-structural carbohydrate concentrations in Corsican pine seedlings. Tree Physiology 12, 173–183. https://doi.org/10.1093/treephys/12.2.173

Gurevitch, J., Morrow, L.L., Wallace, A., Walsh, J.S., 1992. A Meta-Analysis of Competition in Field Experiments. The American Naturalist 140, 539–572.

Haase, D.L., 2011. Seedling root targets. In: Riley, L. E.; Haase, D. L.; Pinto, J. R., tech. coords. National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations - 2010. Proc. RMRS-P-65. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 80-82. 65, 80–82.

Haase, D.L., Davis, A.S., 2017. Developing and supporting quality nursery facilities and staff are necessary to meet global forest and landscape restoration needs. REFORESTA 69–93. https://doi.org/10.21750/REFOR.4.06.45

Jäärats, A., Tullus, A., Seemen, H., 2016. Growth and Survival of Bareroot and Container Plants of Pinus sylvestris and Picea abies During Eight Years in Hemiboreal Estonia. Baltic Forestry 16, 365–374.

Jacobs, D.F., Salifu, K.F., Davis, A.S., 2009. Drought susceptibility and recovery of transplanted Quercus rubra seedlings in relation to root system morphology. Ann. For. Sci. 66, 504–504. https://doi.org/10.1051/forest/2009029

Jacobs, D.F., Wilson, B.C., Ross-Davis, A.L., Davis, A.S., 2008. Cold hardiness and transplant response of Juglans nigra seedlings subjected to alternative storage regimes. Ann. For. Sci. 65, 1. https://doi.org/10.1051/forest:2008036

Koide, D., Higa, M., Nakao, K., Ohashi, H., Tsuyama, I., Matsui, T., Tanaka, N., 2016. Projecting spatiotemporal changes in suitable climate conditions to regenerate trees using niche differences between adult and juvenile trees. Eur J Forest Res 135, 125–136. https://doi.org/10.1007/s10342-015-0921-z

Kolevska, D.D., Dimitrova, A., Cokoski, K., Basova, M., 2020. Growth and quality of Pinus nigra (Arn.), Pinus sylvestris (L.) and Pinus pinaster (Aiton) seedlings in two container types. REFORESTA 21–36.

Lacey, S.T., Brennan, P.D., Parekh, J., 2001. Deep may not be meaningful: Cost and effectiveness of various ripping tine configurations in a plantation cultivation trial in eastern Australia. New Forests 21, 231–248. https://doi.org/10.1023/A:1012283106140

Landis, T., Dumroese, R.K., Haase, D., 2010. The container tree nursery manual, volume 7: seedling processing, storage and outplanting.

Le Tacon, F., Mousain, D., Garbaye, J., Bouchard, D., Churin, J.-L., Argillier, C., Amirault, J.-M., Généré, B., 1997. Mycorhizes, pépinières et plantations forestières en France. Revue Forestière Française 49, 131–154. https://doi.org/10.4267/2042/5663

Levy, P.E., McKay, H.M., 2003. Assessing tree seedling vitality tests using sensitivity analysis of a process-based growth model. Forest Ecology and Management 183, 77–93. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00095-1

Löf, M., Dey, D.C., Navarro, R.M., Jacobs, D.F., 2012a. Mechanical site preparation for forest restoration. New Forests 43, 825–848. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9332-x

Löf, M., Dey, D.C., Navarro, R.M., Jacobs, D.F., 2012b. Mechanical site preparation for forest restoration. New Forests 43, 825–848. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9332-x

Löf, M., Rydberg, D., Bolte, A., 2006. Mounding site preparation for forest restoration: survival and growth responses in Quercus robur L. seedlings. Forest Ecology and Management 232, 19–25.

MAAF, 2014. Réussir la plantation forestière, 3ème édition, Guide technique.

Maltz, M.R., Treseder, K.K., 2015. Sources of inocula influence mycorrhizal colonization of plants in restoration projects: a meta-analysis. Restoration Ecology 23, 625–634. https://doi.org/10.1111/rec.12231

Margolis, H.A., Brand, D.G., 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. Can. J. For. Res. 20, 375–390. https://doi.org/10.1139/x90-056

Ministère de l'urbanisme des logements et du transport, Ministère de l'économie des finances et du budget, Ministère de l'agriculture, 2012. Marché publics de travaux, Cahier des clauses techniques généralec, Fascicule n° 34, travaux forestiers de boisement [WWW Document]. Bulletin officiel du minisère en charge de l'environnement. URL https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0030524/F34_2012-05-30.pdf (accessed 2.10.23).

Oliveira, G., Nunes, A., Clemente, A., Correia, O., 2011. Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study. Ecological Engineering 37, 255–259. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.015

ONF, CNPF, 2021. Climessences [WWW Document]. URL https://climessences.fr/ (accessed 2.14.23).

Payn, T., Carnus, J.-M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L.N., Wingfield, M.J., 2015. Changes in planted forests and future global implications. Forest Ecology and Management, Changes in Global Forest Resources from 1990 to 2015 352, 57–67. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.021

Piñeiro, J., Maestre, F.T., Bartolomé, L., Valdecantos, A., 2013. Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. Ecological Engineering 61, 133–144. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.066

Pinto, J.R., Marshall, J.D., Dumroese, R.K., Davis, A.S., Cobos, D.R., 2012. Photosynthetic response, carbon isotopic composition, survival, and growth of three stock types under water stress enhanced by vegetative competition. Can. J. For. Res. 42, 333–344. https://doi.org/10.1139/x11-189

Policelli, N., Horton, T.R., Hudon, A.T., Patterson, T.R., Bhatnagar, J.M., 2020. Back to Roots: The Role of Ectomycorrhizal Fungi in Boreal and Temperate Forest Restoration. Frontiers in Forests and Global Change 3.

Puttonen, P., 1986. Carbohydrate reserves in Pinus sylvestris seedling needles as an attribute of seedling vigor. Scandinavian Journal of Forest Research 1, 181–193. https://doi.org/10.1080/02827588609382410

Ramón Vallejo, V., Smanis, A., Chirino, E., Fuentes, D., Valdecantos, A., Vilagrosa, A., 2012. Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation. New Forests 43, 561–579. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9325-9

Repáč, I., Parobeková, Z., Belko, M., 2022. Ectomycorrhiza-hydrogel additive enhanced growth of Norway spruce seedlings in a nutrient-poorpeat substrate. Journal of Forest Science 68, 170–181. https://doi.org/10.17221/29/2022-JFS

Rey Benayas, J.M., Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Holl, K.D., 2015. Predation and aridity slow down the spread of 21-year-old planted woodland islets in restored Mediterranean farmland. New Forests 46, 841–853. https://doi.org/10.1007/s11056-015-9490-8

Riedacker, A., 1978. Etude de la déviation des racines horizontales ou obliques issues de boutures de peuplier qui rencontrent un obstacle : applications pour la conception de conteneurs. Ann. Sci. forest. 35, 1–18. https://doi.org/10.1051/forest/19780101

Rincón, A., de Felipe, M.R., Fernández-Pascual, M., 2007. Inoculation of Pinus halepensis Mill. with selected ectomycorrhizal fungi improves seedling establishment 2 years after planting in a degraded gypsum soil. Mycorrhiza 18, 23–32. https://doi.org/10.1007/s00572-007-0149-y

Ritchie, G.A., Dunlap, J.R., 1980. Root growth potential. Its development and expression in forest tree seedlings. New Zealand Journal of Forestry Science 10, 218–248.

Rodríguez-Trejo, D.A., Duryea, M.L., White, T.L., English, J.R., McGuire, J., 2003. Artificially regenerating longleaf pine in canopy gaps: initial survival and growth during a year of drought. Forest Ecology and Management 180, 25–36. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00557-1

Rolando, C.A., Pammenter, N.W., Little, K.M., 2011. Critical water stress levels in Pinus patula seedlings and their relation to measures of seedling morphology. Southern Forests: a Journal of Forest Science 73.

Rose, R., Gleason, J.F., Atkinson, M., 1993. Morphological and water-stress characteristics of three Douglas-fir stocktypes in relation to seedling performance under different soil moisture conditions. New Forest 7, 1–17. https://doi.org/10.1007/BF00037468

Santacruz-García, A.C., Senilliani, M.G., Gómez, A.T., Ewens, M., Yonny, M.E., Villalba, G.F., Nazareno, M.A., 2022. Biostimulants as forest protection agents: Do these products have an effect against abiotic stress on a forest native species? Aspects to elucidate their action mechanisms. Forest Ecology and Management 522, 120446. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120446

Sardin, T., Bourdenet, P., Argillier, C., 2001. Amélioration des techniques de reconstitution en espèces feuillues de la forêt méditerranéenne. Revue forestière française 53, 542. https://doi.org/10.4267/2042/5270

Sikström, U., Hjelm, K., Hanssen, K.H., Saksa, T., Wallertz, K., 2020. Influence of mechanical site preparation on regeneration success of planted conifers in clearcuts in Fennoscandia – a review. 35. https://doi.org/10.14214/sf.10172

Simpson, D.G., Ritchie, G.A., 1997. Does RGP predict field performance? A debate. New Forests 13, 253–277. https://doi.org/10.1023/A:1006542526433

Small, C.C., Degenhardt, D., 2018. Plant growth regulators for enhancing revegetation success in reclamation: A review. Ecological Engineering 118, 43–51. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.010

Stein, W.I., Edwards, J.L., Tinus, R.W., 1975. Outlook for Container-Grown Seedling Use in Reforestation. Journal of Forestry 73, 337–341. https://doi.org/10.1093/jof/73.6.337

Sutton, R.F., 1993. Mounding site preparation: A review of European and North American experience. New Forest 7, 151–192. https://doi.org/10.1007/BF00034198

Tallieu, C., Collet, C., Renaud, J.-P., Pitaud, J., 2022. Conception d'indices météorologiques pour prendre en compte le risque de sécheresse estivale dans la garantie de reprise des plantations (Rapport du programme "Reprise des plantations en climat changeant (Replant-CLIC)"). INRAe.

Thompson, B.E., 1985. Seedling morphological evaluation: what you can tell by looking., in: Evaluating Seedling Quality: Principles, Procedures, and Predictive Ability of Major Tests. Forest Research Laboratory, Oregon State University, pp. 59–72.

Verger, S., Ginisty, C., 1995. Plants résineux en conteneurs pour la zone tempérée. Bulletin technique de l'Office National des Forêts 9–19.

Vyse, A., 1981. Growth of Young Spruce Plantations in Interior British Columbia. The Forestry Chronicle 57, 174–180. https://doi.org/10.5558/tfc57174-4

Weyers, J.D.B., Paterson, N.W., 2001. Plant hormones and the control of physiological processes. New Phytologist 152, 375–407. https://doi.org/10.1046/j.0028-646X.2001.00281.x

Yu, J., Shi, J. g., Dang, P. f., Mamedov, A. i., Shainberg, I., Levy, G. j., 2012. Soil and Polymer Properties Affecting Water Retention by Superabsorbent Polymers under Drying Conditions. Soil Science Society of America Journal 76, 1758–1767. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0387

Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Les plants et semis issus du renouvellement d'un peuplement, font partie intégrante d'une communauté forestière dynamique et diversifiée. Ils établissent au sein de cette communauté des interactions multiples avec les autres êtres vivants. Il peut s'agir d'interactions positives (associations mycorhiziennes, protection, ambiance forestière, etc.) ou d'interactions négatives (concurrence, compétition, attaques par des agents biotiques tels que les insectes ravageurs et les champignons pathogènes, mais également certains mammifères, oiseaux, bactéries, virus, etc.) Pour assurer la survie et la croissance de la nouvelle génération d'arbres, le gestionnaire forestier peut intervenir pour le maintien du bon équilibre entre toutes ces interactions. Dans le cas d'attaques -ou de menace- par des agents biotiques, une pression modérée est généralement tolérée. Néanmoins, si les dégâts -ou la menace- deviennent trop importants au point de remettre en question la réussite du renouvellement ou les objectifs du propriétaire, il est préférable de prendre des mesures, préventives de préférence ou éventuellement curatives. Des méthodes de lutte ont été développées par le passé pour les principaux ravageurs et maladies connus, qui ont permis leur contrôle. Néanmoins, les changements climatiques ont modifié les cycles de vie et de reproduction de certains agresseurs dont la présence, le nombre et la répartition sur le territoire sont devenus plus problématiques. De nouveaux organismes ravageurs sont aussi apparus à la faveur du changement global. Pour ces organismes dont le comportement sur le territoire est méconnu, il n'existe généralement pas encore de méthode de contrôle. Pour les autres, certaines pratiques de gestion peuvent se révéler très efficaces. Quand ce n'est pas le cas, le recours aux produits phytosanitaires de synthèse a longtemps été la solution mais il est fortement réduit aujourd'hui en raison des restrictions de nature réglementaire. Des alternatives sont donc à trouver pour réguler les populations et minimiser les dégâts, ce qui suppose en premier lieu d'identifier, de quantifier et de mieux connaître les agresseurs, pour développer des méthodes de prévention et de lutte adaptées.

Ce Thème se focalise sur les principaux ennemis naturels des jeunes arbres actuellement connus, qui font l'objet de trois contributions distinctes. Chaque contribution s'appuie sur des bases de données ou des bases de connaissances spécifiques : (1) champignons pathogènes et insectes ravageurs, qui s'appuie sur des enquêtes de terrain et sur des relevés sanitaires « opportunistes » effectués par le DSF ; (2) grands ongulés sauvages, qui se base sur une analyse bibliographique narrative et (3) micromammifères, qui s'appuie sur la littérature et sur la base de données du DSF (veille sanitaire et enquête plantation).

Volet 2| Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 658
1.2 Matériel et méthodes 659
1.2.1 Traitement des données 660
1.3 Réponses à la question posée 660
1.3.1 Une diversité de bioagresseurs observés en France dans les phases de renouvellement 660
1.3.2 Peu de ravageurs ont un impact fort 662
1.3.3 Les facteurs de vulnérabilité des jeunes arbres lors du renouvellement : exemple de l'impact de l'hylobe 663
1.3.4 Des méthodes de lutte curative peu utilisées en forêt 665
1.3.4.1 La lutte à base de spécialités agropharmaceutiques 665
1.3.5 Les méthodes culturales privilégiées 665
1.3.6 Autres méthodes de lutte : barrières physiques, phéromones, lutte biologique 666
1.4 Conclusion 666
1.4.1 Quelles évolutions attendues 666
1.4.2 Les approches envisageables pour limiter l'impact des bioagresseurs 667
1.5 Références bibliographiques 668

Rédacteurs

François-Xavier **Saintonge**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Ardon (45), France

Claude **Husson,** Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Champenoux (54), France

Bernard **Boutte**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Avignon (84), France

Contributeurs

Benoît **Marçais**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France

Morgane **Goudet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75), France

1.1 Contexte et problématique

Les échecs de plantation ont des origines multiples : d'ordre abiotique comme la sécheresse, la canicule, d'ordre sylvicole comme le type et la qualité des préparations de sol, la qualité des plants (voir Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »), ou d'ordre biotique. Parmi les causes biotiques, outre les problèmes de grands ongulés (voir « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? ») et des micromammifères (voir « Question 3. Comment le mode de renouvellement des peuplements forestiers et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles méthodes préconiser pour les limiter ? »), les champignons et oomycètes pathogènes et les insectes ravageurs peuvent entraîner des échecs dans les phases de renouvellement des peuplements. Le rôle de ces bioagresseurs dans les dommages que

subissent les plantations semble de faible ampleur par rapport à ceux d'ordre abiotique (voir Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »). Cependant, chez les jeunes plants et semis, le flétrissement est rapide et la mortalité survient brutalement. D'autres agents biotiques interviennent ensuite, avec notamment l'action de champignons saprophytes, qui rendent difficile l'identification des parasites en cause. Ainsi, il est probable que la fréquence et l'impact des pathogènes et ravageurs soient sous-estimés en raison de la difficulté de diagnostic de ces organismes. Des études spécifiques sur des genres de pathogènes ont en effet montré le fort impact sur le renouvellement des peuplements. Par exemple, les attaques d'oïdium (*Erysiphe* spp.) peuvent doubler le taux de mortalité chez les chênes et réduire drastiquement leur croissance dans les régénérations naturelles en Europe (Marçais *et* Desprez-Loustau, 2014). Le chancre poisseux des pins causé par *Fusarium circinatum* cause des pourritures racinaires et des mortalités massives (fontes de semis) sur *Pinus* spp. en forêt plantée ou naturelle en Amérique du Nord et du Sud et en Afrique du Sud amenant les améliorateurs à développer des programmes de recherches pour la sélection à la tolérance (Mitchell *et al*., 2011). Les phytophthoras, destructeurs de fines racines chez de nombreux hôtes, sont largement répandus en plantations et dans les pépinières forestières où 70 à 80 % dans les sites inspectés en Europe sont infectés par ces agents létaux (Jung *et al*., 2016). Dans ce contexte, inventorier les pathogènes et les ravageurs est donc une étape cruciale pour prévenir et limiter les risques en milieu forestier, quel que soit le mode de renouvellement.

Cette contribution apporte ainsi (i) une évaluation des principaux problèmes biotiques dans les très jeunes peuplements, (ii) une évaluation de leur gravité, (iii) une analyse des facteurs de vulnérabilité des types de renouvellement, (iv) une présentation succincte des méthodes de lutte classiquement mises en œuvre et, enfin, discute les questions qui vont probablement se poser pour l'avenir.

Elle se base sur l'analyse de deux bases de données récoltées par les correspondants-observateurs (CO) du DSF dans les plantations et régénération naturelles dans les forêts françaises sur la période 2007-2021.

1.2 Matériel et méthodes

Deux bases de données contiennent des informations qui permettent d'objectiver la question posée :

- la base de veille sanitaire, où tout problème phytosanitaire d'une ampleur minimale, connu d'un CO du DSF fait l'objet d'un signalement, en précisant la date, le lieu, l'essence installée, le contexte sylvicole, le (ou les) problème(s) observé(s) et une quantification à dire d'expert de son importance. Ici, pour la période 2007-2021, 6 418 signalements concernent les plantations qui se répartissent ainsi : plantations de moins de 10 ans (4 676 signalements) et de moins de 5 ans pour le peuplier (682 signalements), 924 signalements concernent régénérations naturelles et 136 signalements concernent les régénérations par semis direct artificiels ; il s'agit donc de relevés dits opportunistes, équivalent aux études de cas en médecine et non de problèmes sanitaires relevés systématiquement ;
- la base de plantations contenant le suivi d'environ 1 000 plantations de l'année, sélectionnées parmi celles connues du réseau de CO, notées deux fois dans leur première année de végétation en forêt (juin puis octobre-novembre [dans la suite du texte, seule la notation de l'automne est prise en considération]), accompagnées d'une description de l'essence plantée, du contexte sylvicole avant la plantation et des travaux préparatoires et post-plantation. Sur 100 plants (selon un échantillon systématique de 10 grappes de 10 plants, séparées de 50 m environ), les problèmes observés et considérés comme significatifs sont décrits et leur éventuelle participation à la mortalité des plants précisée. L'ensemble des plantations depuis

2007 est pris en considération, soit 12 288 plantations en 15 campagnes. Quatre à cinq plantations sont investiguées chaque année par CO. On ne peut pas considérer qu'il s'agit d'un échantillon tout à fait représentatif des plantations en France puisque le taux d'échantillonnage est variable d'une essence à l'autre (le suivi des plantations de pin maritime est par exemple sous représenté par rapport à d'autres essences).

1.2.1 Traitement des données

Une parcelle forestière visitée peut présenter un ou plusieurs problèmes, biotiques ou abiotiques, qui sont tous enregistrés. Dans les tableaux qui suivent, la part de chaque agent biotique est calculée parmi tous problèmes biotiques, à partir d'un nombre de plants (base de plantation) ou d'un nombre de placettes visitées avec présence du bioagresseur (base de veille sanitaire). Concernant la base de plantation, si un agent biotique est identifié comme la principale cause de mortalité dans une plantation, alors la proportion de plants morts attribuée à cet agent est calculée. Dans la base de veille sanitaire, en plus d'un pourcentage de tiges affectées (P) estimé à dire d'expert, une note de sévérité (S) est attribuée pour définir l'ampleur de l'affection moyenne sur l'arbre, sur une échelle de 0 (quelques signes de présence du bioagresseur sans réel dommage) à 4 (plus de 80 % du houppier affecté ou dégradation très importante du tronc). Un indice de gravité est calculé selon la formule : $(P/5 \times S^2) / 32$. Cet indice varie de 0 (100 % de tiges à sévérité 0) à 10 (100 % de tiges à sévérité 4). Pour l'étude spécifique des mortalités de résineux dues à l'hylobe, une analyse en régression logistique multiple a été réalisée et des odds ratio ont été calculés pour estimer le surcroit de risque par facteur de vulnérabilité.

1.3 Réponses à la question posée

1.3.1 Une diversité de bioagresseurs observés en France dans les phases de renouvellement

Près de 400 problèmes différents sont signalés dans ces deux bases dont seulement une quinzaine est représentée par une occurrence notable.

Parmi les problèmes biotiques, la part des principaux pathogènes et ravageurs observés dans les deux bases de données est mentionnée dans le Tableau 3.1-1. L'hylobe, parasite des résineux, et l'oïdium du chêne ressortent comme les deux principaux bioagresseurs. Trois raisons expliquent cette fréquence élevée. Ils sont agressifs et largement répartis sur le territoire (voir figures de l'annexe), ils sont parmi les plus aisés à diagnostiquer sur le terrain sans analyse de laboratoire, et enfin les plantations de résineux (notamment douglas et pins) et de chênes sont majoritaires dans notre échantillonnage, environ 65 % et 15 % respectivement. Signalons que cet échantillonnage des hôtes est assez représentatif des plantations réalisées ces dernières années globalement en France. Pour les mêmes raisons, les maladies et ravageurs inféodés aux pins sont logiquement prédominants.

Tableau 3.1-1 : Part des principaux pathogènes et ravageurs responsables d'infection ou de mortalité dans la phase de renouvellement parmi l'ensemble des problèmes biotiques relevés. Les dégâts d'ordre entomologique ou pathologique sans identification précise de l'agent ne sont pas pris en compte.

Nom	Type	Essence ou groupe d'essences concernées	Parasite introduit	Base de veille sanitaire (%)	Base de plantations (%)
Hylobe (*Hylobius abietis*)	insecte	Résineux	non	5	14

Oïdium du chêne (*Erysiphe* sp.)	champignon	Chênes	oui	3	34
Chalarose (*Hymenoscyphus fraxineus*)	champignon	Frêne	oui	3	< 0,1
Maladie des bandes rouges (*Dothistroma* sp.)	champignon	Pins	indéterminé	3	0,4
Sphaeropsis des pins (*Diplodia sapinea*)	champignon	Pins	non	3	0,3
Processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*)	insecte	Pins	non	3	< 0,1
Armillaire (*Armillaria* sp.)	champignon	Tous	non	3	< 0,1
Rouille courbeuse du pin (*Melampsora pinitorqua*)	champignon	Pins	non	3	1,2
Phomopsis sp.	champignon	tous	non	3	0,3
Sténographe (*Ips sexdentatus*)	insecte	Pins	non	2	0
Rouille suisse du douglas (*Phaeocryptopus gaeumannii*)	champignon	Douglas	oui	2	0,4
Cécidomyie des aiguilles du Douglas (*Contarina* sp.)	insecte	Douglas	oui	2	1,9
Sclerophoma pithyophila	champignon	Résineux	indéterminé	2	0,1
Pestalotiopsis sp.	champignon	Tous	indéterminé	2	0,3
Pissode du pin (*Pissodes* sp.)	insecte	Pins	non	2	0
Rouille vésiculeuse du pin à deux aiguilles (*Cronartium pini*)	champignon	Pins	non	2	< 0,1

Hormis l'hylobe et l'oïdium, les différences d'occurrence dans les bases sont assez importantes et s'expliquent principalement par l'âge des individus observés et pour les raisons suivantes :

- certains bioagresseurs génèrent des mortalités très rapides sur des jeunes plants. Lors des visites, ils ne sont plus détectables par observation visuelle ou analyse de laboratoire et sont donc sous-estimés. Les plants ont disparu ou sont masqués par la végétation adventive (exemples : chalarose, sphaeropsis ou armillaire) ;
- d'autres ne se développent que sur des arbres d'une certain taille (par exemple, besoin d'une certaine épaisseur d'écorce ou d'un délai supérieur à 1 an entre l'infection et l'apparition des symptômes) : c'est le cas du sténographe, du pissode du pin ou de la rouille vésiculeuse.

Les dégâts dues au hanneton forestier ne représentent pas un problème majeur à l'échelle nationale et logiquement n'apparaissent pas dans le Tableau 3.1-1. Néanmoins, la surveillance du DSF permet de confirmer qu'il constitue localement une entrave à tout processus de renouvellement des peuplements comme dans plusieurs forêts autour de Paris et dans les Vosges du Nord. Par ailleurs, d'autres études montrent que les agents de fonte de semis comme les genres *Phytophthora*, *Pythium* ou *Fusarium* sont très présents sur plants en sortie de pépinières et donc responsables de mortalité en plantation. Leur rôle est probablement sous-estimé dans les suivis du DSF en raison de leurs symptômes peu typiques et de la difficulté de les détecter en laboratoire.

Environ **un quart des espèces de bioagresseurs majeurs est d'origine exotique**, dont la plupart ont déjà envahi l'ensemble du territoire. Cela confirme que l'introduction et l'invasion de nouveaux bioagresseurs présentent une menace importante pour la santé des forêts. Par ailleurs, d'autres sont

aussi connus pour être véhiculés par les plants issus de pépinière comme la chalarose, la maladie des bandes rouges, le sphaeropsis ou la cécidomyie du douglas.

1.3.2 Peu de ravageurs ont un impact fort

L'impact d'un bioagresseur est avant tout lié à sa relation à la plante, mais aussi aux conditions environnementales dans lequel il se trouve. Il peut générer des pertes de croissance, des déformations voire des mortalités. Certains bioagresseurs présentent un impact mal évalué, malgré leur forte occurrence (Tableau 3.1-2).

Tableau 3.1-2 : Type d'impact généré par les principaux bioagresseurs dans la phase de renouvellement des peuplements forestiers (Nageleisen *et al.*, 2010, ephitia.inra.fr)

Type d'impact	Espèces de bioagresseur
Pertes de croissance	maladie des bandes rouges, rouille suisse du douglas, cécidomyie des aiguilles du douglas
Déformations	rouille courbeuse du pin
Mortalité de feuilles, pousses ou rameaux	*Phomopsis* sp., *Pestalotiopsis* sp., sphaeropsis, *Sclerophoma pithyophila*
Mortalités de plants	Hylobe, chalarose, armillaire, sténographe, pissode du pin, oïdium des chênes

Parmi les signalements de la période considérée, 16 % révèlent un indice de gravité supérieur ou égal à 5 (dit cas grave) pour lesquels 184 bioagresseurs sur les 403 sont en cause.

Les 15 bioagresseurs regroupant le plus de cas graves sont présentés sur la Figure 3.1-1.

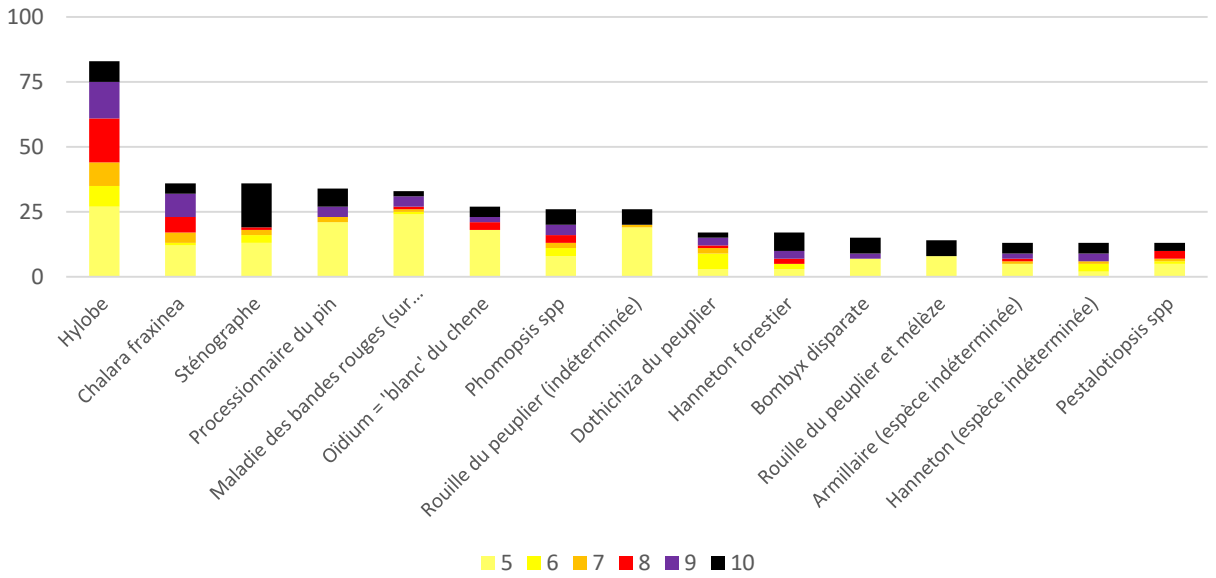


Figure 3.1-1 : Nombre de signalements dont l'indice de gravité est compris entre 5 à 10 (sur une échelle de 0 à 10), pour les principaux bioagresseurs

On retrouve sensiblement les mêmes bioagresseurs que dans les analyses précédentes, indiquant que les agresseurs les plus fréquents sont généralement également les plus graves. Ainsi, l'hylobe se révèle une nouvelle fois comme le plus sérieux avec un quart des signalements lié à cet insecte considérés comme graves.

La répartition géographique des bioagresseurs dépend de la présence et de la sensibilité de l'hôte et des conditions environnementales, comme le climat. La base de plantations révèle que l'oïdium est largement présent et impactant partout où le chêne est présent. Bien que polyphage sur résineux, l'hylobe présente des disparités spatiales avec notamment une sévérité accrue dans les zones de moyennes montagnes (massif central et Vosges) et en Bretagne, régions où l'épicéa commun, l'épicéa

de Sitka et le douglas dominent (Annexe 3.1-1 et Annexe 3.1-2). La distribution des autres bioagresseurs a été visualisée à partir de la base de veille sanitaire. La maladie des bandes rouges et la rouille suisse montrent que leur distribution est essentiellement liée à la présence de leurs hôtes les plus sensibles, c'est-à-dire, respectivement, le pin laricio et le douglas (Annexe 3.1-3 et

Annexe 3.1-4). Quant au sphaeropsis, sa distribution apparaît sans disparité régionale sur jeunes plants.

6 % des mortalités observées dans la base plantation sont imputés aux pathogènes et ravageurs. Une fois encore, leur impact est certainement sous-estimé du fait de la difficulté de diagnostic des microorganismes impliqués. Les huit premiers bioagresseurs responsables des mortalités des plants en 1e année est présenté dans le Tableau 3.1-3. L'hylobe représente une grande majorité (77 %) de la mortalité d'origine entomologique et pathologique.

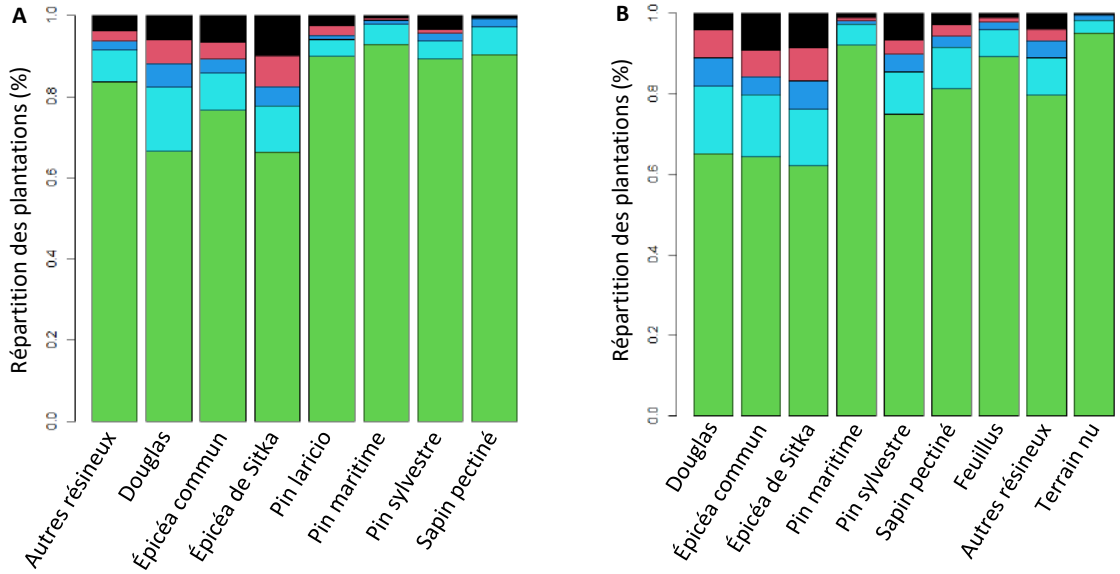
Tableau 3.1-3 : Mortalités observées dans la base plantation pour les principaux bioagresseurs sur 1 228 800 plants observés

Bioagresseur	Proportion de mort attribuée au bioagresseur (%)	Essence
Hylobe ou grand charançon du pin	4,5	résineux
Hannetons (commun et forestier)	0,3	résineux et feuillus
Défoliateur	0,2	résineux et feuillus
Oïdium du chêne	0,1	chêne
Maladie des pousses des conifères	0,1	résineux
Rouille des peupliers	0,1	peuplier
Sphaeropsis des pins	0,1	pins
Armillaire	0,1	résineux

1.3.3 Les facteurs de vulnérabilité des jeunes arbres lors du renouvellement : exemple de l'impact de l'hylobe

Compte tenu du rôle majeur de l'hylobe sur la phase de renouvellement et des données disponibles dans la base plantation, ce sujet a été choisi pour déterminer les facteurs de vulnérabilité des plantations à cet insecte.

L'analyse en régression logistique multiple de la mortalité a porté sur la proportion de plantations (7 232 au total) présentant des taux de mortalité variables. Elle révèle un effet significatif de l'essence plantée, de l'antécédent cultural, du délai entre l'exploitation de la coupe rase et du travail du sol. Le risque calculé d'un facteur de vulnérabilité (odds ratio) est corrigé des autres facteurs.



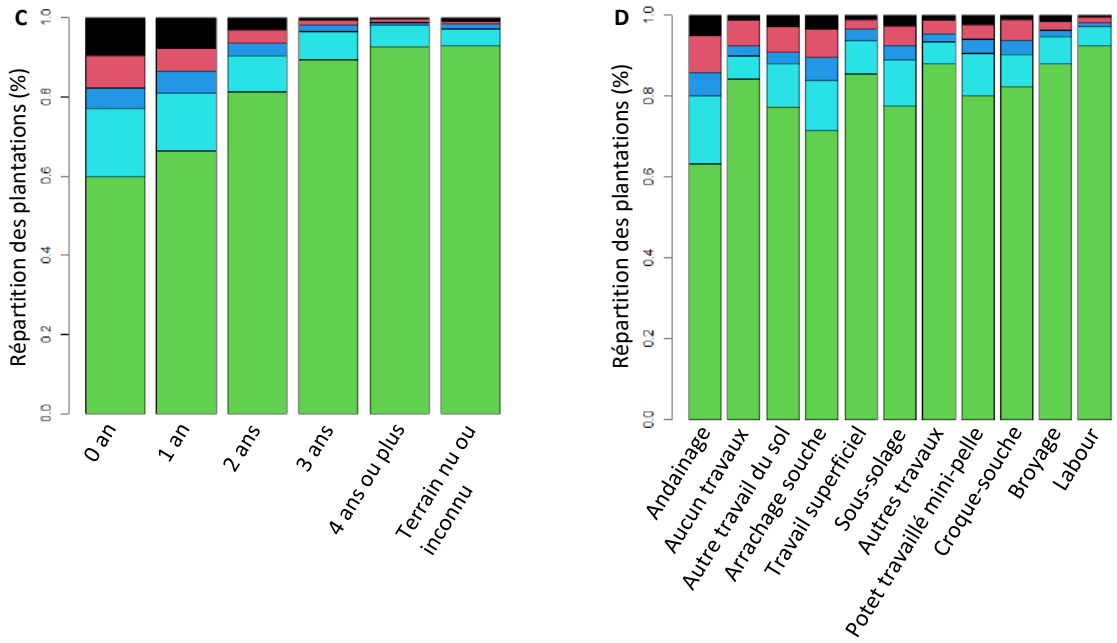


Figure 3.1-2 : Proportion des plantations ne présentant aucune mortalité en vert, entre 1 et 5 % de mortalité en bleu ciel, entre 6 et 10 % en bleu foncé, entre 11 et 20 % en rouge et supérieur à 20 % en noir. A, selon l'espèce plantée ; B, selon l'antécédent cultural (essence présente avant la plantation) ; C, selon le délai entre l'exploitation de la coupe rase et la plantation ; D, selon le type de travaux avant plantation.

Tous les résultats confirment ce que décrit la bibliographie et les connaissances empiriques en France. Le douglas, l'épicéa commun et de Sitka sont les espèces les plus impactées par l'hylobe (Figure 3.1-2-A). Le risque est multiplié par 3 ou 4 pour ces essences comparativement à la référence pin maritime. Les autres essences présentent aussi un surcroît de risque (de 2 à 3), sauf le sapin pectiné qui ne se différencie significativement pas du pin maritime (Tableau 3.1-4). Le deuxième facteur de vulnérabilité marquant est le délai entre la coupe rase et la plantation avec un risque qui diminue très significativement avec le délai, de l'ordre de 2,5 plus faible deux ans après la coupe à 10 fois quatre ans ou plus après la coupe (Figure 3.1-2 et Tableau 3.1-5).

Les autres facteurs de vulnérabilité sont plus complexes à interpréter avec des interactions entre les types de travaux du sol et les antécédents culturaux. Il ressort toutefois qu'il y a un net surcroît de risque quand un andainage est pratiqué alors que ce risque est diminué après un labour ou une préparation en potet par rapport à l'absence totale de travaux (Figure 3.1-2-D, odds ratio non présenté). Le broyage des rémanents semble aussi conduire à une réduction du risque hylobe mais il convient de parfaire le jeu de données pour le confirmer. Enfin, le risque est plus faible après un antécédent de feuillus ou sur un terrain nu. Les autres antécédents de résineux ne se différencient pas significativement de l'antécédent de référence pin maritime (Figure 3.1-2-B, odds ratio non présenté).

Tableau 3.1-4 : Odds ratio corrigés des essences plantées par rapport à la référence pin maritime

Essence plantée	Odds ratio	Intervalle de confiance	P-value
Autre résineux	2.10	[1.21, 3.71]	< 0.001
Douglas	2.90	[1.68, 5.13]	< 0.001
Epicéa commun	3.34	[1.84, 6.16]	< 0.001
Epicéa de Sitka	3.82	[1.98, 7.48]	< 0.001
Pin laricio de Corse	2.10	[1.14, 3.89]	0.018
Pin sylvestre	2.45	[1.30, 4.67]	0.006
Sapin pectiné	0.49	[0.11, 1.54]	0.277

Tableau 3.1-5 : Odds ratio corrigés du délai entre coupe rase et plantation par rapport à une plantation réalisée l'année de la coupe

Délai	Odds ratio	Intervalle de confiance	P-value
1 an	0.77	[0.57, 1.04]	0.08
2 ans	0.42	[0.30, 0.58]	< 0.001
3 ans	0.15	[0.09, 0.24]	< 0.001
≥ 4 ans	0.09	[0.05, 0.15]	< 0.001
Terrain nu ou inconnu	0.38	[0.19, 0.69]	< 0.001

1.3.4 Des méthodes de lutte curative peu utilisées en forêt

1.3.4.1 La lutte à base de spécialités agropharmaceutiques

En dehors des herbicides, il n'existe que quelques produits phytopharmaceutiques actuellement autorisés en forêt à savoir un insecticide (à base de cyperméthrine) contre les insectes xylophages (hylobe) et sous-corticaux et un (à base de Bacille de Thuringe) contre les chenilles défoliatrices. Concernant les pathogènes, seul un produit de biocontrôle (à base de spores de *Phlebiopsis gigantea*) est autorisé pour lutter contre le fomès. À noter qu'au cours de la période considérée, la liste des spécialités autorisées a sensiblement évolué, notamment celles qui visent l'hylobe (en lien avec l'interdiction des néonicotinoïdes notamment).

Ce constat de faible disponibilité de produits phytopharmaceutiques est confirmé dans le Tableau 3.1-6, en sachant que les plantations sont, pour des raisons diverses (investissement à protéger, concurrence herbacée, ravageurs spécifiques, traitement techniquement possible), plus traitées que les régénérations naturelles.

Tableau 3.1-6 : Nombre de plantations traitées (hors herbicides) et répartition par type de traitement chimique : bilan sur 12 288 plantations de moins d'un an, observées entre 2007 et 2021 par le Département de la santé des forêts

Types de traitement chimique	Plantations de conifères	Plantations de feuillues
Insecticides appliqués sur plants en pépinière	105	0
Insecticides appliqués à la plantation ou post-plantation	443	40
Fongicides	0	0
Total de plantations observées entre 2007 et 2021	7 232	5 056
Taux de plantations traitées (hors répulsifs animaux)	**7,6 %**	**0,8 %**

À noter que depuis 2021, les plantations forestières de moins de 3 mètres de hauteur peuvent bénéficier des produits de l'usage « arbres et arbustes » du catalogue des usages phytopharmaceutiques. Cette évolution réglementaire permet d'utiliser une gamme d'herbicides plus étendue et si nécessaire, de quelques fongicides foliaires et des insecticides contre les pucerons, cicadelles, cochenilles, etc. produits absents de l'usage « forêt ».

1.3.5 Les méthodes culturales privilégiées

Le renouvellement en forêt passe donc essentiellement par des méthodes culturales préventives pour lutter contre les agents biotiques dans le jeune âge. Les principales figurent ci-dessous :

- hylobe : respect d'un délai de 2 ans entre la coupe rase et la plantation de la parcelle (technique perfectible dans les massifs résineux), dessouchage ou utilisation d'une dent ou « croque-souche » détruisant ou limitant les sites de ponte de l'insecte, décapage du sol autour des plants ;

- hanneton : la prévention peut passer par le décalage de la date de la plantation en fonction du cycle larvaire et de la période de risque maximal de dégâts ;
- les différentes rouilles : la maîtrise ou la destruction des hôtes alternants, est une solution possible (pins/tremble, pins/pivoine, sapin/épilobe, etc.) ;
- pathogènes foliaires : la maîtrise, voire la destruction de la végétation d'accompagnement, permet de limiter le confinement et ainsi l'infection ;
- fomès : le diagnostic de la parcelle, le dessouchage limitant l'inoculum local, le mélange feuillu, etc., sont des préconisations limitant l'impact à long terme du pathogène racinaire.

En parallèle de ces méthodes préventives, il est important de contrôler la présence de plants symptomatiques à réception et le cas échéant de refuser des lots de plants contaminés.

1.3.6 Autres méthodes de lutte : barrières physiques, phéromones, lutte biologique

Les applications de cires, de produits polymères, etc., sur les plants en pépinières, qui limitent l'accès de l'insecte à la base du plant (« barrière physique »), sont utilisées pour protéger les plants contre les dégâts d'hylobe.

Alors qu'elles fonctionnent au laboratoire et dans certaines cultures de production (serre, arboriculture), les phéromones sexuelles (piégeage de masse, confusion) ne donnent pas de résultats probants contre les défoliateurs en plantations forestières (processionnaire du pin, etc.) et la lutte biologique se limite pour l'instant à quelques ravageurs sur des essences peu plantées (cynips du châtaignier).

1.4 Conclusion

1.4.1 Quelles évolutions attendues

Pour conclure, se pose bien évidemment la perspective de l'évolution du rôle des bioagresseurs dans les phases de renouvellement en lien avec le changement global. Bien que l'incertitude reste forte, nous pouvons dégager plusieurs types de situation à risque. Toute la gamme des agents opportunistes devrait profiter de l'affaiblissement des arbres par la répétition d'aléas climatiques comme les sécheresses ou les canicules. De même, la conjonction de bioagresseurs primaires comme les défoliateurs ou le hanneton et de plants en état de stress risque de générer des mortalités plus importantes que si le bioagresseur intervenait seul (effet cumulatif). Globalement, il a été montré que la probabilité d'une augmentation des perturbations en forêt dues aux pathogènes et aux insectes sous l'effet du changement climatique est très élevée (Seidl *et al.*, 2017). Par exemple, certains bioagresseurs peuvent avoir leur cycle de développement modifié par le climat qui serait de nature à générer plus de dégâts comme pour le cas des scolytes via un nombre de générations par an accru en cas de réchauffement climatique. Par ailleurs, le risque d'introductions d'organismes nuisibles exotiques en lien avec l'augmentation des échanges commerciaux intercontinentaux de marchandises reste une cause majeure d'émergence inattendue de maladies pour les décennies à venir. Ce risque pourrait être amplifié en cas d'intensification de nouvelles plantations qui sont vectrices de bioagresseurs provenant des pépinières. Par exemple, la chalarose du frêne a émergé au Royaume Uni par cette voie de plants contaminés qui ont été largement disséminés sur le territoire. Enfin, l'interdiction possible de pesticides de synthèse en forêt et leur réduction d'usages en pépinières et lors d'importations de produits végétaux limitent les méthodes de lutte préventives et curatives pour contrôler les bioagresseurs et contenir les dommages qu'ils génèrent.

1.4.2 Les approches envisageables pour limiter l'impact des bioagresseurs

Nous l'avons vu précédemment, l'impact des bioagresseurs dans le renouvellement est très certainement sous-évalué en raison d'un diagnostic, qu'il soit visuel ou en laboratoire, rendu difficile par l'état des plants et la qualité des prélèvements d'échantillon. La détection d'agents pathogènes n'est souvent possible que sur une courte période de l'année, notamment quand ils sont aptes à former des fructifications. Pour les ravageurs, les galeries sont parfois insuffisamment caractéristiques pour les identifier. Sur les semis morts, il s'avère le plus souvent impossible de déterminer le ou les bioagresseurs en cause. Pourtant, pour parvenir à limiter l'impact des bioagresseurs, il importe de réaliser un bon diagnostic des agents causaux.

Il convient donc d'améliorer les méthodes de diagnostic à l'avenir en :

- **augmentant la périodicité des observations**, et des prélèvements le cas échéant, pour être en concordance avec le cycle biologique du bioagresseur. Par exemple, l'identification de la rouille vésiculeuse à deux aiguilles n'est possible qu'au printemps lorsque les écidies sont développées. Inversement, la période de détection optimale du rouge cryptogamique des pins est en automne-hiver ;
- réalisant des **prélèvements asymptomatiques** sur plants et dans le sol. De nombreux Phytophthoras destructeurs de racines ou des agents de fonte de semis du genre *Fusarium* sp. peuvent être présents sur le système racinaire ou dans la motte de plants asymptomatiques en sortie de pépinière (Jung *et al*., 2016). Ces pathogènes sont toutefois détectables en laboratoire en forçant leur fructification *in vitro.*

Par ailleurs, en marge du diagnostic, des actions préventives à toutes émergences de maladie ou de ravageurs doivent être appliquées :

- même en présence d'un passeport phytosanitaire conforme, éviter l'importation de plants, source d'introduction de certains bioagresseurs exotiques comme l'agent de la chalarose du frêne ou la cécidomyie du douglas (Robin *et* Desprez-Loustau, 2018). Bien que non exempte de risque, il est recommandé de privilégier l'importation de graines pour se fournir en essences exotiques ;
- connaître l'antécédent cultural des parcelles et l'état sanitaire du peuplement à renouveler. Par exemple, la présence de hanneton forestier peut compromettre chaque nouvelle tentative de plantation d'hôtes sensibles. De même, il est recommandé de cibler un renouvellement en feuillus lorsque le risque dû au fomès est fort ou de pratiquer un dessouchage pour réduire l'inoculum (Garbelotto *et* Gonthier, 2013) ;
- en amont de la filière, il importe de renforcer la lutte contre les bioagresseurs lors des de la production des plants en pépinières. Cela passe par l'application de bonnes pratiques culturales et de prophylaxie (gestion des déchets végétaux, cycle de l'eau d'irrigation), par des contrôles sanitaires réguliers et par des mesures sanitaires strictes d'éradication ou d'enrayement en cas de détection de bioagresseurs (Robin *et* Husson, 2017) ;
- et enfin, réaliser un contrôle assidu de la qualité des plants dès la réception.

La mise en œuvre de ces mesures nécessiterait une plus grande pression de surveillance associée à une augmentation des prélèvements d'échantillons, un meilleur traçage de l'origine des plants, un développement de méthodes de diagnostic spécifique des bioagresseurs connus, ou à large spectre (métabarcoding) pour la détection de bioagresseurs inattendus, ainsi qu'un déploiement de formations en pathologie, entomologie et bactériologie forestière pour différencier les dégâts d'origine biotiques et abiotiques sur le terrain.

1.5 Références bibliographiques

Garbelotto, M., Gonthier, P., 2013. Biology, Epidemiology, and Control of Heterobasidion Species Worldwide. Annu. Rev. Phytopathol. 51, 39–59. https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102225

Jung, T., L., O., Henricot, B., 2016. Widespread Phytophthora infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of Phytophthora diseases. For. Pathol. 46, 134–163.

Marçais, B., Desprez-Loustau, M.L., 2014. European oak powdery mildew: impact on trees, effects of environmental factors, and potential effects of climate change. Ann. For. Sci. 71, 633–642.

Mitchell, R.T., Steenkamp E., T., Coutinho T., A., Wingfield M., J., 2011. The pitch canker fungus, Fusarium circinatum: implications for South African forestry. South. For. 73, 1–13.

Nageleisen, L.-M., Piou, D., Saintonge, F.-X., Riou-Nivert, P., 2010. La santé des Forêts - Maladies, insectes, accidents climatiques... Diagnostic et prévention, Institut Pour Le Developpement Forestier. ed.

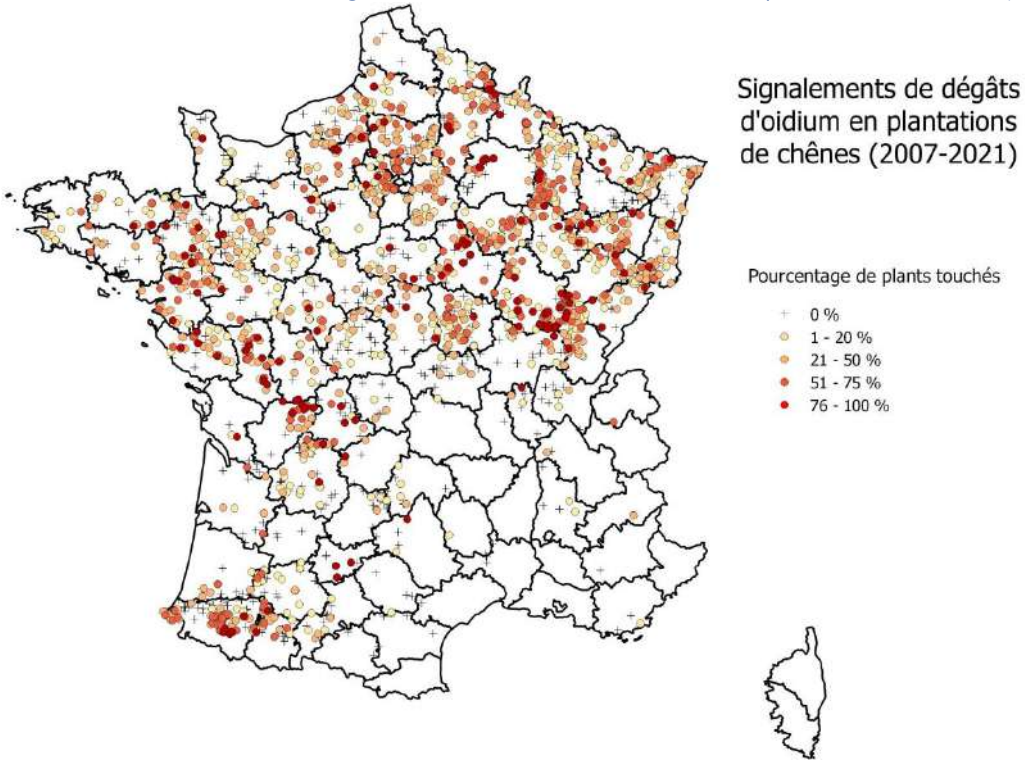
Robin, C., Desprez-Loustau, M.-L., 2018. Émergences de maladies chez les arbres forestiers : Définitions, concepts et recommandations. Rev. For. Fr. 70, 569–577. https://doi.org/10.4267/2042/70305

Robin, C., Husson, C., 2017. Pourquoi et comment contrôler les maladies des arbres forestiers en pépinières. Rev. For. Fr. LXX, 683–690.

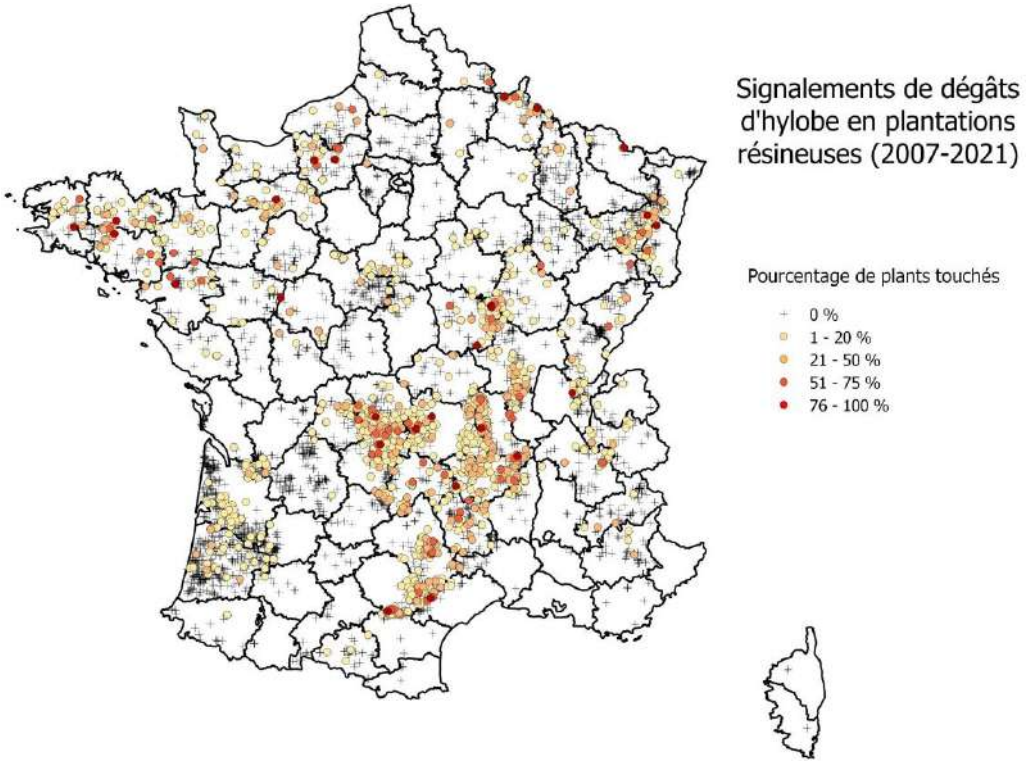
Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., 2017. Forest disturbances under climate change. Nat. Clim. Change 7, 395–402.

1.6 Annexes

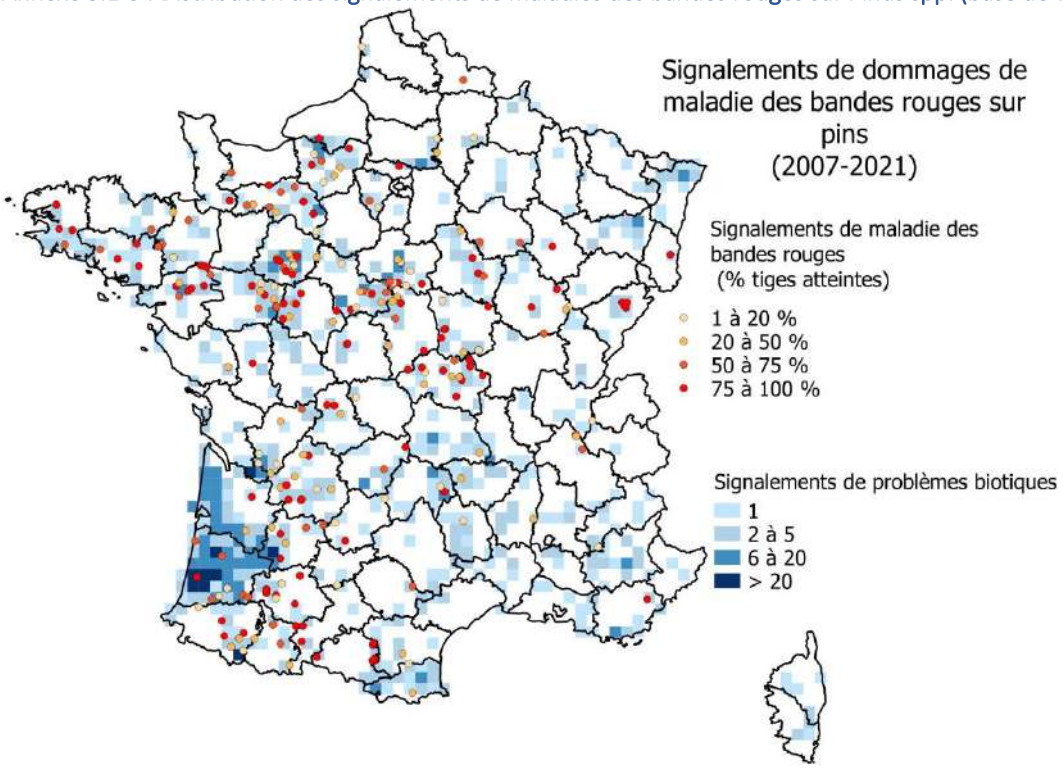
Annexe 3.1-1 : Distribution des signalements d'oïdium du chêne dans les plantations de l'année (base de plantation)



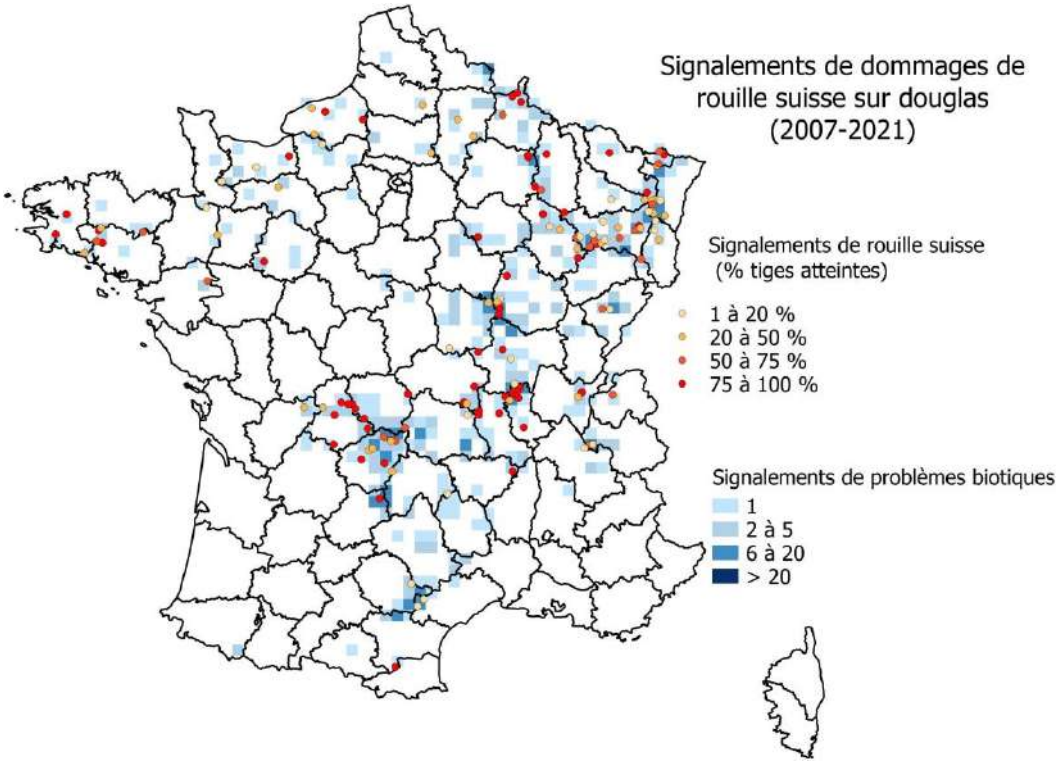
Annexe 3.1-2 : Distribution des signalements d'hylobe sur résineux dans les plantations de l'année (base de plantation)



Annexe 3.1-3 : Distribution des signalements de maladies des bandes rouges sur Pinus spp. (base de veille sanitaire)



Annexe 3.1-4 : Distribution des signalements de la rouille suisse sur douglas (base de veille sanitaire)


Signalements de dommages de rouille suisse sur douglas (2007-2021)
Signalements de rouille suisse (% tiges atteintes)
1 à 20 %
20 à 50 %
50 à 75 %
75 à 100 %
Signalements de problèmes biotiques
1
2 à 5
6 à 20
> 20

Volet 2| Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 671
2.1.1 Évolution récente des populations d'ongulés 672
2.1.2 Place des herbivores en forêt 672
2.2 Définitions 673
2.2.1 Les différentes espèces d'ongulés en France 673
2.2.2 Régime alimentaire des principaux ongulés forestiers 673
2.2.3 Les dommages causés à la régénération forestière 674
2.2.4 Objectifs sylvicoles de renouvellement des peuplements 676
2.3 Réponses à la question posée 676
2.3.1 Réduire les populations de grands ongulés pour limiter les dégâts aux renouvellements 676
2.3.2 Quelles actions sylvicoles sont susceptibles de limiter efficacement les dégâts d'ongulés en forêt et sous quelles conditions ? 678
2.3.2.1 Protection individuelle des jeunes plants et collective des peuplements 678
2.3.2.2 Actions au niveau du milieu forestier dans son ensemble 679
2.3.3 Les dégâts de grands ongulés interagissent-ils avec les stratégies d'adaptation aux changements climatiques des gestionnaires forestiers ? 681
2.4 Perspectives 682
2.4.1 Besoins de recherche 682
2.4.2 Pistes opérationnelles 683
2.5 Références bibliographiques 684

Rédacteurs

Sonia **Saïd**, OFB, Direction Recherche et appui scientifique, Service Conservation et gestion des espèces à enjeux, Birieux (01), France

Vincent **Boulanger**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France

Lisa **Laurent**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France

2.1 Contexte et problématique

Les différents modes de régénération ont leurs caractéristiques et, du point de vue de la gestion, leurs contraintes propres. Les coupes rases sont généralement suivies de plantations (voir Volet 1, Thème 1, « Thème 1. Définition des coupes rases »), d'autres modes d'exploitation visent au contraire à obtenir une régénération sous forme de semis naturels. Plants issus de pépinière comme semis naturels mais aussi les fruits et graines produits par les arbres constituent une ressource alimentaire pour les grands ongulés. En d'autres termes, les grands ongulés constituent un aléa de premier plan pour la régénération des arbres forestiers. Avant de développer les liens entre grands ongulés, modes de renouvellement des peuplements et itinéraires techniques mise en œuvre, nous présentons brièvement la place actuelle des ongulés en forêt métropolitaine.

Cette contribution est une revue bibliographique narrative, basée autant que possible sur les références scientifiques et techniques proposant des synthèses d'études et de résultats. Nous avons ensuite exploré les travaux citant ces synthèses depuis leur parution. Nous avons ponctuellement

complété par des éléments relevant de notre expertise et de notre veille, des travaux et résultats récemment publiés, lorsqu'ils apportent un éclairage original et récent sur les questions abordées. Ce travail n'a donc aucune visée systématique ni quantitative.

2.1.1 Évolution récente des populations d'ongulés

Depuis plusieurs décennies , les populations d'ongulés sauvages de l'hémisphère Nord n'ont cessé de croître et de coloniser de nouveaux territoires sous les effets combinés de plusieurs facteurs : augmentation des surfaces forestières, raréfaction des prédateurs naturels, diminution du nombre de chasseurs et une gestion plus conservatrice de la faune sauvage (Cote *et al*., 2004 ; Beguin *et al*., 2022). En France, l'instauration des plans de chasse à partir des années 1970 a favorisé cette gestion plus conservatrice des populations de grands ongulés ; l'expansion géographique couplée à l'accroissement démographique des populations aboutit aujourd'hui à une occupation des mêmes territoires par plusieurs – jusqu'à six dans certains cas – espèces d'ongulés sauvages (Saint-Andrieux *et al*., 2012). Cette forte croissance des populations d'ongulés sauvages a entraîné de grandes modifications dans les relations faune-flore-société.

Les grands herbivores sont qualifiés d'ingénieurs de l'écosystème, au sens où ils agissent sur la disponibilité des ressources pour les autres organismes : interactions trophiques directes (herbivorie, prédation) et indirectes (cascades trophiques), vecteurs par leurs déplacements à moyenne et longue distance pour les diaspores (épi- et endozoochorie) et acteurs directs de processus physiques (perturbations du sol et de l'habitat) et processus chimiques (effets sur les flux de nutriments) (Baltzinger, 2016).

2.1.2 Place des herbivores en forêt

Historiquement, les herbivores ont vraisemblablement joué un rôle clé dans la structuration et la diversification des écosystèmes forestiers (Baltzinger *et* Mårell, 2022), bien avant qu'ils ne soient très fortement modelés par la sylviculture. Toutefois, le degré d'ouverture historique de ces écosystèmes, et donc l'intensité et la manière dont les herbivores ont structuré la végétation fait encore débat : on n'a pu trancher entre l'hypothèse de forêts claires sous l'effet des grands herbivores (abondants et diversifiés) et celle d'une forêt fermée au couvert dense (Boulanger *et al*., 2018 ; Malhi *et al*., 2016 ; Vera, 2000). De nos jours et considérant les enjeux non seulement écologiques mais aussi socio-économiques de la gestion des forêts, ces relations étroites entre fonctionnement de la forêt et pression exercée par les animaux sont clairement formalisées dans la loi comme un principe fondamental de la politique forestière (art. L. 425.4 du Code de l'environnement[425]) : « *L'équilibre sylvo-cynégétique tend à permettre la régénération des peuplements forestiers dans des conditions économiques satisfaisantes pour le propriétaire, dans le territoire forestier concerné.* » La loi positionne l'enjeu écologique sur la dynamique de renouvellement (survie et croissance des arbres par suite de la récolte/mort des arbres adultes), et en spécifie les objectifs (conditions économiques) et le bénéficiaire (le propriétaire de la forêt – qui peut être l'État, les collectivités, des personnes morales ou physiques). L'ensemble des services (avantages procurés aux sociétés) et disservices (inconvénients) écosystémiques ont été analysés et présentés dans le cadre d'une évaluation nationale (Loison *et* Bison, 2022). Dans cette contribution, nous ciblons les liens entre grands ongulés et régénération des forêts dans un contexte de gestion multifonctionnelle (enjeux combinés de production, protection et de satisfaction des publics) et dans la perspective du changement climatique, tant du point de vue de l'adaptation des peuplements que de l'assurance du rôle d'atténuation.

[425] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029595751

2.2 Définitions

2.2.1 Les différentes espèces d'ongulés en France

Les ongulés sont des animaux coureurs onguligrades, dont les doigts sont terminés par des sabots plus ou moins enveloppants. Les différentes espèces d'ongulés occupent une large diversité d'habitats et de conditions biogéographiques et climatiques. Le Chevreuil européen (*Capreolus capreolus*) et le Sanglier d'Europe (*Sus scrofa*) occupent une large gamme d'habitats (plaine et montagne, forêt et milieux agricoles). Le Cerf élaphe (*Cervus elaphus*) est présent dans plus de la moitié des forêts françaises, principalement les grands massifs tempérés et les forêts et maquis méditerranéens. Dans les forêts de montagne, on trouve, en plus, le Chamois des Alpes (*Rupicapra rupicapra*) et le Mouflon (*Ovis sp*.), présents dans les Alpes, le Jura, les Vosges et le Massif central, l'Isard des Pyrénées (*Rupicapra pyrenaica*) dans les Pyrénées ; enfin, le Bouquetin des Alpes (*Cabra ibex*) se cantonne, lui, hors forêt, dans les milieux rocheux et ouverts. Plus ponctuellement, quelques populations de daims (*dama dama*), cerfs sika (*Cervus nippon*) et, dans les Pyrénées, de bouquetin ibérique (*Cabra pyrenaica*) sont présentes, bien que rares. Dans le reste de cette étude, nous nous concentrons sur les principales espèces indigènes ; la présence et dynamique des exotiques reste tout de même à surveiller *a fortiori* dans la perspective des changements globaux.

2.2.2 Régime alimentaire des principaux ongulés forestiers

À l'exception du sanglier dont le régime est de type omnivore, toutes ces espèces sont herbivores, mais présentent des comportements alimentaires et des régimes alimentaires variés et sont plus ou moins sélectives. Le chevreuil est un cueilleur, c'est-à-dire qu'il sélectionne des aliments plutôt ligneux et de haute qualité alimentaire alors qu'à l'inverse, le mouflon est un paisseur qui consomme plus de végétation herbacée ; chamois et cerf ont, quant à eux, des régimes alimentaires intermédiaires (Hoffmann, 1977). Tous concentrent leur alimentation sur les parties aériennes des végétaux, à l'exception du sanglier qui consomme également les racines. L'alimentation doit fournir à l'herbivore un ensemble de nutriments qui ne peuvent pas être trouvés dans une seule espèce végétale et le régime alimentaire doit comprendre une gamme de végétaux de valeur nutritive variable (Westoby, 1974, 1978). Les différentes espèces de plantes présentent une appétence variable pour les herbivores sur la base de critères liés à leur morpho-physiologie, à leur disponibilité dans le milieu, à la valeur nutritive et aux caractéristiques physico-chimiques propres aux espèces végétales (Tixier, 1996). Les études de la composition du régime alimentaire des herbivores en France, principalement basées sur des analyses de contenu stomacal ou de fèces, ont mis en évidence une consommation d'essences forestières d'intérêt sylvicoles par les ongulés (Redjadj, 2010a ; Storms *et al*., 2008a). Ces études de deux thèses (Storms *et al*., 2008a ; Redjadj, 2010a), conduites sur les territoires bien délimités (Réserves de chasse et de faune sauvage des Bauges et de La Petite Pierre) et sur des analyses de panses et fèces par metabording et binoculaire, ont mis en évidence que le mouflon a le plus large effet déprédateur en période de disette (période hivernale) ; on retrouve parmi les plantes-clés composant son régime, le sapin pectiné, l'épicéa, l'érable sycomore, et le frêne. Suit le cerf qui consomme fréquemment le sapin pectiné, le frêne et le chêne, le chevreuil qui se concentre également – mais dans une moindre mesure – sur le sapin et le frêne. Enfin, le chamois présente la plus faible consommation de ces essences forestières. L'appétence des ongulés pour les différentes essences forestières est donc très variable. L'appétence d'une espèce végétale correspond à « l'attrait » qu'elle exerce vis-à-vis des ongulés et est déterminée par plusieurs paramètres physicochimiques conditionnant les choix alimentaires des animaux : composés secondaires, éléments minéraux, digestibilité, etc. (Maizeret *et al*., 1999). Une espèce est dite appétente si elle est préférentiellement consommée par les animaux et présente donc une probabilité accrue de subir un événement

d'herbivorie. L'observation directe des abroutissements sur la plante permet d'apprécier également le niveau de consommation des espèces par les animaux ; l'appétence des plantes pour les animaux semble être une caractéristique stable au cours du temps, et donc liée aux caractéristiques propres des espèces (Boulanger *et al*., 2009).

2.2.3 Les dommages causés à la régénération forestière

Les effets de ces populations de grands ongulés, c'est-à-dire la modification du milieu résultant de la pression qu'ils exercent, varient en fonction des caractéristiques des milieux et des densités d'animaux en présence. Ces effets peuvent s'interpréter dans des sens agronomique (diminution de production végétale) et écologique (altération de composition, structure ou fonction), avec des conséquences sociétales (augmentation des risques naturels, altération de services rendus par les écosystèmes) transposables en termes économiques (Zürcher-Gasser *et* Frehner, 2019). L'impact fait référence à une altération significative du milieu par rapport à un état de référence prédéfini par les acteurs, que ce soit en lien avec des normes sylvicoles, des objectifs de conservation de la biodiversité, ou toute autre valeur environnementale (Mårell *et al*., 2015, Figure 3.2-1). Ainsi, la notion d'impact suppose la définition de seuils d'acceptabilité par les gestionnaires d'écosystèmes.

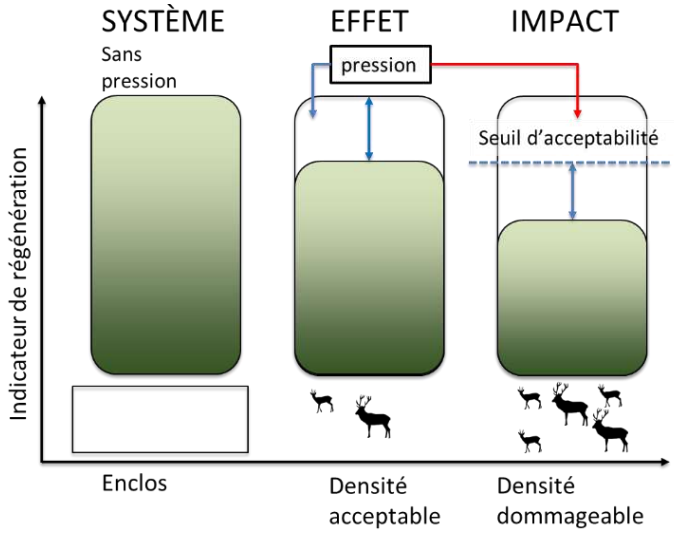


Figure 3.2-1 : Schéma fonctionnel des définitions des termes pression, effet et impact, d'après Mårell *et al.* (2015)

Appliqué au cas du renouvellement des peuplements forestiers, la dégradation de tout ou partie des végétaux (semis ou plants) par les ongulés provoque ce qu'on appelle communément des dégâts. Un dégât est une blessure à la plante sous la forme de prélèvement ou dégradation de toute la plante (cas d'une consommation totale de semis de petite taille, ou déracinement des plants) ou partielle sur des organes ou tissus précis : bourgeons, rameaux, feuilles, fleurs, écorce ou racines (Gill, 1992a). Les cerfs ont la particularité de s'attaquer à l'écorce des arbres de petite taille (perches en général), ces actions d'écorçage concernant des peuplements déjà établis, nous n'aborderons pas ce type de dégâts ici puisqu'ils n'affectent pas directement le renouvellement des peuplements, mais des arbres au stade de la première éclaircie.

Les ongulés peuvent agir en prédateurs sur les végétaux lorsqu'ils prélèvent un individu végétal dans sa totalité. En saison, les ongulés consomment les fruits produits, particulièrement lorsque ceux-ci sont riches en tissus de réserve ; les glands de chêne peuvent représenter une part importante de leur alimentation en automne (Barrere *et al*., 2020a ; Picard *et al*., 1991a). Dans d'autres situations, les ongulés peuvent aussi consommer les plantes en totalité lorsqu'ils sont petits et peu enracinés, ou bien consommer les parties souterraines ou le collet des plants (c'est notamment le cas des sangliers), entrainant la disparition pure et simple de l'arbrisseau.

La consommation des rameaux et bourgeons, qualifiée d'abroutissement, va agir sur la morphologie, la croissance et l'état de santé des jeunes arbres. L'abroutissement a pour conséquence directe de prélever une partie de la pousse réalisée par l'arbre, ralentissant de la sorte sa croissance. L'abroutissement du bourgeon terminal va engendrer une perte de dominance apicale chez l'arbre affecté et aura des conséquences sur sa conformation (création de fourches). L'intensité et la fréquence des abroutissements subis par un même individu sont des paramètres déterminants de l'ampleur de ces conséquences. L'appétence variable des ongulés pour les différentes essences forestières les rend plus ou moins vulnérables aux abroutissements ; certaines stratégies de défense leur permettant d'éviter (ou réduire le risque) d'être abroutis. Ultimement, les conséquences écologiques sont aussi liées à la réaction de la plante à l'abroutissement. Les capacités de cicatrisation et de croissance compensatoire, variables d'une espèce à l'autre, déterminent la tolérance de l'espèce à l'abroutissement, c'est-à-dire la capacité à maintenir son fonctionnement (croissance, reproduction) malgré les dommages subis (Rosenthal *et* Kotanen, 1994). Enfin, l'appétence des animaux pour l'espèce, combinée à leur tolérance aux abroutissements, leur confère des avantages ou des inconvénients compétitifs. Les abroutissements agissent donc sur la compétition interspécifique : les moins abroutis et/ou plus tolérants à l'abroutissement seront favorisés face aux essences les plus abrouties et moins tolérantes (Picard, 1976).

Au-delà des prélèvements directs de portions de végétaux pour leur alimentation, les ongulés ont aussi des actions comportementales qui engendrent des dommages aux végétaux. Les frottis (parfois frayures) sont causés par l'action de friction des bois des animaux contre les tiges, soit pour en détacher le velours, soit pour assurer un marquage olfactif via les glandes situées entre les bois ; ils ont pour conséquence de détacher en partie l'écorce et le cambium des jeunes tiges ligneuses (arbres et arbustes), causant alors des plaies qui dégradent la qualité et compromettent la survie de la tige (Gill, 1992b). Les ongulés peuvent aussi affecter le sol par leurs simples déplacements (jouant alors le rôle de vecteurs de graines – bien que les diaspores des arbres forestiers ne requièrent pas ce mode de transport) ou de manière plus intense par des actions de grattage dans le but d'y trouver de la nourriture (cas fréquent du sanglier qui consomme la macrofaune du sol), ou d'y installer leurs lieux de repos ou de mise-bas, avec pour conséquence d'affecter les systèmes racinaires des semis ou plants.

Au niveau des populations et communautés d'arbres, l'agrégation des dommages directs et indirects sur les semis et jeunes arbres permet d'évaluer le niveau des dégâts causés par les ongulés sur la régénération forestière. Ce niveau de dégâts se traduit à travers la réduction du nombre de semis et la modification de la composition en essences (acquisition du capital de régénération), la réduction de croissance et la proportion de tiges dont la conformation est affectée. Ces dégradations, par rapport à un état de référence (sans dommages) sont mises en regard des objectifs fixés par le sylviculteur pour évaluer l'intensité des dégâts.

Si les prélèvements des animaux sur la végétation peuvent parfois sembler faibles quantitativement au sens de l'apport alimentaire, quelques calculs simples montrent que ceux-ci peuvent représenter des dégâts importants au sens sylvicole. Maizeret *et al*. (1999a) montre, par un simple calcul, que l'abroutissement de la totalité des plants d'1 ha de chêne (planté à 1100 tiges/ha) ne procure que 5 jours de ressource alimentaire pour un chevreuil. Il est ainsi essentiel de relativiser apport nutritionnel et intensité des dégâts causés à la végétation ; les interprétations données au même phénomène seront donc tout à fait contingentes au point de vue adopté.

2.2.4 Objectifs sylvicoles de renouvellement des peuplements

À ce stade, il est nécessaire de poser le cadre minimal de définition des objectifs sylvicoles en matière de renouvellement afin de pouvoir évaluer l'importance et les conséquences des dégâts causés par les ongulés. En fonction du mode de conduite de référence (voir Volet 1, Thème 1, « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? ») et des conditions locales, le forestier optera soit pour la régénération naturelle soit pour le reboisement par voie artificielle (plantation en plein ou en enrichissement). Dans les deux cas, deux objectifs quantitatifs seront recherchés : (i) le nombre (densité) de plants vivants à un stade donné, et (ii) la croissance en hauteur. Ces objectifs peuvent être considérés comme communs à toutes les essences même si certaines présentent une sensibilité plus forte aux abroutissements qui modifient les dominances des bourgeons, d'où une altération du port des tiges et des altérations de forme rédhibitoires pour la qualité des arbres. Dans le cas particulier de la régénération naturelle, il est nécessaire de bien spécifier l'essence objectif, et éventuellement la diversité d'essences recherchée. Pour certaines essences (notamment les résineux), la conformation dans le jeune âge peut être déterminante quant au potentiel d'avenir du peuplement, le forestier fixera alors un objectif de nombre de tiges minimal sans dégâts morphologiques.

Le mode de traitement (futaie régulière ou irrégulière, taillis-sous-futaie) va également conduire à spatialiser de manière différente les enjeux de renouvellement. Dans le cas de systèmes en futaie régulière, ou lorsque des coupes sont opérées sur des grandes surfaces, les enjeux de renouvellement concerneront des portions de territoire bien délimitées. *A contrario*, dans les systèmes à structure plus irrégulière, avec des trouées plus nombreuses et plus petites, l'enjeu de renouvellement sera plus diffus et donc généralisé à l'échelle du massif.

Les enjeux de régénération sont plus forts que par le passé en raison de l'augmentation récente des surfaces en régénération sous l'effet tant de crises biotiques et abiotiques, mais également en rattrapage de retards de gestion. Les aléas sont aussi plus fréquents et intenses en raison de l'augmentation des populations d'ongulés sauvages depuis 50 ans, tant en nombre qu'en expansion spatiale. Finalement, deux phénomènes se croisent et aboutissent à l'augmentation du niveau de risque, résultat du croisement des enjeux et des aléas.

2.3 Réponses à la question posée

Pour limiter et prévenir les dégâts des grands ongulés sur les jeunes arbres devant assurer le renouvellement de la forêt, les actions usuellement mises en œuvre consistent d'une part à agir sur l'abondance, la composition et le comportement des populations de grand gibier, et d'autre part à identifier des modes de gestion de la végétation forestière et d'aménagement de la mosaïque forestière permettant de réduire la vulnérabilité aux ongulés des régénérations, c'est à dire l'exposition des jeunes arbres aux aléas causés par les ongulés. Comment ces actions interagissent-elles avec les ambitions d'adaptation des forêts aux changements climatiques ?

2.3.1 Réduire les populations de grands ongulés pour limiter les dégâts aux renouvellements

Parmi les dégâts forestiers, l'abroutissement est considéré comme la troisième menace la plus importante pesant sur les peuplements forestiers, derrière les insectes et les évènements climatiques extrêmes (Schuck *et* Köhl, 2009), observation corroborée par d'autres enquêtes et synthèses (Rackham, 2008 ; Requardt *et al.*, 2007). La stratégie la plus intuitive est de réduire les causes pour limiter les conséquences, il s'agit en l'occurrence d'ajuster la stratégie de prélèvement par la chasse

(en quantité, mais aussi en qualité en jouant sur les prélèvements des jeunes et des femelles et la saison de prélèvement) afin de diminuer la densité des populations, limiter leur dynamique et réduire ainsi les dégâts aux régénérations (Apollonio *et al*., 2010 ; Carpio *et al*., 2021; Gortázar and Fernandez-de-Simon, 2022). La synthèse réalisée par Ramirez *et al*. (2018) conclue sur le rôle crucial de la densité des grands ongulés sur la régénération et le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Il a été démontré expérimentalement que le **niveau des populations de cervidés** est un des facteurs essentiels de la réussite de la régénération naturelle (Tremblay *et al*., 2007). L'intensité de l'abroutissement et des dégâts dépend de la densité d'animaux, mais également de l'abondance et **de la structure de la ressource alimentaire** (Chevrier *et al*., 2012) et la réponse de la régénération aux variations de pression d'abroutissement sont conditionnées par le degré d'ouverture des milieux (Barrere *et al.*, 2021). Les tempêtes constituent une occasion d'étudier à grande échelle les changements comportementaux des ongulés en réponse à des modifications fortes et rapides des milieux et paysages forestiers. Ces changements ont pour conséquence une modification (i) du comportement des herbivores en déplaçant et réduisant leur domaine vital et (ii) de leur démographie (mortalité lors des chutes d'arbres mais aussi meilleur succès reproducteur lié à l'ouverture des milieux et à l'augmentation de la ressource alimentaire résultante). Par exemple, Widmer *et al*. (2004) ont montré qu'après les tempêtes Lothar et Martin de 1999, les domaines vitaux des chevreuils se sont réduits en surface et déplacés depuis les zones forestières fermées vers les zones les plus touchées par la tempête et donc ouvertes.

En France, les cas où la réduction locale des populations a permis de limiter les dégâts aux régénérations sont nombreux, mais peu documentés. Citons le cas des travaux menés par Roucher (Roucher, 1991 ; Roucher *et* Peccoud, 1992) dans les années 1980 sur une propriété privée, où la mise en place d'une stratégie de gestion intégrée des populations de chevreuil (réduction de la population via une pression de chasse accrue) conjointement avec une transition des méthodes de renouvellement des peuplements (réduction de la part des plantations, augmentation des régénérations naturelles) a porté ses fruits. La réduction des populations de chevreuil a rendu possible l'acquisition d'une régénération naturelle conforme aux objectifs fixés par le gestionnaire forestier, en réduisant les recours aux clôtures et aux plantations et protections associées. Il en résulte une amélioration d'ensemble : augmentation de la qualité des arbres, diminution des coûts de renouvellement, et amélioration qualitative de la population des chevreuils (augmentation rapide de la fertilité des chevrettes et du poids des animaux sur le long terme).

En forêt domaniale d'Arc en Barrois (Haute-Marne, actuellement intégrée dans le Parc National de Forêts), une forêt feuillue de plaine historiquement gérée avec une vocation cynégétique forte par son propriétaire avant d'être acquise par l'Etat à la fin des années 1960, les effets des réductions des populations de cerfs ont aussi eu des conséquences assez notables sur le fonctionnement de l'écosystème (Boulanger, 2010) ; toutefois, en 2020 alors que le Parc National de Forêts se mettait en place, le gestionnaire n'envisageait pas de renouvellement de peuplement sans mise en place de protection, aux dégâts des cervidés – certes moindres – s'ajoutant ceux d'une population de sangliers en forte croissance depuis une quinzaine d'années et atteignant des niveaux très élevés.

À grande échelle, une opération de réduction des populations via un effort de chasse accru a été conduite en Bavière entre 2006 et 2009, permettant en l'espace de 3 années de faire baisser considérablement les dégâts d'abroutissement, rendant alors possible la réussite des régénérations naturelles sans protection (Hothorn *et* Müller, 2010). D'autres travaux sont depuis venus attester de la réduction des dégâts d'abroutissement aux semis et jeunes tiges d'arbres forestiers en réponse à une pression de chasse accrue (Fichtner *et al.*, 2011; Jenkins *et al.*, 2015). Une récente revue systématique de littérature sur le sujet (Bernes *et al*., 2018), basée sur 144 publications faisant état de

résultats acquis principalement en Amérique du Nord et en Europe confirme que **les réductions de populations influent très fortement sur la régénération des arbres et également sur l'abondance, la diversité et la composition du sous-bois**. Une récente méta-analyse de la littérature existante sur la gestion de la pression d'herbivorie en forêt, basée sur 99 publications d'études conduites en forêts feuillues tempérées, a établi que **la chasse représente bien un moyen efficace pour limiter les dégâts aux régénérations forestières** (Redick *et* Jacobs, 2020).

Pour autant, les mécanismes reliant les baisses de populations aux réductions de dégâts aux régénérations ne sont pas forcément directs et linéaires, au sens où un nombre plus faible d'animaux réduirait mathématiquement les prélèvements sur la végétation (moindres besoins alimentaires) et donc la pression, conduisant à limiter les impacts pour la régénération. Les travaux de Martin *et* Baltzinger (2002) sur le cerf ont établi que le lien entre chasse des ongulés et régénération de la forêt (survie et croissance des jeunes arbres) est davantage dû à l'effet de la chasse (dérangement) sur le comportement des animaux que sur la densité de cerfs en elle-même. Les actions de chasse accrues augmentent la vigilance des animaux (Le Saout *et al*., 2014), ces modifications comportementales les font déserter les zones à plus grande visibilité où ils se sentent plus vulnérables, en conséquence la végétation y est alors moins consommée. Ces « paysages de la peur » (*landcape of fear)* modifient ainsi la répartition des animaux et les dégâts qu'ils occasionnent à la végétation, c'est par ce biais que la réintroduction des loups dans le parc de Yellowstone a permis de relancer la dynamique de renouvellement des forêts (Hernandez *et* Laundre, 2005). En forêt de Bialowieza (Pologne), les travaux récents ont confirmé que la réduction des dégâts causés par les grands herbivores aux jeunes arbres résulte plus de l'effet des grands prédateurs sur le comportement des grands herbivores que sur le niveau des populations (Kuijper *et al*., 2013).

La gestion des populations par la chasse apparaît donc comme un levier majeur pour limiter les dégâts aux régénérations forestières, non seulement sur l'abondance des populations mais aussi sur l'occupation de l'espace. Face aux diverses conséquences qu'ont les ongulés sur leur environnement, la recherche de l'équilibre sylvo-cynégétique, c'est-à-dire un niveau de populations animales dont les effets sur renouvellement de la forêt n'altèreraient que marginalement la dynamique de ce dernier, s'impose. Au-delà, c'est l'équilibre entre les services et les disservices écosystémiques associés qu'il convient de viser, afin de garantir une faune riche et diversifiée sans pour autant porter atteinte aux services rendus par l'écosystème forestier, ni augmenter les risques (notamment sanitaires) liés à leur présence sur les territoires. On cherche aujourd'hui à atteindre cet équilibre en agissant sur les populations de grands ongulés : les actions de chasse permettent de baisser les populations de gibier mais aussi d'agir sur la répartition des animaux (Apollonio *et al*., 2010). Les populations de prédateurs restent pour l'heure assez marginales et leur action sur les populations de grand gibier ne pourront en aucun cas être ajustées pour atteindre les objectifs d'équilibre qui sont fixées pour les socio-écosystèmes concernés. En parallèle, les gestionnaires ont aussi comme leviers (i) la gestion des habitats pour limiter des dégâts et (ii) la mise en place de protections, que nous discutons ci-après.

2.3.2 Quelles actions sylvicoles sont susceptibles de limiter efficacement les dégâts d'ongulés en forêt et sous quelles conditions ?

2.3.2.1 Protection individuelle des jeunes plants et collective des peuplements

En situation de déséquilibre sylvo-cynégétique, la méthode la plus couramment employée pour réduire les dégâts consiste à **protéger les jeunes arbres, soit individuellement – principalement pour les plants artificiels – soit collectivement en protégeant des zones entières**. La méthode la plus classique consiste à poser une clôture sur le périmètre d'une zone vierge d'animaux, afin de la soustraire à la pression du grand gibier (Mårell *et al*., 2012). Cette méthode est identifiée comme la

plus efficace pour réduire la pression des grands herbivores (Redick *et* Jacobs, 2020), mais elle est en revanche particulièrement coûteuse. Les analyses économiques conduites sur les cas résineux (Rakotoarison *et* Boulanger, 2014) et sur le chêne (Del Rey, 2019) suggèrent que l'investissement dans une clôture n'est généralement pas rentabilisé à long terme par la vente des produits bois. En outre, ces clôtures nécessitent un entretien régulier pour rester efficaces (garantir l'étanchéité aux pénétrations d'ongulés), posent des problèmes techniques forts en contexte montagnard (forte pente et sensibilité à la neige, nécessité d'augmenter la hauteur pour compenser les effets du manteau neigeux) et les opérations de démontage-recyclage doivent être planifiées et financées. Enfin, la pose de grillages constitue une forme de privatisation et de spécialisation de l'espace, susceptibles d'engendrer des conflits entre les différents usagers de la forêt (Baltzinger *et al.*, 2016).

Dans le cadre des plantations, le gestionnaire forestier est souvent amené à envisager des **protections individuelles**, à l'échelle de chaque plant. Ces protections individuelles peuvent être de type mécanique ou répulsif. Les protections mécaniques sont conçues pour empêcher l'accès des ongulés (principalement chevreuil et cerf) aux parties du plant qui sont les plus consommées. La protection intégrale des plants, basée sur l'utilisation de manchons, tubes ou filets dans des matériaux divers est une technique connue par les praticiens, aux avantages et inconvénients bien documentés (Redick *et* Jacobs, 2020). Ces méthodes, plus ou moins coûteuses selon le matériau utilisé et les techniques de mise en œuvre associées, sont très largement utilisées par les reboiseurs forestiers mais aussi, et presque systématiquement, en horticulture (Thyroff *et al*., 2022). D'autres méthodes de protection partielle (pinces à bourgeons, spirale, piquets bambou ou bois, filets extensibles, etc.) qui répondent à une demande de réduction des coûts, d'allègement de la mise en œuvre, ou de produits recyclables ou biodégradables, se sont développées et sont maintenant largement utilisées, mais leurs performances sont moins bien documentées dans les études scientifiques. Toutefois, ces protections mécaniques des plantations vis-à-vis des ongulés constituent une gêne paysagère (inesthétique) pour qui vient en forêt pour se ressourcer et pratiquer des activités récréatives (Dorioz et al., 2018 ; Abildtrup *et al*., 2021) ; de plus, les matériaux utilisés (métal, plastique) contrarient l'image du milieu naturel recherché par le public.

Les **protections répulsives** visent à dissuader les ongulés (différentes espèces sont ciblées, selon le produit utilisé) de consommer le plant. Les méthodes sont très variées, et se distinguent par le stimulus impliqué (olfactif, gustatif, visuel) et la réaction induite (peur, irritation ou douleur) chez l'animal, ainsi que par le mode d'application (dépôt, attache, pulvérisation, badigeonnage). Par le passé, de nombreux répulsifs basés sur des produits de synthèse (Arbinol, Cunitex) ont été utilisés (Daburon, 1966) et, à l'heure actuelle, seuls les répulsifs d'inspiration naturelle sont encore commercialisés. Les effets de différentes substances naturelles (capsaïcine issue du piment, urine, poils et fèces de prédateurs, produits à base de sang, composés soufrés, caséine, etc.) sur les animaux ont été étudiés dans la littérature internationale et leurs mécanismes d'action identifiés. D'autres produits (graisse et laine de mouton, cheveux humains, peintures répulsives, engrais répulsifs) actuellement commercialisés sont moins bien renseignés et leur efficacité reste sujette à caution. Néanmoins, quels que soient la matière et le mode d'action impliqués, l'efficacité de la méthode dépend d'un grand nombre de facteurs (concentration du produit, date d'application, type de plants, caractéristiques des populations d'ongulés, capacité d'accueil des écosystèmes, conditions météorologiques, etc.) et l'efficacité réelle dans nos contextes forestiers est difficile à estimer, même pour les produits pour lesquels les références sont les plus nombreuses.

2.3.2.2 Actions au niveau du milieu forestier dans son ensemble

Afin de réduire la pression sur la régénération forestière, les gestionnaires se sont aussi intéressés aux **possibilités d'action sur le milieu dans son ensemble**. Faisant l'hypothèse qu'en améliorant la capacité

d'accueil – sous réserve de ne pas accueillir plus d'animaux – les dégâts aux jeunes arbres pourraient être amoindris. Un collectif d'experts associant l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (désormais OFB), Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts (désormais INRAE), l'ONF et l'Association Nationale des Chasseurs de Grand Gibier a produit un guide technique réunissant de nombreuses propositions (Klein *et al*., 2008), dans le but de mieux gérer conjointement forêt et populations de grands animaux. Il s'agit par exemple de mettre en œuvre des actions de gestion permettant d'augmenter l'apport de lumière dans le sous-bois, de favoriser le développement de la strate arbustive et d'améliorer ainsi l'offre alimentaire, en appliquant une sylviculture plus dynamique avec des interventions plus fortes et récurrentes pour ouvrir les peuplements, en ouvrant les cloisonnements comme recommandé, récolter régulièrement les taillis, maintenir et préserver les zones ouvertes telles que clairières, prairies, bords de route, prébois et secteurs avec des arbres fruitiers (Saïd *et al*., 2022). Les auteurs de ce guide technique considèrent cependant que ces mesures ne sont pertinentes qu'« une fois l'équilibre (forêt-gibier) établi ou rétabli ».

L'autre stratégie vise à **réduire la sensibilité des peuplements forestiers aux dégâts**, et notamment des zones en régénération en favorisant autant que possible le renouvellement par régénération naturelle (semis plus abondants et moins appétents que les plants issus de pépinière) et en maintenant la flore d'accompagnement qui est plus appétente que les semis d'essences objectif sylvicole. Considérant les préférences alimentaires des grands ongulés, qui ont une tendance à s'alimenter préférentiellement sur les essences arbustives voire sur les herbacées (Boulanger *et al*., 2009 ; Picard, 1976), l'une des pistes envisagées est d'**agir sur la végétation, en favorisant le développement d'une offre alimentaire alternative afin de détourner les ongulés des jeunes arbres constituant la régénération des forêts**. Cet effet de détournement peut s'envisager soit à courte distance (le voisinage du plant), soit *via* la mosaïque de milieux. Deux hypothèses sont formulées dans la littérature : soit un voisin pour lequel les herbivores ont plus d'appétence détourne l'attention de l'herbivore et réduit la vulnérabilité du plant cible, le voisin étant alors préférentiellement consommé (hypothèse du leurre-attractif), soit une espèce voisine particulièrement repoussante, avec des mécanismes de défense physiques ou chimiques lui évitant d'être consommé, confèrent une protection en rendant le patch alimentaire peu attractif (hypothèse du repoussoir). Une synthèse de littérature a montré que la seconde hypothèse est assez bien documentée et étayée, notamment pour les relations plantes-mammifères, tandis que la première hypothèse a été bien moins étudiée (Ruttan *et* Lortie, 2015). Toutefois, l'effet de voisinage n'apparaît pas comme une voie prometteuse pour réduire les dégâts de grands ongulés lorsqu'ils sont trop abondants (Holík *et al*., 2021) ; en effet, le risque d'abroutissement s'avère augmenté sur l'ensemble des végétaux dans le voisinage d'une espèce appétente (qui ne concentre pas l'alimentation de l'animal, mais l'attire sur le patch de végétation).

À plus grande échelle, il a aussi été envisagé de diversifier les milieux pour réduire les dégâts dans les zones à enjeux, notamment en proposant une offre alimentaire alternative et plus appétente pour orienter les animaux en dehors des zones sensibles. Toutefois, les études conduites n'apportent pas de preuve formelle d'une réduction des dégâts aux régénérations, et font craindre le développement des populations animales à la faveur d'un milieu plus propice (Arnold *et al.*, 2018).

Le maintien du bois mort au sol, et notamment les **tas de rémanents**, a été envisagé pour réduire l'accessibilité des semis aux ongulés. Si les résultats de différentes études convergent sur le rôle de barrière physique permettant de réduire les dégâts causés par les ongulés (Chantal *et* Granström, 2007 ; Hagge *et al*., 2019 ; Marangon *et al.*, 2022 ; Milne-Rostkowska *et al.*, 2020 ; Smit *et al*., 2012) d'autres ne le mettent pas en évidence (Pellerin *et al*., 2010).

L'utilisation de techniques de production végétale appropriées pour réduire la sensibilité des plants fait aussi partie de l'arsenal que tente de mobiliser le sylviculteur. **Les plants issus de pépinière sont, pour une même essence, plus sensibles que les semis issus de régénération naturelle** ; le conditionnement des plants en motte augmente la sensibilité des plants par rapport à un conditionnement en racines nues pour le sapin pectiné, en revanche, le forçage en pépinière ou la région de provenance ne semble pas avoir d'effet sur la sensibilité des plants de chêne (Ballon *et al*., 1999). Des travaux ont aussi été menés sur l'utilisation de répulsifs systémiques absorbés par le plant (Allan *et al*., 1984 ; Picard, 1989 ; Ward *et* Williams, 2010), mais ils n'ont pas abouti et ne sont pas utilisés par les pépiniéristes forestiers.

Des techniques sylvicoles favorisant une **croissance rapide des plants** sont aussi envisagées pour limiter les dégâts des ongulés ; il s'agit de réduire le temps nécessaire pour placer le bourgeon terminal hors de portée de la dent des ongulés ou d'augmenter la capacité de croissance compensatoire après abroutissement. Les résultats publiés dans la littérature établissent clairement que les effets recherchés de croissance compensatoire ne peuvent pas contrebalancer les dégâts causés par les ongulés lorsqu'ils sont trop importants (Redick *et al.*, 2020). Biologiquement, il a d'ailleurs été démontré que les semis et plants les plus vigoureux sont aussi ceux dont la probabilité d'être abroutis est la plus forte (Kupferschmid, 2017 ; Kupferschmid *et al*., 2019).

La question des rôles respectifs des opérations sylvicoles sur la structure des peuplements et de l'abroutissement dans les échecs de régénération est aussi régulièrement posée (Heuze *et al*., 2005). Si les deux semblent assez interdépendants (les ongulés opèrent une sélection d'habitat basée sur les caractéristiques du peuplement, et en retour, ils agissent sur la structure de l'habitat), l'optimisation des itinéraires sylvicoles pour favoriser le renouvellement des peuplements ne donne des résultats satisfaisants que pour des conditions de pression d'herbivorie faibles ou modérées (Ficko *et al.*, 2018). C'est en outre dans ces conditions de pression modérée que le sylviculteur peut espérer retirer le plus de bénéfices des services rendus par les ongulés, notamment pour contrôler le développement des espèces compétitrices, et minimiser les disservices qu'ils causent du fait des dégâts aux régénérations (Brousseau *et al*., 2019 ; Stokely *et* Betts, 2020).

Les connaissances disponibles indiquent ainsi que la réussite du renouvellement des peuplements requiert au préalable une réduction des populations d'ongulés, là où elles provoquent des dégâts rédhibitoires sur la survie et la croissance des essences forestières objectif. L'effet des actions de gestion de la végétation, qu'il s'agisse de techniques sylvicoles ou d'aménagement de l'espace visant à limiter les dégâts, apparait de second ordre ; en d'autres termes, les stratégies et techniques d'ingénierie écologique explorées jusque-là n'ont pas démontré de capacité à contrebalancer les dégâts causés par des populations d'ongulés en excès de la capacité d'accueil des habitats. Les références ici réunies tendent donc à montrer que l'effet des actions sylvicoles est rendu vain en présence de populations d'ongulés trop importantes, mais que le maintien de celles-ci à des niveaux modérés permet aux actions sylvicoles de porter leurs fruits dans la réussite du renouvellement et même offrir un avantage en matière de contrôle de la végétation concurrentielle dans certains cas.

2.3.3 Les dégâts de grands ongulés interagissent-ils avec les stratégies d'adaptation aux changements climatiques des gestionnaires forestiers ?

À grande échelle, les ongulés sont susceptibles d'impacter les limites constatées des aires de répartition des essences forestières. En contexte boréal, Fisichelli *et al*. (2012) ont établi que la pression exercée par les ongulés (Cerf de virginie, Élan) sur la végétation forestière contrebalance les effets du réchauffement climatique sur la limite entre la zone tempérée et la zone boréale : les espèces

feuillues tempérées (Érable rouge, Érable à sucre et Chêne rouge) ne progressent pas vers le nord en réponse à la hausse des températures, freinées par les dégâts des ongulés. Cette limitation de la migration vers le nord des essences tempérées et le maintien réciproque des essences boréales conduit à accroitre le découplage entre la présence d'une essence et sa niche climatique. Ce phénomène peut induire une mauvaise appréciation de la niche climatique « réelle » des essences et donc altérer les diagnostics de vulnérabilité et par ricochet conduire le forestier à des stratégies sylvicoles d'adaptation aux changements climatiques non nécessaires ou non pertinentes. Les travaux menés dans les Vosges ont établi de manière similaire que les fortes populations de cerf ont largement favorisé la progression de l'Épicéa au détriment du sapin, induisant un changement de composition forestière moins adapté aux évolutions du climat (Bernard *et al*., 2017).

Une revue de littérature récente (Champagne *et al*., 2021) a abordé deux questions-clés sur les interactions entre stratégies d'adaptation des forêts aux changements climatiques et effets des populations d'ongulés sur la végétation forestière : comment les ongulés sont-ils intégrés aux stratégies d'adaptation des forêts aux changements climatiques ? Les dégâts des ongulés peuvent-ils remettre en question le succès de ces stratégies d'adaptation ? La synthèse des résultats issus des références collectées dans cette revue de littérature révèle que l'abroutissement par les ongulés constitue une difficulté majeure pour la mise en œuvre des principales stratégies d'adaptation des forêts aux changements climatiques actuellement envisageables. **Ainsi, les stratégies de migration assistée sont, pour bonne partie, mises en défaut par les abroutissements sur les plantations, tandis que des abroutissements trop importants sur la strate arbustive ne permettent pas d'obtenir la diversité de structure et de stratification souhaitée dans les approches de sylviculture irrégulière basée sur la nature visant à accroitre la résilience des peuplements**.

2.4 Perspectives

2.4.1 Besoins de recherche

Les éléments de cette synthèse bibliographique ont été rassemblés à dire d'expert, en interrogeant les bases de données bibliographiques et en mobilisant les résultats d'un travail de veille courant. Les questions ici abordées mériteraient d'être retravaillées afin d'en formaliser des requêtes plus rigoureuses et permettant alors de traiter le sujet avec des méthodologies standardisées (méta-analyse ou revue systématique de littérature) consolidant ainsi les conclusions en s'appuyant sur une base de publications plus large.

Dans la suite des travaux, il serait important d'aborder les relations entre la structure forestière et la dynamique des populations de ces espèces ingénieures d'écosystème. En effet, les ongulés rendent des services (dissémination des graines, ouverture du milieu, etc.) et des disservices (abroutissement, piétinement, activités sur les propriétés physico-chimique du sol et de l'eau, etc.) en modifiant leur habitat et les écosystèmes forestiers et ceci dans un contexte de changements globaux. Il existe aujourd'hui une réelle nécessité scientifique à étudier en détail les relations trophiques, les effets cascades (et les « paysages de la peur ») et les interactions entre espèces végétales (ligneux, herbacées) et animales (avifaune, entomofaune, micro-mammifères, amphibiens, etc.) au sein de l'écosystème forestier. Les grands herbivores peuvent avoir un effet puissant sur la composition et la dynamique de la régénération, sur la fermeture des paysages, mais également sur la qualité et la diversité des habitats et les traits des espèces présentes. Il apparait donc important de comprendre comment les ongulés (intra et inter-espèces) cohabitent et se partagent les ressources disponibles afin de proposer des modalités de gestion fondées simultanément sur les populations d'ongulés et les habitats pour garantir le développement harmonieux d'une faune variée et d'une forte biodiversité végétale, au sein d'une forêt avec des objectifs variés (production, protection et loisirs) en présence et

absence de prédateur. La modification des aires de répartition des espèces végétales est difficile à prévoir en fonction des changements globaux notamment (Bertrand *et al*., 2011) et pourrait occasionner une véritable recomposition des paysages forestiers de plaines et de montagne, avec des changements notables en matière de structure et de fonctionnement des écosystèmes, mais aussi du fait des changements de pratiques de gestion. L'augmentation et la combinaison des risques naturels associés (sécheresses, incendies, ravageurs et pathogènes) aux changements globaux pourraient provoquer une diminution de la productivité nette des forêts et avoir des conséquences aggravantes sur les écosystèmes forestiers. Réciproquement, les effets des accidents météorologiques – et des changements du climat en général – affectant la végétation, pourraient modifier l'abondance et la qualité des ressources alimentaires pour les animaux et donc engendrer, par effet cascade, des mouvements inédits de la faune sauvage et perturber les paramètres de la dynamique des populations.

Finalement, l'approche collaborative et transdisciplinaire *One Health* (Prata *et al.*, 2022), ou Santé Globale en français, constitue un cadre de réflexion et d'analyse qui pourrait permettre d'aborder les enjeux associés à la présence des grands ongulés dans le cadre très large d'une problématique de santé globale. Il s'agirait alors de raisonner la gestion des populations de grands ongulés en forêt dans une perspective de santé optimale et de durabilité des socio-écosystèmes forestiers, en considérant non seulement les intérêts des populations humaines mais aussi l'ensemble de la faune et la flore et l'environnement en général. Une telle démarche permettrait de segmenter et hiérarchiser les actions relevant des niveaux politiques, institutionnels ou opérationnels, en suivant une approche systémique qui aurait pour vertu de décloisonner les domaines et favoriser l'émergence de stratégies de gestion partagées par l'ensemble des acteurs. Dans ce cadre, il pourrait notamment être envisagé de combiner des actions sur les différents compartiments du système forêt-ongulés-société pour évaluer si la complémentarité entre des effets pourrait permettre d'atteindre les objectifs visés.

2.4.2 Pistes opérationnelles

Les résultats de cette étude bibliographique appellent aussi la nécessité pour les gestionnaires de disposer d'**outils** leur permettant d'évaluer avec acuité l'intensité des effets (ou impacts) des grands ongulés sur les régénérations. Ces outils devraient constituer à l'avenir un point critique pour l'aide à la hiérarchisation des priorités de gestion, notamment pour choisir entre un effort accru de réduction des populations et la mise en œuvre d'aménagements permettant de limiter des dégâts. Pour cela, il est sans doute nécessaire de proposer de nouvelles approches, plus ciblées sur l'évaluation de l'effet des ongulés sur la dynamique de renouvellement. Les indicateurs actuellement disponibles ont été développés afin de piloter les populations de grand gibier dans une approche de gestion adaptative (Cordonnier *et* Gosselin, 2009), en d'autres termes adapter la mise en œuvre d'objectifs de gestion cynégétique au fur et à mesure de l'acquisition de données nouvelles sur l'état des populations et de leur biotope (Morellet *et al*., 2007) ; les indicateurs qui rendent compte des effets des grands ongulés sur la régénération des peuplements forestiers nécessitent encore d'être développés, non plus uniquement sous l'angle des dégâts mais aussi en prenant en compte les densités et dynamique de développement des semis (Hagen *et al*., 2021).

En filigrane, il ressort également de cette étude bibliographique que le rétablissement de l'équilibre forêt-gibier par la voie de la réduction des populations est l'action qui aura les effets les plus prononcés, les plus généraux et les plus directs sur l'amélioration du renouvellement des peuplements. Néanmoins, mettre en œuvre une réduction des populations de grands ongulés est une stratégie territoriale qui nécessite l'implication de multiples acteurs (forestiers et chasseurs, mais aussi et de plus en plus fréquemment les autres usagers de la forêt), et prend quelques années pour porter ses fruits. Cette cinétique n'est pas toujours compatible avec les enjeux de renouvellement qui s'imposent pour assurer une gestion durable de la forêt et de la ressource en bois, notamment dans un contexte

de dépérissements plus massifs et plus fréquents sous les effets, parfois combinés, des sécheresses et des ravageurs. Ainsi, lorsque les forestiers ont recours aux plantations, celles-ci sont très fréquemment protégés protégées contre les dégâts que causent les grands ongulés alors que l'objectif général est de tendre vers des systèmes forêt-ongulés qui ne nécessitent plus la protection systématique. Le choix du type de protection constitue une question de premier plan pour les reboiseurs, gestionnaires et propriétaires qui doivent non seulement considérer le rapport qualité/prix des produits, mais font également face à des impératifs de qualité environnementale des outils utilisés. Pour ce faire, l'INRAE pilote actuellement un projet de R&D, en partenariat avec l'ONF, l'OFB, le CNPF-IDF, le Groupe Coopération Forestière, la SFCDC, le Muséum National d'Histoire Naturelle ainsi que le Centre de Développement Agro-Forestier (Chimay-Belgique), visant à comparer un large panel de techniques de protections individuelles, sur des aspects à la fois de performance technique, de coûts d'ensemble et d'ergonomie pour les opérateurs.

2.5 Références bibliographiques

Abildtrup, J., Garcia, S., Kervinio, Y., Sullice, E., Tardieu, L., Montagné-Huck, C., 2021. Les usages récréatifs des forêts métropolitaines Un état des lieux des pratiques et des enjeux. Post-Print, Post-Print.

Allan, G.G., Gustafson, D.I., Mikels, R.A., Miller, J.M., Neogi, S., 1984. Reduction of deer browsing of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii) seedlings by quadrivalent selenium. Forest Ecology and Management 7, 163–181. https://doi.org/10.1016/0378-1127(84)90065-3

Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R., 2010. European Ungulates and Their Management in the 21st Century. Cambridge University Press.

Arnold, J.M., Gerhardt, P., Steyaert, S.M.J.G., Hochbichler, E., Hackländer, K., 2018. Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage. Forest Ecology and Management 407, 166–173. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.050

Ballon, P., Guibert, B., Hamard, J.-P., Guillon, N., Boscardin, Y., 1999. Sensibilité de quelques essences forestières de reboisement à l'abroutissement par le Chevreuil (Capreolus capreolus). Revue forestière française 51, 20–34. https://doi.org/10.4267/2042/5414

Baltzinger, C., 2016. Pour une approche intégrée du rôle des ongulés sauvages dans l'assemblage des communautés végétales et le fonctionnement des écosystèmes. (HDR en Sciences de la Vie - Biologie des populations et écologie). Université d'Orléans, Orléans.

Baltzinger, C., Mårell, A., 2022. Plant Assemblages and Ecosystem Functioning, a Legacy of Long-term Interactions with Large Herbivores, in: Historical Ecology. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 163–176. https://doi.org/10.1002/9781394169764.ch13

Baltzinger, M., Mouche, J., Blondet, M., Hautdidier, B., 2016. Political ecology of private forest fencing in the French Sologne: What are the social and environmental issues at stake in the dispute? Natures Sciences Societes 24, 97–108. https://doi.org/10.1051/nss/2016017

Barrere, J., Boulanger, V., Collet, C., Walker, E., Siat, V., Henry, L., Saïd, S., 2020. How does oak mast seeding affect the feeding behavior of sympatric red and roe deer? Basic and Applied Ecology 47, 83–94. https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.006

Barrere, J., Petersson, L.K., Boulanger, V., Collet, C., Felton, A.M., Löf, M., Saïd, S., 2021. Canopy openness and exclusion of wild ungulates act synergistically to improve oak natural regeneration. Forest Ecology and Management 487, 118976. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118976

Beguin, J., Côté, S.D., Vellend, M., 2022. Large herbivores trigger spatiotemporal changes in forest plant diversity. Ecology. https://doi.org/10.1002/ecy.3739

Bernard, M., Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Laurent, L., Montpied, P., Morin, X., Picard, J.-F., Saïd, S., 2017. Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. Forest Ecology and Management 400, 269–277. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.040

Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B.G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., Lõhmus, A., Macdonald, E., 2018. Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: Effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. Environmental Evidence 7. https://doi.org/10.1186/s13750-018-0125-3

Bertrand, R., Lenoir, J., Piedallu, C., Riofrío-Dillon, G., de Ruffray, P., Vidal, C., Pierrat, J.-C., Gégout, J.-C., 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. Nature 479, 517–520. https://doi.org/10.1038/nature10548

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. Université Nancy 1 - Henri Poincaré.

Boulanger, V., Baltzinger, C., Saïd, S., Ballon, P., Picard, J.-F., Dupouey, J.-L., 2009. Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. Forest Ecology and Management 258, 1397–1406. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.055

Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Archaux, F., Badeau, V., Baltzinger, C., Chevalier, R., Corcket, E., Dumas, Y., Forgeard, F., Mårell, A., Montpied, P., Paillet, Y., Picard, J.-F., Saïd, S., Ulrich, E., 2018. Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. Glob Change Biol 24, e485–e495. https://doi.org/10.1111/gcb.13899

Brousseau, P.M., Tremblay, J.-P., Roy, V., Thiffault, N., 2019. Interactions between the stock type and silviculture in the restoration of fir forests under heavy browsing pressure [Interactions entre le type de plants et la sylviculture dans la restauration de sapinières sous forte pression de broutement]. Forestry Chronicle 95, 29–38. https://doi.org/10.5558/tfc2019-007

Carpio, A.J., Apollonio, M., Acevedo, P., 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. Mammal Review 51, 95–108. https://doi.org/10.1111/mam.12221

Champagne, E., Raymond, P., Royo, A.A., Speed, J.D.M., Tremblay, J.-P., Côté, S.D., 2021. A Review of Ungulate Impacts on the Success of Climate-Adapted Forest Management Strategies. Current Forestry Reports 7, 305–320. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00148-5

Chantal, M. de, Granström, A., 2007. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of Populus tremula and Salix caprea. Forest Ecology and Management 250, 3–8.

Chevrier, T., Saïd, S., Widmer, O., Hamard, J.-P., Saint-Andrieux, C., Gaillard, J.-M., 2012. The Oak Browsing Index Correlates Linearly With Roe Deer Density: A New Indicator For Deer Management? European Journal Of Wildlife Research 58, 17–22.

Cordonnier, T., Gosselin, F., 2009. La gestion forestière adaptative : intégrer l'acquisition de connaissances parmi les objectifs de gestion. Revue forestière française 61, 131–144.

Cote, 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.

Daburon, H., 1966. Possibilité et limite d'utilisation des répulsifs chimiques dans la protection contre les dégâts de gibier. Rev. For. Fr. 634. https://doi.org/10.4267/2042/24773

Del Rey, P., 2019. Etude d'impact économique des dégâts d'ongulés sur le renouvellement naturel du chêne (Mémoire ingénieur 3A). AgroParisTech.

Dorioz, J., Nivet, C., Peyron, J.-L., 2018. Évaluation Française des Écosystèmes et Services Écosystémiques: Ecosystèmes Forestiers. Rapport Final, Rapport EFESE. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Paris.

Fichtner, A., Sturm, K., Wagner, J., Huckauf, A., Ellenberg, H., 2011. The effect of hunting regimes on tree regeneration in lowland beech (Fagus sylvatica L) forests. Forstarchiv 82, 75–81. https://doi.org/10.2376/0300-4112-82-75

Ficko, A., Roessiger, J., Bončina, A., 2018. Optimizing silviculture in mixed uneven-aged forests to increase the recruitment of browse-sensitive tree species without intervening in ungulate population. IForest 11, 227–236. https://doi.org/10.3832/ifor2567-011

Fisichelli, N., Frelich, L.E., Reich, P.B., 2012. Sapling growth responses to warmer temperatures 'cooled' by browse pressure. Global Change Biology 18, 3455–3463. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02785.x

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., 1992b. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. Forestry 65, 363–388.

Gortázar, C., Fernandez-de-Simon, J., 2022. One tool in the box: the role of hunters in mitigating the damages associated to abundant wildlife. European Journal of Wildlife Research 68. https://doi.org/10.1007/s10344-022-01578-7

Hagen, R., Kühl, N., Hanewinkel, M., Suchant, R., 2021. Number and height of unbrowsed saplings are more appropriate than the proportion of browsed saplings for predicting silvicultural regeneration success. Annals of Forest Science 78, 21. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01034-7

Hagge, J., Müller, J., Bässler, C., Biebl, S.S., Brandl, R., Drexler, M., Gruppe, A., Hotes, S., Hothorn, T., Langhammer, P., Stark, H., Wirtz, R., Zimmerer, V., Mysterud, A., 2019. Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. Forest Ecology and Management 451. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117531

Hernandez, L., Laundre, J.W., 2005. Foraging in the "landscape of fear" and its implications for habitat use and diet quality of elk Cervus elaphus and bison Bison bison. Wildlife Biology 11, 215–220.

Heuze, P., Schnitzler, A., Klein, F., 2005. Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? Forest Ecology and Management 217, 219–228. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.003

Hoffmann, G., 1977. Les dégâts causés aux peuplements par les cervidés. Rev. For. Fr. 131. https://doi.org/10.4267/2042/21126

Holík, J., Janík, D., Hort, L., Adam, D., 2021. Neighbourhood effects modify deer herbivory on tree seedlings. European Journal of Forest Research 140, 403–417. https://doi.org/10.1007/s10342-020-01339-8

Hothorn, T., Müller, J., 2010. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. Forest Ecology and Management 260, 1416–1423. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.019

Jenkins, L.H., Murray, B.D., Jenkins, M.A., Webster, C.R., 2015. Woody regeneration response to over a decade of deer population reductions in Indiana state parks1. Journal of the Torrey Botanical Society 142, 205–219. https://doi.org/10.3159/TORREY-D-14-00047.1

Klein, F., Rocquencourt, A., Ballon, P., 2008. Pour un meilleur équilibre sylvo-cynégétique : des pratiques favorables aux cervidés.

Kuijper, D.P.J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B., 2013. Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. Ecography 36, 1263–1275. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x

Kupferschmid, A.D., 2017. The compensation capacity of Central European tree species in response to leader shoot browsing, in: Ungulates: Evolution, Diversity and Ecology. Nova Science Publishers, pp. 1–63.

Kupferschmid, A.D., Bütikofer, L., Hothorn, T., Schwyzer, A., Brang, P., 2019. Quantifying the relative influence of terminal shoot browsing by ungulates on tree regeneration. Forest Ecology and Management 446, 331–344. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.009

Le Saout, S., Padie, S., Chamaille-Jammes, S., Chollet, S., Cote, S., Morellet, N., Pattison, J., Harris, E., Martin, J.-L., 2014. Short-term effects of hunting on naive black-tailed deer (Odocoileus hemionus sitkensis): Behavioural response and consequences on vegetation growth. Canadian Journal of Zoology 92, 915–925. https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0122

Loison, A., Bison, M., 2022. Les ongulés sauvages de France métropolitaine - Fonctions écologiques, services écosystémiques et contraintes.

Maizeret (C.), Tixier (H.), BALLON (Philippe), Ducan (P.), Guibert (B.), 1999. Les Dégâts alimentaires du chevreuil en milieu forestier. Rev. For. Fr. 405. https://doi.org/10.4267/2042/5446

Malhi, Y., Doughty, C.E., Galetti, M., Smith, F.A., Svenning, J.-C., Terborgh, J.W., 2016. Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. Proceedings of the National Academy of Sciences 113, 838–846. https://doi.org/10.1073/pnas.1502540113

Marangon, D., Marchi, N., Lingua, E., 2022. Windthrown elements: a key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. Forest Ecology and Management 508. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120050

Mårell, 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, 139–150.

Mårell, A., Baltzinger, C., Hamard, J.-P., Said, S., 2015. Que peut nous dire la flore sur la pression exercée par les ongulés sauvages et leurs effets ? Presented at the Colloque ICE 2015 “Vers une nouvelle gestion du grand gibier : les Indicateurs de changement écologique,” p. 145.

Martin, J.L., Baltzinger, C., 2002. Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. Canadian Journal of Forest Research 32, 1254–1264.

Milne-Rostkowska, F., Holeksa, J., Bogdziewicz, M., Piechnik, Ł., Seget, B., Kurek, P., Buda, J., Żywiec, M., 2020. Where can palatable young trees escape herbivore pressure in a protected forest? Forest Ecology and Management 472. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118221

Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., Maillard, D., 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. Journal of Applied Ecology 44, 634–643. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x

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.

Picard, J., Oleffe, P., Boisaubert, B., 1991. Influence of oak mast on feeding behaviour of red deer (Cervus elaphus L.). Annales des Sciences Forestieres 48, 547–559.

Picard, J.-F., 1989. Le sélénium comme répulsif systémique - état des recherche et perspectives. Bulletin mensuel de l’Office national de la chasse 28–30.

Picard, J.-F., 1976. Les goûts alimentaires des cervidés et leurs conséquences. Premières conclusions sur deux années d'expérimentation. Rev. For. Fr. 106. https://doi.org/10.4267/2042/21040

Prata, J.C., Ribeiro, A.I., Rocha-Santos, T., 2022. Chapter 1 - An introduction to the concept of One Health, in: Prata, J.C., Ribeiro, A.I., Rocha-Santos, T. (Eds.), One Health. Academic Press, pp. 1–31. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822794-7.00004-6

Rackham, O., 2008. Ancient woodlands: modern threats. New Phytologist 180, 571–586.

Rakotoarison, H., Boulanger, V., 2014. Evaluation économique des dommages forestiers des cervidés en présence d'incertitudes.

Ramirez, J.I., Jansen, P.A., Poorter, L., 2018. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. Forest Ecology and Management 424, 406–419. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.016

Redick, C.H., Jacobs, D.F., 2020. Mitigation of deer herbivory in temperate hardwood forest regeneration: A meta-analysis of research literature. Forests 11, 1–16. https://doi.org/10.3390/f11111220

Redick, C.H., McKenna, J.R., Carlson, D.E., Jenkins, M.A., Jacobs, D.F., 2020. Silviculture at establishment of hardwood plantations is relatively ineffective in the presence of deer browsing. Forest Ecology and Management 474. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118339

Redjadj, C., 2010. Étude inter-et intra-spécifique des variations spatio-temporelles de l'utilisation des ressources alimentaires au sein d'une communauté de grands herbivores de montagne (These de doctorat). Grenoble.

Requardt, A., Poker, J., Kohl, M., Schuck, A., Janse, G., Mavsar, R., Paivinen, R., 2007. Feasibility Study on means of combating forest dieback in the European Union. Final Technical Report, EC DG ENV Contract, Brussels.

Rosenthal, J.P., Kotanen, P.M., 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory. Trends in Ecology & Evolution 9, 145–148. https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90180-5

Roucher, F., 1991. Gestion intégrée de la forêt et du chevreuil (Capreolus capreolus l.) Huit années d'exercice sur 4 500 hectares boisés des Vosges du Nord. Première partie : origines de la méthode. Rev. For. Fr. 475. https://doi.org/10.4267/2042/26232

Roucher, F., Peccoud, J., 1992. Gestion intégrée de la forêt et du chevreuil (Capreolus capreolus L.). Huit années d'exercice sur 4 500 hectares boisés des Vosges du Nord. Deuxième partie : méthode et résultats. Rev. For. Fr. 141. https://doi.org/10.4267/2042/26309

Ruttan, A., Lortie, C.J., 2015. A systematic review of the attractant-decoy and repellent-plant hypotheses: do plants with heterospecific neighbours escape herbivory? Journal of Plant Ecology 8, 337–346. https://doi.org/10.1093/jpe/rtu030

Saïd, S., Laurent, L., Cuillier, B., 2022. À la recherche de l'équilibre sylvo-cynégétique dans la Réserve nationale de chasse et de faune sauvage de La Petite-Pierre.

Saint-Andrieux, C., Barboiron, A., Corti, R., Guibert, B., 2012. La progression récente des grands ongulés sauvages en France. Faune sauvage 10–17.

Schuck, A., Köhl, M., 2009. Means of combating forest dieback - EU support for maintaining forest health and vitality. iForest - Biogeosciences and Forestry.

Smit, C., Kuijper, D.P.J., Prentice, D., Wassen, M.J., Cromsigt, J.P.G.M., 2012. Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. Forest Ecology and Management 284, 133–141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.052

Stokely, T.D., Betts, M.G., 2020. Deer-mediated ecosystem service versus disservice depends on forest management intensity. Journal of Applied Ecology 57, 31–42. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13532

Storms, D., Aubry, P., Hamann, J.L., Saïd, S., Fritz, H., Saint-andrieux, C., Klein, F., 2008. Seasonal variation in diet composition and similarity of sympatric red deer Cervus elaphus and roe deer Capreolus capreolus. Wildlife Biology 14, 237–250.

Thyroff, E.C., Burney, O.T., Oliet, J.A., Redick, C.H., Jacobs, D.F., 2022. Toward Identifying Alternatives to Fencing for Forest Restoration: Tube Shelters Outperform Mesh Shelters for Deer Browse Protection of Live Oak, Quercus virginiana. Land 11. https://doi.org/10.3390/land11070966

Tixier, H., 1996. Déterminants et ontogénèse du comportement alimentaire du chevreuil (Capreolus capreolus). Paris Nord.

Tremblay, J.P., Huot, J., Potvin, F., 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. Journal of Applied Ecology 44, 552–562.

Vera, F.W.M., 2000. Grazing ecology and forest history. CABI Pub, Wallingford, Oxon ; New York, NY.

Ward, J.S., Williams, S.C., 2010. Effectiveness of deer repellents in Connecticut. Human-Wildlife Interactions 4, 56–66.

Westoby, M., 1978. What are the biological bases of varied diets? The American Naturalist 112, 627–631.

Westoby, M., 1974. An analysis of diet selection by large generalist herbivores. The American Naturalist 108, 290–303.

Widmer, O., Saıd, S., Miroir, J., Duncan, P., Gaillard, J.-M., Klein, F., 2004. The Effects Of Hurricane Lothar On Habitat Use Of Roe Deer. Forest Ecology And Management 195, 237–242.

Zürcher-Gasser, N., Frehner, M., 2019. Forêts protectrices et coûts induits par l'abroutissement. La Forêt 22–24.

Volet 2| Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Question 3. Comment le mode de renouvellement des peuplements forestiers et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles méthodes préconiser pour les limiter ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique 690
3.2 Définitions 691
3.3 Matériels et méthodes 691
3.4 Réponses aux questions posées 692
3.4.1 Quels facteurs conditionnent la dynamique des microrongeurs en forêt ? 692
3.4.2 Quels sont les types et l'importance des dégâts ? 692
3.4.3 Comment le mode de renouvellement et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles modalités de gestion des plantations permettent de réduire le risque ? 692
3.4.4 Peut-on anticiper l'influence du réchauffement climatique ? 693
3.5 Perspectives 693
3.6 Références bibliographiques 693
3.7 Annexe 694

Rédacteur

Olivier **Baubet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Lempdes (63), France

Contributeur

Fabien **Caroulle**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75)

3.1 Contexte et problématique

Les microrongeurs (voir définition ci-après) font partie intégrante des écosystèmes forestiers ; ils contribuent à la dissémination des graines et au travail superficiel du sol et sont la proie de prédateurs spécifiques et généralistes. Alors qu'il y a peu de signalements de dégâts aux régénérations naturelles, des **dommages** sont localement et **occasionnellement signalés dans les jeunes plantations forestières**.

De manière générale, les dommages aux plantations surviennent pendant des phases de développement épidémique de ces rongeurs et concernent les tout premiers stades des plantations. Les phases épidémiques semblent se renouveler tous les 5 à 9 ans selon les espèces.

La dynamique des petits rongeurs doit être appréhendée dans un environnement plus large que la forêt, et inclure les prairies et les terres cultivées, en particulier parce que les prédateurs (spécifiques ou généralistes) participent à la régulation des rongeurs dans ces différents milieux. Les rongeurs prairiaux, particulièrement le campagnol terrestre, connaissent des variations interannuelles d'abondance régulières, et font des passages fréquents dans le milieu forestier.

Les principaux massifs montagneux français de moyenne altitude (Massif central, Vosges, Jura) sont concernés par des développements épidémiques des rongeurs alors que les massifs d'altitude élevée (Alpes et Pyrénées) le sont moins.

Les dégâts aux plantations signalés par le DSF présente une tendance à la baisse depuis une trentaine d'années. On n'en connait pas précisément les causes, mais on soupçonne le recul net des surfaces plantées en général et des feuillus (plus endommagées par les micromammifères) en particulier (voir Volet 2, Thème 1, « Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ? »).

3.2 Définitions

Les **microrongeurs** sont des petits rongeurs de la famille des Muridés. Très présentes en France, six espèces principales ont été identifiées comme causant des dégâts aux peuplements forestiers : on distinguera les microrongeurs de prairie, inféodés aux milieux ouverts, des microrongeurs forestiers, plus familiers des écosystèmes forestiers (Baubet *et al*., 2005 ; Caroulle *et* Baubet, 2006).

Les espèces prairiales sont :

- le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) présent partout en France hors façade ouest et pourtour méditerranéen, il occasionne des dégâts surtout dans les jeunes plantations du Nord-Est et dans les zones d'altitude autour des prairies de Franche-Comté et du Massif central ;
- le campagnol des champs (*Microtus arvalis*), petit campagnol qui vit dans les milieux ouverts, en particulier dans les prairies où l'herbe est courte, mais évite les milieux humides.

Les espèces forestières sont :

- le campagnol agreste (*Microtus agrestis*), rongeur des milieux ouverts vivant dans les régénérations forestières fortement enherbées en présence de ligneux, supportant très bien les milieux humides ;
- le campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*), également familier des milieux fermés, broussailleux, mais qui s'accommode aussi des milieux plus ouverts ;
- les mulots sylvestre et à collier (*Apodemus sylvaticus* et *Apodemus flavicollis*), généralement associés à des milieux forestiers fermé, il est principalement granivore.

Par comparaison, les **« gros » rongeurs** (écureuil, castor, ragondin, rat musqué), et par extension les lièvres et les lapins (qui ne sont pas à proprement parler des rongeurs) sont, par comparaison, de taille bien plus importante, mais n'occasionnent que des dégâts occasionnels et localisés quoique parfois spectaculaires. Certaines de ces espèces ont été introduites et sont considérées comme des espèces envahissantes, mal régulées dans les écosystèmes.

3.3 Matériels et méthodes

Les signalements de dégâts de microrongeurs dans les bases de données du DSF sont issus de deux sources : la veille sanitaire DSF (voir Annexe 3.3-1) et les enquêtes annuelles sur la réussite des plantations annuelles menées par les correspondants-observateurs du DSF (voir « Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact »). Ces données collectées en continu depuis 1989 présentent l'intérêt de pouvoir quantifier les dommages, on peut aussi quantifier le poids des microrongeurs avec ceux les autres ravageurs de jeunes plants en plantation.

En France, l'expérience acquise à la suite des reconstitutions post-tempête de 1999 a fourni un important ensemble de données. De façon générale, les recherches sur les rongeurs champêtres y sont toutefois peu nombreuses et les publications rares. Les pullulations répétées du campagnol terrestre sont à l'origine d'importantes conséquences pour les exploitations agricoles, et à l'origine de véritables crises.

Concernant les rongeurs forestiers, la bibliographie internationale concerne surtout la dynamique des populations et notamment les relations avec les prédateurs ; on trouve assez peu de choses sur les dommages et les méthodes de contrôles (Jacob *et* Tkadlec, 2010).

3.4 Réponses aux questions posées

3.4.1 Quels facteurs conditionnent la dynamique des microrongeurs en forêt ?

La dynamique des populations des microrongeurs s'analyse en liaison étroite avec la présence d'une partie de la guilde des prédateurs. Ainsi, pendant les phases d'endémie des microrongeurs dans les prairies, la forêt permet aux prédateurs de continuer à s'alimenter alors que pendant les phases de développement épidémique dans les prairies, les prédateurs délaissent les milieux forestiers pour les milieux prairiaux où ils trouvent plus facilement leur subsistance. C'est pendant ces phases que l'on a le plus de chance de se trouver confronté à des dommages en forêt.

Par ailleurs, les microrongeurs sont très sensibles à l'introduction d'éléments exogènes dans leur environnement proche ; les plants forestiers sortant de pépinières sont ainsi repérés et consommés dans les jours ou semaines qui suivent leur installation.

De manière générale, le suivi des microrongeurs en forêt est particulièrement difficile ; les indices de présence traduisant la présence des rongeurs sont difficiles à repérer ; le niveau des populations peut varier très fortement et il s'avère quasiment impossible de prévoir les dommages.

3.4.2 Quels sont les types et l'importance des dégâts ?

Les dégâts liés à ces rongeurs concernent d'une part, dans le sol, les racines et le collet qui sont écorcés voire coupés et d'autre part, les parties aériennes au-dessus du collet qui sont le plus souvent écorcées. Le type de dégât, et dans une moindre mesure son importance, restent essentiellement liés à l'espèce qui s'en est rendue responsable.

Les résultats de la veille DSF et les enquêtes plantation confirment le faible taux des dommages depuis le début des années 2000. Dans l'enquête « réussite des plantations forestières de l'année » (voir « Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact »), les dégâts dus à des microrongeurs concernent en moyenne moins de 2 % des plantations. Néanmoins, dans 30 % de ces signalements, les dommages sont importants et remettent en cause tout ou partie de la plantation (Baubet, 2018). Les dégâts les plus significatifs concernent les plantations situées à proximité d'un environnement prairial connaissant une forte pression du campagnol terrestre.

À l'avenir, on peut s'attendre à l'avenir à une augmentation des dommages si les plantations de feuillus réalisées à l'automne venaient à augmenter. Ces dommages seront globalement faibles mais peuvent anéantir une plantation en quelques jours si les rongeurs sont présents et qu'une phase de disette (suite à un fort gel par exemple ou une épaisse couche de neige) survient brutalement. La prognose reste très délicate.

3.4.3 Comment le mode de renouvellement et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles modalités de gestion des plantations permettent de réduire le risque ?

De manière générale, les dommages enregistrés concernent davantage les feuillus que les résineux et surviennent principalement dans la première partie de l'hiver.

La végétation qui accompagne les plantations (mélange ligneux et herbacées à dominante de graminées) peut constituer un abri favorable pour le campagnol agreste et le campagnol roussâtre. Ainsi, plus les surfaces sont importantes et peu fracturées, vierges d'arbres perchoirs pour les rapaces, plus le travail des prédateurs devient difficile. Dans ces conditions, les populations sont susceptibles de monter en puissance et le risque de dégâts augmente inexorablement pour les plants installés.

C'est pourquoi, lorsque le risque d'attaques de rongeurs est identifié, le gestionnaire (i) évitera de créer de grandes surfaces homogènes, (ii) ouvrira le milieu par un nettoyage d'interlignes en fin de saison facilitant ainsi le travail des prédateurs dans le but de limiter le niveau des populations et des dégâts.

L'utilisation des rodenticides n'est pas une option : actuellement leur utilisation en forêts est proscrite au vu du risque d'intoxication de la faune non cible, en particulier des prédateurs.

Lors des plantations précoces à l'automne, les opérateurs observent parfois facilement des rongeurs. Dans ces situations, il est préférable d'arrêter le chantier et de le reporter en fin d'hiver. En effet, le niveau des populations s'effondre au cours de l'hiver. Ainsi, il est fréquent de ne plus avoir de dommages lorsqu'il est effectué des regarnis tardifs au printemps.

3.4.4 Peut-on anticiper l'influence du réchauffement climatique ?

Les effets du changement climatique conduisent à un allongement de la saison de végétation. La période de reproduction des rongeurs est allongée ce qui pourrait avoir un effet sur la dynamique de populations. Parmi les facteurs à intégrer à l'analyse, la dynamique de reproduction de ces micromammifères est marquante. Un couple de rongeurs au printemps est susceptible (en l'absence de facteurs de régulations) d'être à l'origine d'une centaine d'individus à l'automne. La reproduction de ces rongeurs est très dépendante de la disponibilité alimentaire. Parmi les effets documentés du réchauffement climatique, on constate partout un allongement des saisons de végétation. Si cette augmentation permet à ces micromammifères d'effectuer un cycle en plus, cela va se traduire par une augmentation de 20 à 30 % du niveau des populations. Cette augmentation très significative pourrait avoir un impact très marquant sur les dommages dans les plantations. Cela n'a pas encore été observé à l'heure actuelle dans l'enquête plantations du DSF, où les dégâts imputables aux sécheresse estivales dominent très largement le tableau sanitaire.

3.5 Perspectives

À l'avenir, certaines stratégies d'adaptation sylvicole au changement climatique, comme l'augmentation potentielle des surfaces plantées (en lien, à court terme, avec le plan d'investissement France 2030), le recours au mélange d'essences, ou l'usage plus important des essences feuillues, constituent potentiellement un accroissement du risque dû aux microrongeurs. Il faudra garder à l'esprit que certaines essences implantées dans ce cadre peuvent s'avérer particulièrement appétentes pour les rongeurs.

En résumé, si l'enjeu semble à l'heure actuelle relativement faible, la situation pourrait changer à l'avenir, et une veille sanitaire reste nécessaire. Les correspondants-observateurs du DSF sont régulièrement formés à l'identification des espèces impliquées dans les dommages et les méthodes de lutte utilisables. Comme les dégâts restent très difficiles à prévoir, toute observation de terrain méritera d'être signalé au DSF, par l'intermédiaire de réseau des correspondants-observateurs.

3.6 Références bibliographiques

Baubet, O., 2018. Les petits rongeurs en milieu forestier. Point thématique 2018. Document interne.

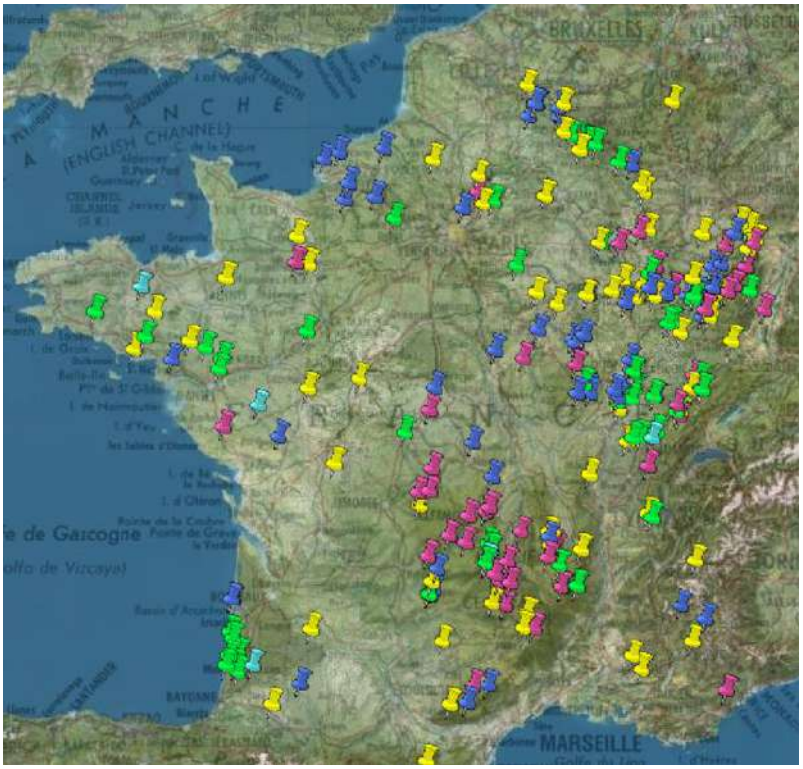
Baubet, O., Ducourtieux, C., Royer, P., 2005. Et si nous parlions des dégâts de microrongeurs... Rendez Vous Techniques (ONF) 46–50.

Caroulle, F., Baubet, O., 2006. Dégâts de rongeurs en forêt : comment y remédier ? Rev. For. Fr. https://doi.org/10.4267/2042/6769

Jacob, J., Tkadlec, E., 2010. Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage, in: Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts. pp. 207–223.

3.7 Annexe

Annexe 3.3-1 : Localisation des dégâts de « petits rongeurs » en forêt dans la période 2007-2017 (Base de données du DSF, veille sanitaire)



MICRAGR : Campagnol agreste

RONGEUR : Dégâts dus à des rongeurs

CLETGLA : Campagnol roussâtre

ARVITER : Campagnol terrestre

MICRARV : Campagnol des champs

Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

L'adaptation des forêts au changement climatique s'effectue par des stratégies qui combinent diversification des essences, installation d'essences supposées plus résilientes aux climats futurs, réduction de la densité des arbres pour limiter le prélèvement de l'eau des sols. Ces stratégies mènent à l'installation de nouveaux types de peuplements, dont nous ne connaissons pas suffisamment la dynamique, ni les règles de conduites sylvicoles. Par ailleurs, les changements climatiques et biotiques imposent un nouvel ensemble de contraintes aux jeunes arbres, notamment des conditions plus sèches et plus chaudes, une augmentation globale des agresseurs et une hausse de situations de crises suite à des accidents de grande ampleur (tempêtes, incendies, dépérissements, scolytes). Ces changements modifient fortement les conditions dans lesquelles s'effectuent les renouvellements et, quand ces changements sont marqués, peuvent rendre inopérants les itinéraires techniques de renouvellement traditionnels.

L'adaptation des forêts aux changements globaux modifie donc à la fois les objectifs et les conditions du renouvellement, et implique donc des modifications profondes dans les méthodes sylvicoles. Notons que les gestionnaires forestiers qui mènent actuellement des renouvellements sont amenés à prendre des décisions dans un contexte changeant sans le confort apporté par des connaissances scientifiques et techniques pour les guider dans ce nouveau contexte. C'est un défi majeur pour la recherche et le développement.

Ce Thème vise à synthétiser les connaissances sur les stratégies et itinéraires techniques de renouvellement à l'étude ou déjà mis en place dans un objectif d'adaptation à un climat changeant, en évolution constante et rapide. Il comporte six contributions : (1) et (2) deux synthèses bibliographiques narratives de la littérature scientifique qui se focalisent sur les plantations et analysent comment raisonner le choix de la densité des plants, du schéma de plantation et du mélange d'essences ; (3.1) et (3.2) deux synthèses bibliographiques narratives de la littérature scientifique et techniques qui étudient les options disponibles pour reconstituer les peuplements endommagés par les tempêtes et par les incendies ; (4) une enquête de terrain qui fait un état des lieux de la diversité des initiatives de renouvellement testées dans les territoires ; et (5) une enquête en ligne qui analyse les stratégies mises en œuvre dans différents pays européens pour renouveler les forêts.

Volet 2 | Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 1. Comment raisonner le choix de la densité et du schéma de plantation dans les peuplements purs (de la phase d'installation aux entretiens) ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 696
1.2 Définitions 698
1.2.1 Préambule sur la notion de densité globale à l'installation et de design de plantation 698
1.2.2 Densité initiale et organisation spatiale de la plantation dans l'unité de gestion 698
1.2.3 Historique et valeurs de référence pour les densités initiales en France en peuplement complet 700
1.2.4 Densité absolue et relative 701
1.3 Matériels et méthodes 701
1.4 Réponses à la question posée 702
1.4.1 Développement du peuplement et densité initiale : quatre principes de base 702
1.4.2 Densité initiale et rectangularité 703
1.4.3 Autres conséquences de la densité initiale 703
1.4.3.1 Densité de plantation et aléas abiotiques 704
1.4.3.2 Densité de plantation et aléas biotiques 704
1.5 Perspectives 705
1.5.1 Pistes de recherche 705
1.5.2 Recommandations 706
1.6 Références bibliographiques 706
1.7 Annexe 709

Rédacteurs

Céline **Meredieu**, INRAE, UMR Biogeco, Cestas (33), France
Philippe **Riou-Nivert**, CNPF-IDF, Paris (75), France

1.1 Contexte et problématique

Les **plantations forestières** sont des peuplements forestiers créés par l'homme par régénération dite artificielle en plantant[426] de jeunes arbres, généralement **avec un espacement régulier**.

Précisons d'emblée qu'en France, la forêt issue de plantation ne concerne que 13 % de la surface boisée (2,1 Mha) dont 1 % de peupleraies (IGN, 2017) et 7 % dans le monde (FAO, 2020). Elle est donc minoritaire en surface par rapport à la forêt naturellement régénérée. Cependant, l'augmentation des aléas plus ou moins liés au changement climatique (attaques phytosanitaires, incendies, tempêtes, etc.) risque d'accroître les dépérissements et les mortalités de peuplements. La reforestation qui s'en suivrait pourrait nécessiter un recours plus important à la plantation tout comme certains objectifs de diversification en essences (migration assistée).

Sur une unité de gestion considérée, la plupart des plantations forestières sont constituées d'une seule espèce – on parle alors de monoculture ou de plantation monospécifique, ou de peuplement pur (Bastien *et* Gauberville, 2011 ; IGN, 2017). Cependant, les surfaces de plantations avec des

[426] Nous avons choisi de simplifier notre analyse en nous restreignant au mode de renouvellement artificiel qu'est la plantation de jeunes plants élevés en pépinière. Concernant la régénération par semis artificiel, une analyse serait à mener pour rassembler les connaissances disponibles aussi bien pour l'utilisation du semis en plein que dans le cas de son utilisation en complément d'une régénération naturelle insuffisante.

mélanges d'espèces (on parlera de plantation mélangée plutôt que de polyculture) sont en augmentation dans le monde (FAO, 2020). En monoculture comme en mélange, les plantations forestières sont fréquemment considérées avec une vision agronomique, dans l'objectif d'obtenir le plus rapidement possible **une forêt la plus efficiente vis-à-vis des objectifs assignés** (Paquette *et* Messier, 2010 ; West, 2013).

Ainsi, ces plantations, mises en œuvre sur des surfaces relativement faibles à l'échelle nationale, mais parfois localement étendues, fournissent des quantités importantes de bois pour la consommation humaine, avec des usages variés : papier ; construction ; emballage ; énergies (chaleur ou électricité). À cette **fonction prépondérante de production de biomasse**, s'ajoutent des services environnementaux de restauration d'écosystèmes dégradés, de protection (montagnes, zones dunaires, zones urbaines) mais aussi de reconstitution progressive de la biodiversité après destruction de forêts naturelles (incendies, tempêtes, etc.) (Payn *et al.*, 2015). Les plantations forestières sont généralement considérées comme des « puits » de carbone en contribuant à sa séquestration, à son stockage dans le bois et le sol et enfin, grâce à l'utilisation du bois, en substitution à des matériaux plus consommateurs d'énergies fossiles (Pawson *et al*., 2013).

Mais quelles que soient les fonctions principales des forêts de plantation et quels que soient leurs territoires d'implantation, les propriétaires et gestionnaires attendent que les arbres installés grandissent vigoureusement et restent en bonne santé de façon à ce que la plantation remplisse ses objectifs le plus rapidement possible.

Quand le choix de la plantation forestière est fait (Perrier *et* Riou-Nivert, 2022) pour réaliser le renouvellement forestier, les trois questions suivantes se posent : quelles sont les capacités actuelles et futures de production forestière de cette zone, quelles espèces vont pouvoir y pousser en courant le minimum de risques, **comment implanter les espèces choisies** ?

La troisième question, spécifique à la régénération artificielle doit aborder les sujets suivants : types d'exploitation du peuplement forestier précédent (ou antécédent cultural pour des usages autres que forestiers), délimitation des zones de plantation, état et préparation du sol, état des plants, techniques de plantation, contrôle de la végétation adventice, contrôle de la nutrition, contrôle des parasites et des herbivores, choix du scénario sylvicole au regard des objectifs de production, de restauration ou de protection.

La question posée dans ce chapitre porte sur la **densité de plantation, c'est-à-dire le nombre de plants installés sur la surface à boiser rapporté à l'hectare, et leur arrangement dans l'espace**. Néanmoins, il est nécessaire de rappeler qu'installer un nombre de plants suivant un motif donné est d'abord lié aux caractéristiques dimensionnelles et topographiques de la parcelle à boiser et à l'état du terrain. Le maintien dans le temps de la densité de plants va ensuite dépendre des conditions de croissance et en tout premier lieu de la qualité du matériel végétal et de son installation. Enfin, pendant les premières années, il sera conditionné par la gestion de la végétation du sous-bois et par les aléas abiotiques (froid, chaleur, sécheresse, etc.) et biotiques qui menacent les jeunes arbres (DSF, 2021). Riou-Nivert (2019) dresse un inventaire exhaustif des facteurs influençant le choix de la densité de plantation, facteurs déclinés en quatre catégories : techniques, environnementaux (en liaison avec les divers aléas), économiques (liste des coûts et des recettes) et sociologiques. Enfin, il est utile de rappeler que le nombre d'arbres constituant le peuplement va évoluer tout au long de la vie du peuplement parfois en augmentant, en lien avec le recrû forestier mais également en diminuant en raison de la mortalité et des coupes partielles que le forestier va faire pour récolter des arbres commercialisables mais aussi pour favoriser la croissance des arbres restants.

1.2 Définitions

1.2.1 Préambule sur la notion de densité globale à l'installation et de design de plantation

On choisit en général en premier la densité, c'est-à-dire le nombre de plants par unité de surface (généralement l'hectare) appelée densité initiale à l'installation. Puis, en second, on choisit l'arrangement spatial des plants (voir Figure 4.1-1). Les plants sont généralement disposés en lignes parallèles puis ensuite organisés selon un maillage carré ou rectangulaire, avec décalage en quinconce ou non des plants entre les lignes (dans une plantation régulière en carré ou en rectangle chaque arbre possède huit voisins, dans une plantation en quinconce chaque arbre a six voisins et ils sont plus régulièrement répartis). Il est possible de calculer une valeur dite de « rectangularité » du design qui est le ratio entre la distance entre les lignes sur la distance entre les plants sur la ligne.

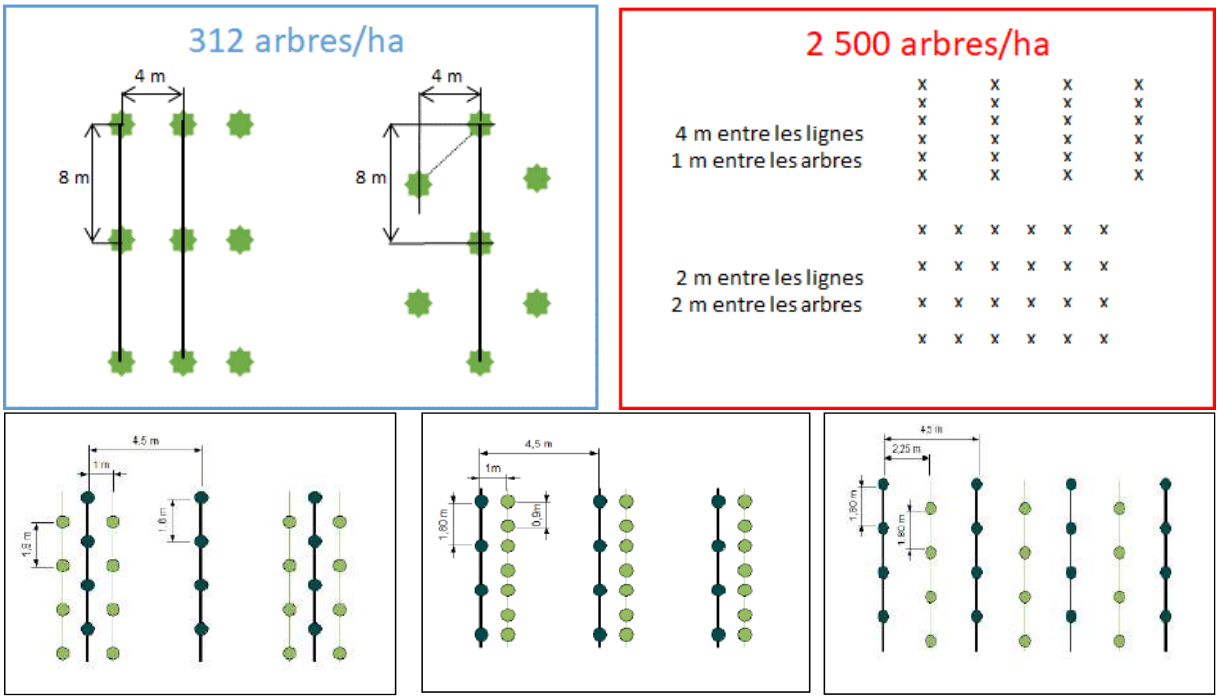


Figure 4.1-1 : Haut : Exemples de deux densités et de leurs motifs possibles. Bas : Exemples de motifs de plantation dite en double densité : 2 500 arbres par ha au total pour des plantations dites « semi-dédiées » à la production de biomasse énergie : les arbres symbolisés en rond vert clair seront exploités en vue d'une récolte de biomasse à la première coupe partielle. Cette coupe conduit à diviser la densité initiale par deux.

D'un point de vue biologique, rien ne justifie ces arrangements spatiaux réguliers. (Shao *et* Shugart, 1997) tout comme Oswald *et* Aubrey (2017) simulent une meilleure efficacité sur la croissance selon un maillage hexagonal. Cependant, d'un point de vue agronomique, la disposition en lignes suffisamment espacées pour faciliter les entretiens et les coupes partielles tout le long de la vie du peuplement est privilégiée (Daniel *et al.*, 2018).

1.2.2 Densité initiale et organisation spatiale de la plantation dans l'unité de gestion

Il ne faudrait pas restreindre la question du choix de la densité au cas du **boisement ou reboisement « en plein » d'une unité de gestion** dont l'objectif est d'obtenir dès le départ **un peuplement « complet »** équienne à partir d'une surface non boisée ou exploitée dans sa totalité.

Il existe en effet d'autres méthodes d'organisation spatiale de la plantation qui peuvent affecter la densité globale ou locale. Dans certains cas, l'essence plantée permettra aussi d'obtenir un peuplement final complet ; dans le cas contraire, on parlera de **plantation en zones délimitées et qui aura pour vocation l'enrichissement** (Coates *et* Burton, 1997). Le peuplement interstitiel déjà en place fournira alors le complément pour constituer le peuplement final. Ce sont par exemple les méthodes de plantation :

- par **bouquets** (on parle aussi de points d'appui, de placeaux ou de nids) d'une surface minimale < 0,5 ha ou par **parquets** (> 0,5 ha) installés au sein de zones non reboisées par plantation ou de zones déjà boisées. Dans ces cas, pour décrire le design de la plantation, il faut ajouter aux deux notions déjà explicitées, densité à l'hectare et motif, la description de l'organisation des bouquets ou des parquets : la surface unitaire (le plus souvent dépendante de l'espèce à installer et de la taille du peuplement interstitiel à l'image des trouées pour obtenir une régénération naturelle, Malcolm *et al*., 2001) ; la forme (circulaire, rectangulaire) ; et la distance entre eux. On pourra alors calculer la densité locale de plantation dans les surfaces plantées et la densité globale de plantation à l'échelle de l'unité de gestion en calculant le rapport entre le nombre de plants et la surface totale. Dans ces configurations, l'ouverture de cloisonnements sylvicoles le long desquels sont installés les bouquets est en général indispensable pour retrouver les plants et les entretenir ;
- par **bandes** c'est-à-dire en alternant des zones plantées et non plantées plus ou moins régulièrement (au minimum, la bande sera constituée d'une seule ligne de plantation). Dans ce cas, il faut définir la disposition des bandes, leur orientation et la largeur des interbandes si celles-ci sont parallèles. Comme précédemment, on pourra calculer une densité locale et globale (voir Figure 4.1-2) ;
- sur des **lisières**, c'est-à-dire sur tout ou partie de la périphérie d'une unité de gestion déjà boisée ou à reboiser ou **le long d'allées** : voies d'accès (chemins, pistes) ; cloisonnements ouverts dans le peuplement ou sur des zones de pare-feu. Dans ce cas, il s'agira souvent de bandes ou de lignes boisées et la densité de plantation sera calculée sur la zone reboisée.

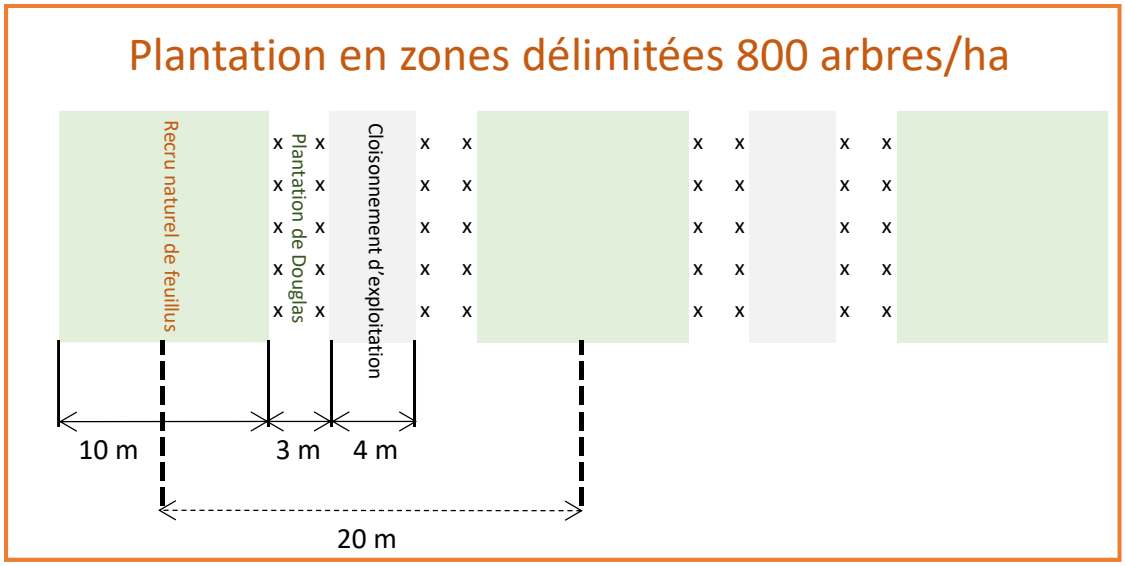


Figure 4.1-2 : Exemple d'une plantation en zones délimitées : Bandes de 3 m avec deux rangées plantées de Douglas espacées de 2,5 m au sein d'un recru de feuillus.

Dans ces trois cas, la plantation sera réalisée soit « sous couvert » pour tout ou partie (des arbres déjà présents surplombent la zone à planter), soit complètement « à découvert » (les zones non plantées forment seulement un abri latéral à la plantation)[427].

Enfin, la plantation peut être réalisée en une ou plusieurs fois, sans compter les opérations dites de regarnis quand la plantation subit de fortes mortalités initiales. C'est le cas de plantations en bandes dans lesquelles les interbandes sont secondairement coupées puis reboisées, ou pour des plantations d'enrichissement de futaies irrégulières, générant des peuplements à plusieurs étages.

Un autre niveau de complexité est représenté par la plantation d'un **mélange d'essences** qui peut se superposer aux différents schémas de plantation présentés plus haut, mais qui sort de notre champ d'étude (voir « Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ? »).

1.2.3 Historique et valeurs de référence pour les densités initiales en France en peuplement complet

En France, lors de la grande période de plantation sous l'impulsion du Fond Forestier National à partir de 1947, la monoculture était la règle et les densités utilisées étaient élevées, de l'ordre de 4 400 plants/ha (motif 1,5 m x 1,5 m) pour l'épicéa, 2 500 tiges/ha (2 m x 2 m) pour le pin sylvestre ou laricio ou 1 600 tiges/ha pour le douglas (Guitton *et* Riou-Nivert, 1987). Bien que considérées comme élevées, les densités de plantation pour du boisement forestier ou du reboisement ont toujours été beaucoup plus faibles que les densités observées en régénération naturelle du fait des coûts d'installation. Les travaux de l'IFN révèlent que les densités initiales observées actuellement (voir Figure 4.1-3 ; IGN, 2017) sont nettement plus faibles que celles des années 1960-1980. Il faut y voir plusieurs raisons : de meilleures connaissances sur la dynamique des arbres et des peuplements ; l'amélioration des techniques de préparation et d'entretien (mécanisation) ; l'amélioration des techniques d'élevage des plants et l'utilisation de matériels forestiers sélectionnés. Cette baisse des densités de plantation a été particulièrement forte pour les feuillus (par exemple, pour le hêtre elles ont été ramenées de 4 000 tiges/ha à 2 500 tiges/ha en 40 ans) mais cette diminution vaut également pour les résineux.

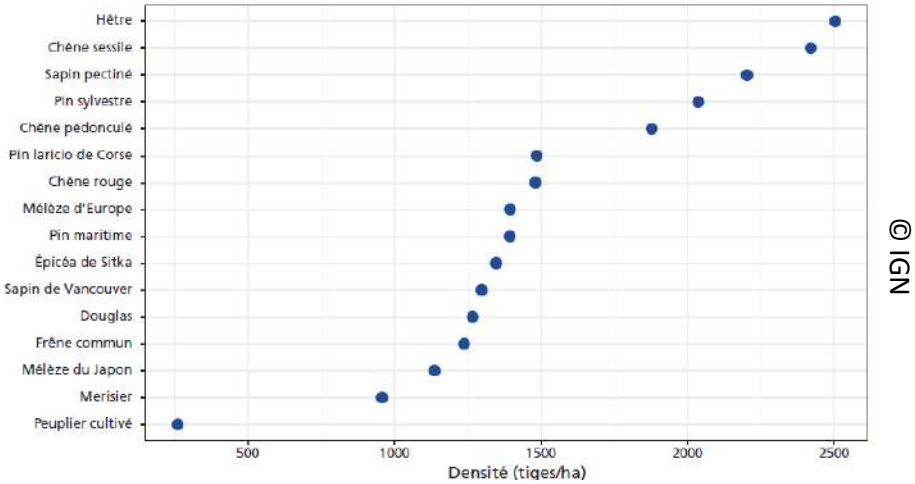


Figure 4.1-3 : Densité initiale de plantation des principales essences (IGN, 2017)

On peut considérer aujourd'hui qu'un consensus relatif existe sur des gammes relativement restreintes de densités de plantation adaptées à chacune des espèces utilisées en reboisement. Dans le monde, une fourchette de 1 000 à 1 500 plants /ha semble être communément admise pour ce qui est des plantations dites commerciales suivies de récoltes partielles (*i.e.* éclaircies) et destinées à la production

[427] S'il y a bien une action de plantation dans la zone délimitée, le peuplement ne sera peut-être pas qualifié de « forêt plantée » par l'IGN (IGN, 2017).

de biomasse pour la pâte à papier ou pour le bois de sciage (West, 2013). L'espace entre les rangs est compris entre 3,5 m et 4 m, largeur suffisante pour le passage des engins d'entretien et de coupe. L'espacement entre les arbres sur les rangs est de 2 à 3 m, ce qui permet d'obtenir une rectangularité inférieure à 2.

On retiendra néanmoins que **pour les plantations éligibles à des aides de l'État français (à la date de 2022), des densités minimales de plants vivants à la réception de la plantation ainsi qu'à l'échéance de 5 ans sont requises** : à la plantation, sont requis un minimum de 1 200 plants/ha pour les essences objectif (*i.e.* essences principales de production d'un boisement/reboisement règlementées – hors feuillus précieux et peupliers, 800 plants/ha pour les feuillus précieux utilisés en essence objectif à densité non définitive (érables, merisiers, sorbiers, tilleuls, chêne rouge) et 150 plants/ha pour les futaies de peupliers et noyers à densité définitive (DRAAF Nouvelle Aquitaine, 2021).

Enfin, il existe des plantations à vocation exclusive de bois énergie installées à densités fortes (2 500 à 35 000 tiges/ha) et pour des durées de révolution faibles (5 à 15 ans maximum) pouvant être conduites en taillis (TCR ou TTCR) (Mead, 2005). On peut également citer pour ces très hautes densités, le cas des forêts urbaines plantées selon la méthode dite de Miyawaki (Schirone *et al*., 2011) pour lesquelles les densités sont de plus de 40 000 tiges à l'hectare (au moins 4 plants par m²) dans une tentative d'imitation de la densité observée en régénération naturelle. Dans le cas de ces forêts urbaines, les surfaces unitaires sont toujours très faibles (500 m² environ), nécessitant dans ce cas au moins 2 000 plants, et la plantation se fait avec un mélange de différentes espèces arborées et arbustives. Mais il ne s'agit pas là de plantations à objectif de production de biomasse et le devenir de ces installations est encore incertain en France.

1.2.4 Densité absolue et relative

La densité d'un peuplement est un indicateur du niveau de compétition entre arbres. Les indicateurs de la densité concernent généralement la totalité des arbres d'un peuplement et se réfèrent à une surface donnée. La densité d'un peuplement est généralement exprimée grâce au nombre d'arbres à l'hectare et cet indicateur est indispensable pour qualifier la plantation et les jeunes stades. La surface terrière ou le volume à l'hectare sont deux autres indicateurs utilisés au cours de la vie du peuplement. Ils permettent de définir une valeur absolue de la densité mais la connaissance de la productivité de la station et du stade de développement sont nécessaires pour accéder à la notion de degré de couvert ou de niveau de concurrence entre les individus. Pour cela, au cours de la vie du peuplement, d'autres indicateurs de densité dits relatifs sont utilisés pour qualifier les conditions de croissance des arbres, (notion de concurrence entre individus) (Zeide, 2004 ; Burkhart *et* Tomé, 2012). Le facteur d'espacement de Hart-Becking, qui exprime l'espacement moyen entre les arbres en fonction de la hauteur dominante du peuplement est l'un de ces indicateurs (Schröder, 1999).

1.3 Matériels et méthodes

La question de la densité initiale à la plantation des monocultures a été particulièrement étudiée dans tous les pays et des synthèses existent à ce sujet (West, 2013). En 1984, Evert a recensé plus de 900 études (Evert, 1984 cité par Larocque *et al*., 2013). Nous nous limiterons au cas simple des plantations en plein équiennes et monospécifiques pour les essences majeures de plantation dans le monde (genres *Pinus*, *Eucalyptus*, *Pseudostuga*). Dans ce chapitre, nous en rappellerons les grands principes tout en essayant de dégager des perspectives de recherche. Une sélection dans la bibliographie consultée est fournie en annexe (Consultation du Web of Science avec les mots clés « *initial densit** » «*initial spacing* » puis ajout des mots clé « *rectangular** » « *planting design* » ; sélection de 43

références générales sur les densités initiales postérieures à l'an 2000 pour 79 % d'entre elles, dont toutes les références disponibles sur les agencements depuis 1990).

1.4 Réponses à la question posée

1.4.1 Développement du peuplement et densité initiale : quatre principes de base

Il faut retenir que **plus la densité initiale à la plantation est forte** (voir Figure 4.1-4) :

- plus tôt les arbres plantés (qui vont globalement grandir au même rythme) entreront en **compétition pour les ressources** (lumière, eau et éléments minéraux), ce qui conduit à une mortalité naturelle plus précoce et plus forte. D'un point de vue commercial, avant que n'interviennent les éclaircies, il y aura une perte de bois en raison de la présence plus importante d'arbres morts ;
- plus le diamètre **moyen et le volume moyen du tronc** de tous les arbres du peuplement planté seront faibles. Cette plus faible dimension conduit à une disponibilité plus tardive de billons commercialisables aptes aux débouchés de plus haute valeur ajoutée. La diversité de dimension des arbres est généralement plus forte ;
- plus la **taille moyenne des houppiers** (longueur et extension) sera faible (houppier vivant proche du sommet des arbres), avec de plus petites dimensions de branches, et souvent moins de défauts dans le bois liés à de plus petits nœuds ;
- plus le **volume total des arbres et la biomasse totale du peuplement** seront importants (car le nombre élevé d'arbres peut compenser leur faible dimension) tant que la mortalité n'est pas trop forte. Cette augmentation conduit à stocker plus rapidement du carbone dans les arbres ou à produire plus de biomasse disponible à la commercialisation.

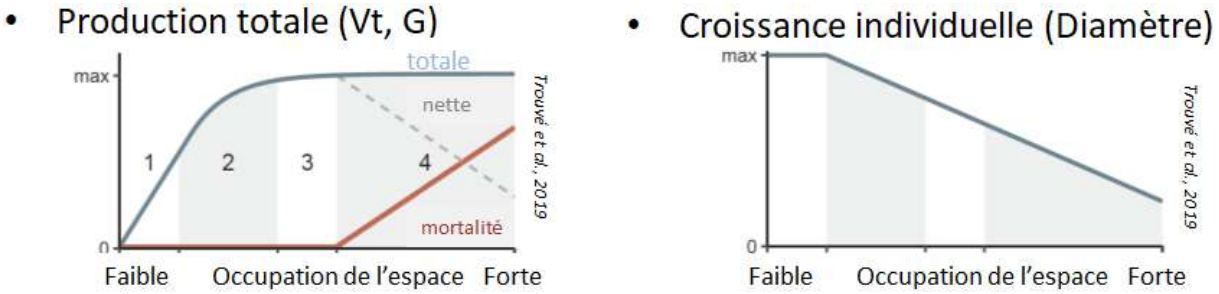


Figure 4.1-4 : À gauche : schématisation de la production totale à l'hectare pour un gradient de densité, peu dense à très dense. La production nette se calcule par la différence entre la production totale et la mortalité. À droite : diamètre moyen des arbres pour le même gradient de densité. (Extrait de Trouvé et al., 2019). Ces schémas montrent le niveau de la production totale ou du diamètre moyen à un âge donné.

Par exemple, les plantations de saules (*Salix* sp.) à courte révolution destinées à produire du bois énergie sont généralement plantées à très forte densité initiale et récoltées avant les premières mortalités pour maximiser la production sans que la taille unitaire des arbres soit primordiale (10 000 à 20 000 arbres par ha en Scandinavie (Willebrand *et* Verwijst, 1993) . Les rectangularités sont alors dans une gamme de 1 à 1,5 mais parfois jusqu'à 2 dans des systèmes de double-rang plus accessibles pour les machines. Au contraire, dans les plantations de feuillus précieux à densité finale (noyers) ou pour les peupliers ou plus généralement dans les plantations agroforestières (Balandier *et* Dupraz, 1999), est recherchée la production de bois de dimensions fortes à courte révolution. On utilise alors des densités initiales très faibles de 100 à 300 tiges/ha.

Ces deux extrêmes de l'utilisation de la densité initiale comme pilote de la production totale et individuelle, occultent la régulation de la densité que les gestionnaires exercent la plupart du temps tout le long de la vie des peuplements. En effet dans les plantations que l'on qualifie d'extensives (que

l'on oppose aux plantations intensives où l'on récolte tout le peuplement en une seule fois après une révolution généralement courte (*e.g.* Paquette *et* Messier, 2010), des arbres sont coupés (et récoltés) périodiquement, modifiant ainsi la densité en continu. C'est le principe de l'éclaircie. On considère généralement que la densité initiale à la plantation doit être trois à quatre fois plus forte que le nombre d'arbres à récolter en fin de révolution. Cette règle empirique permet de mettre l'accent sur les différences de densité de plantation qui peuvent exister entre les essences en raison de leur dynamique de croissance et de leur gestion.

1.4.2 Densité initiale et rectangularité

Comme présenté, il existe pour une densité de plantation donnée, dans le cas d'un reboisement en plein, une multitude de dispositions spatiales des arbres, allant d'un design uniforme à des designs rectangulaires voire aléatoires. Bien que l'espacement rectangulaire présente des avantages indiscutables de gestion (facilitation des opérations forestières grâce à l'optimisation du déplacement des machines entre les rangées, réduction de la surface perturbée, limitation des coûts (Daniel *et al.*, 2018), il est souvent déconseillé dans la littérature scientifique. On considère par exemple qu'il réduirait la productivité (Oswald *et* Aubrey, 2017), car l'espace de croissance entre les rangs ne serait pas utilisé efficacement par les houppiers (plus faible vitesse de fermeture du couvert, plus fort développement d'autres strates concurrentes) ou conduirait à des qualités des bois plus défavorables (en raison de l'hétérogénéité des diamètres de branches, excentricité des troncs, remontée des houppiers). En fait, on ne trouve que peu d'études expérimentales sur l'impact de l'organisation spatiale des arbres sur leur croissance ou la qualité du bois (voir Annexe 4.1-1 : Densité de plantation par espèce).

De ces références somme toute assez peu nombreuses, au regard de l'importance de l'étude de la plasticité des houppiers en lien avec la productivité, on peut conclure que pour des rectangularités maximales de 4 et pour des observations jusqu'à mi-révolution en monoculture (ou avant la première coupe partielle), ces espacements n'ont pas d'effet sur la croissance des arbres, le développement des houppiers ou la productivité totale, que ce soit pour des espèces plantées ou même des clones dont on attend encore moins de plasticité. En revanche, on peut signaler que pour des rectangularités plus fortes (4 ou plus) et pour des schémas en double ligne (avec forte densité sur la ligne), les études montrent un effet, mais toujours limité, sur les houppiers et les dimensions des arbres (Salminen *et* Varmola, 1993 ; Niemistö, 1995 ; Sharma *et al.*, 2002). Dans la plupart des cas, les opérations de gestion (dépressages et éclaircies) viendront de toute façon limiter les effets de la rectangularité initiale.

1.4.3 Autres conséquences de la densité initiale

Outre les quatre principes de base de la relation densité-productivité décrits plus haut, l'augmentation de la densité de plantation impacte de nombreux facteurs importants mais que nous ne pouvons pas tous détailler ici, parmi lesquels :

- la sensibilité des peuplements aux perturbations ;
- la biodiversité dans le peuplement ;
- les possibilités de mécanisation des différentes interventions suivant la plantation : entretien du sous-bois, fertilisation, coupes, élagages ;
- la rentabilité de la plantation en fonction des types de produits récoltables et de la qualité recherchée ;
- les paramètres esthétiques et environnementaux du milieu forestier constitué (paysage, loisir, acceptabilité des interventions sylvicoles, etc.) (par exemple sur les plantations semi-dédiées ; Brahic *et* Deuffic, 2017).

Nous nous contenterons de développer ci-dessous deux points concernant la sensibilité aux perturbations, essentiels dans le contexte actuel : aléas abiotiques et biotiques.

1.4.3.1 Densité de plantation et aléas abiotiques

Il serait tentant d'écrire qu'augmenter la densité de plantation est une assurance contre les pertes liées aux **aléas abiotiques**. Prenons comme exemple trois aléas influencés par le changement climatique : le gel ; la sécheresse et la canicule ; trois causes qui expliquent les fortes mortalités dans les jeunes plantations (DSF, 2019). Pour ces trois aléas que l'on peut qualifier de globalement homogènes sur de larges zones, c'est le « soin » au sens large apporté à la plantation qui permettra le plus souvent de minimiser les dégâts : conditions d'élevage (conteneurs ou mottes, etc.), qualité des plants (Grossnickle *et* Ivetić, 2022), préparation du sol soignée, conditions de plantation, savoir-faire du personnel, paillage, etc. Ces méthodes coûteuses d'installation inciteraient plutôt à une réduction des densités de plantation, tout comme la nécessaire maîtrise des entretiens autour de chacun des plants qui doit combiner une réduction de la concurrence pour l'alimentation en eau et un maintien d'un couvert latéral pour une régulation de la température et de l'humidité (Balandier *et al*., 2022). Si dans les pays du nord, la taille des plants a été augmentée, dans les pays du sud de l'Europe plus soumis au problème de sécheresse, la taille des plants a, au contraire, été diminuée (Grossnickle, 2012). Pour autant, d'autres caractéristiques des plants ont été examinées et sont continuellement améliorées face à ces aléas.

La question de l'impact des vents forts est elle aussi, dans les toutes premières années, plus une question de qualité des plants et de la plantation que de choix d'une densité initiale, car c'est l'ancrage du jeune arbre grâce à un enracinement de qualité qui empêchera la verse puis le chablis (Danquechin Dorval *et al.*, 2016). En revanche, la maîtrise de la densité et les coupes d'éclaircie, ont ensuite un rôle majeur dans la stabilité des arbres et du peuplement (Cucchi *et al*., 2005 ; Gardiner, 2021) tout comme la durée de la révolution.

1.4.3.2 Densité de plantation et aléas biotiques

La question de la densité de plantation est plus cruciale face aux **pathogènes et ravageurs** puisque dans ce cas, une densification peut compenser certaines pertes (Jactel *et al*., 2009). Néanmoins, il est difficile de séparer tous les facteurs (espèces, qualité des plants, etc.) susceptibles de masquer l'impact en propre de la densité de plantation. À la lecture de la littérature et en ce qui concerne les pins, une densité faible pourrait favoriser les insectes, comme la tordeuse des pousses (*Rhyacionia buoliana)*, ou les défoliateurs qui sont visuellement attirés par i) les silhouettes d'arbres sur un fond clair, comme la processionnaire ((*Thaumetopoea pityocampa)* (Régolini *et al*., 2014), ou ii) par des arbres dont la croissance est très forte, comme la pyrale du tronc (*Dioryctria sylvestrella)* (*e.g*. Jactel *et al.*, 2002). Mais de faibles densités à l'installation sont préconisées pour diminuer la susceptibilité et l'impact d'un champignon foliaire – la maladie des bandes rouges (*Dothistroma septosporum)* dans les plantations de pin laricio (Perret *et al*., 2021), et de façon similaire dans les parcelles abritant le fomès (*Heterobasidion annosum)* (Asiegbu *et al*., 2005), champignon pathogène qui se propage par contact entre les racines et se maintient dans le sol entre deux révolutions.

La question de la diminution des **dégâts par les ongulés sauvages (cerf, chevreuil, sanglier, chamois, mouflon et bouquetin)** en raison de leurs régimes alimentaires et de leurs comportements est également très complexe. Lorsque l'équilibre sylvocynégétique est rompu, deux attitudes opposées sont possibles au moment de la plantation : densifier et mettre en œuvre une sylviculture adaptée dans et autour de la zone (cloisonnements sylvicoles, végétation d'accompagnement, etc.) ou la protéger. Dans ce dernier cas, on peut opter pour une protection globale (engrillagement) ou une

protection individuelle (mécanique ou olfactive) dont les coûts importants amèneront au contraire à réduire les densités (ONF, 2013 ; Beaudesson *et* Brossier, 2019).

Les causes de dégâts aux plantations sont donc très diverses, et bien que la densité de plantation soit un élément à prendre en compte dans la gestion, des analyses multicritères (Régolini *et al.*, 2020) des différentes opérations seraient nécessaires pour en hiérarchiser les composantes et définir des compromis.

1.5 Perspectives

Le renouvellement (et le boisement) par plantation sera toujours une des solutions retenues pour certains territoires (Royer-Tardif *et al.*, 2021). **Un choix adéquat de la densité et du schéma d'installation contribueraient à des gains de productions de 10 à 25 %**, ceci avec des coûts modérés selon (Mead, 2005) comparé à la mise en œuvre d'autres pratiques liées à la plantation (comme la fertilisation, etc.)

1.5.1 Pistes de recherche

Les impacts de la densité de plantation sur la croissance initiale des arbres et du peuplement sont très documentés dans le cas d'expérimentations en plein et en monoculture. En revanche, il existe des lacunes dans la bibliographie sur le choix de densités en liaison avec :

- les techniques à appliquer pour ne pas dégrader les trois composantes de la fertilité des sols, chimique, physique et biologique, et en particulier les **modalités de leur préparation avant plantation (en plein ou localisée)** ;
- les techniques à mettre en œuvre pour **installer les plants (selon la densité et l'agencement)** dans des conditions les plus propices à leur reprise et à leur développement en contexte de changement climatique (voir Volet 2, Thème 2, « Question 4. Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ? ») ;
- les **schémas de plantation alternatifs (en bouquets, bandes, allées, etc.)** encore peu référencés (ou qui nécessiteraient une recherche bibliographique complémentaire) mais qui vont certainement se développer pour planter des essences nécessitant un couvert ou une certaine ambiance forestière autour des plants. Ces schémas sont également à étudier pour diminuer les coûts ou pour localiser les zones de plantation (réduction des perturbations au sol) ;
- les **mélanges intimes ou en mosaïque d'essences** qui sont en progression pour assurer une meilleure résilience face aux aléas climatiques ou sanitaires (Liu *et al.*, 2018) (voir « Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ? ») et qu'il faut rationaliser en terme de densité et d'agencement.

De façon plus concrète, faudra-t-il **faire évoluer les densités actuelles** préconisées pour chaque essence de reboisement potentielle en fonction de la fertilité du site et du changement climatique ? Si on imagine une progression des essences vers des zones plus septentrionales, pourra-t-on utiliser les mêmes préconisations alors que des risques de gels précoces ou tardifs ou de sécheresse estivale évolueront ?

Faut-il encourager les plantations dans un recrû ligneux maîtrisé comme solution pour protéger les plants de divers aléas climatiques ou biotiques ? Le nombre et la variabilité des facteurs extérieurs augmenteraient alors considérablement et compliqueraient singulièrement l'approche expérimentale du problème.

Il est donc probable que **les techniques de plantation vont s'orienter vers une plus grande diversification liée aux essences utilisées comme aux territoires**. La simple notion de densité de

plantation sera alors insuffisante pour décrire la complexité d'un boisement forestier, qui prendra souvent en compte partiellement un peuplement interstitiel préexistant à rôle de production ou d'accompagnement.

1.5.2 Recommandations

Le contexte du changement climatique incite à **poursuivre la surveillance des plantations** telles qu'elle est faite par le DSF au bout de 1 an (voir Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »). Il serait d'une grande utilité de revenir sur chaque point de sondage après 5 ans, date à laquelle on peut considérer que la mesure d'un taux de survie et d'un taux de croissance peut permettre de qualifier la réussite du boisement. Il serait alors également intéressant d'observer non seulement le devenir des arbres plantés mais également la présence d'arbres d'autres espèces pouvant constituer un futur couvert en mesurant un coefficient de distribution représentant le taux d'occupation de la surface par groupe d'essences (Méthot *et al.*, 2014).

Par ailleurs, il serait fort utile d'inciter les opérateurs des chantiers de plantation, à **enregistrer systématiquement les densités et les schémas d'installation**, pour mieux analyser les réussites et les échecs ultérieurs. Ces deux critères, pour les plantations en plein (ainsi que les autres informations pour les plantations en zones délimitées ou les enrichissements) sont fondamentaux pour ensuite ajuster les entretiens et les premières coupes. La constitution de référentiels régionalisés de schémas de plantation originaux est indispensable pour constituer un vivier permettant, à l'échéance d'une décennie, et après un suivi périodique selon des protocoles à définir, d'y voir plus clair sur l'influence des différents facteurs, aussi bien sur la croissance que sur la résistance/résilience aux évolutions climatiques.

1.6 Références bibliographiques

Asiegbu, F.O., Adomas, A., Stenlid, J.A.N., 2005. Conifer root and butt rot caused by Heterobasidion annosum (Fr.) Bref. s.l. Molecular Plant Pathology 6, 395–409. https://doi.org/10.1111/j.1364-3703.2005.00295.x

Balandier, P., Dupraz, C., 1999. Growth of widely spaced trees. A case study from young agroforestry plantations in France. Agroforestry Systems 43, 151–167.

Balandier, P., Gobin, R., Prevosto, B., Korboulewsky, N., 2022. The contribution of understorey vegetation to ecosystem evapotranspiration in boreal and temperate forests: a literature review and analysis. European Journal of Forest Research. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01505-0

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Beaudesson, P., Brossier, P., 2019. Densité de plantation et dégâts de gibier. Forêt Entreprise 30–35.

Brahic, É., Deuffic, P., 2017. Comportement des propriétaires forestiers landais vis-à-vis du bois énergie. Économie rurale 7–25. https://doi.org/10.4000/economierurale.5176

Burkhart, H.E., Tomé, M., 2012. Modeling forest trees and stands. Springer Science & Business Media.

Coates, K.D., Burton, P.J., 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. Forest Ecology and Management 99, 337–354. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00113-8

Cucchi, V., Meredieu, C., Stokes, A., de Coligny, F., Suarez, J., Gardiner, B.A., 2005. Modelling the windthrow risk for simulated forest stands of Maritime pine (Pinus pinaster Ait.). Forest Ecology and Management 213, 184–196. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.019

Daniel, M. “Jo,” Gallagher, T., Mitchell, D., McDonald, T., Via, B., 2018. Changing Times: Altering Establishment Spacing, Harvesting Frequency, and Harvesting Machines to Promote Increased Sawtimber Volumes. Frontiers in Energy Research 6. https://doi.org/10.3389/fenrg.2018.00061

Danquechin Dorval, A., Meredieu, C., Danjon, F., 2016. Anchorage failure of young trees in sandy soils is prevented by a rigid central part of the root system with various designs. Annals of botany 118, 747–762.

DRAAF Nouvelle Aquitaine, 2021. Arrêté portant fixation des listes d’espèces et de matériels forestiers de reproduction éligibles aux aides de l’État sous forme de subventions ou d’aides fiscales pour le boisement, le reboisement et les boisements compensateurs après défrichement (https://agriculture.gouv.fr/telecharger/126519). Bordeaux.

DSF, 2021. Réussite des plantations forestières de l’année 2020, Lettre du DSF.

DSF, 2019. La Lettre du DSF : Spéciale sécheresses n°54, Lettre du DSF.

FAO, 2020. Évaluation des ressources forestières mondiales.

Gardiner, B., 2021. Wind damage to forests and trees: a review with an emphasis on planted and managed forests. Journal of Forest Research 26, 248–266. https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665

Grossnickle, S.C., 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. New Forests 43, 711–738. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6

Grossnickle, S.C., Ivetić, V., 2022. Root system development and field establishment: effect of seedling quality. New Forests 1–47.

Guitton, J.-L., Riou-Nivert, P., 1987. Le Fonds forestier national a 40 ans : Reboisement et sylviculture des résineux. RFF numéro spécial 1987, 56–67.

IGN, 2017. La forêt plantée en France : Etats des lieux. L’IF, La feuille de l’Inventaire Forestier National IGN 40.

Jactel, H., Goulard, M., Menassieu, P., Goujon, G., 2002. Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer Dioryctria sylvestrella. Journal of Applied Ecology 39, 618–628. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00742.x

Jactel, H., Nicoll, B.C., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J.R., Grodzki, W., Langstrom, B., Moreira, F., Netherer, S., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M.J., Tojic, K., Vodde, F., 2009. The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. Ann. For. Sci. 66, 18. https://doi.org/10.1051/forest/2009054

Larocque, G.R., Luckai, N., Adhikary, S.N., Groot, A., Bell, F.W., Sharma, M., 2013. Competition theory — science and application in mixed forest stands: review of experimental and modelling methods and suggestions for future research. Environmental Reviews 21, 71–84. https://doi.org/10.1139/er-2012-0033

Liu, C.L.C., Kuchma, O., Krutovsky, K.V., 2018. Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. Global Ecology and Conservation 15.

Malcolm, D.C., Mason, W.L., Clarke, G.C., 2001. The transformation of conifer forests in Britain — regeneration, gap size and silvicultural systems. Forest Ecology and Management 151, 7–23. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00692-7

Mead, D.J., 2005. Opportunities for improving plantation productivity. How much? How quickly? How realistic? Biomass and Bioenergy 28, 249–266. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.08.007

Méthot, S., Blais, L., Gravel, J., Latrémouille, I., St-Pierre, S., Vézeau, S. (Eds.), 2014. Guide d’inventaire et d’échantillonnag en milieu forestier. Québec, gouvernement du Québec, Direction de l’aménagement et de l’environnement forestiers.

Niemistö, P., 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (Betula pendula). Scandinavian Journal of Forest Research 10, 235–244.

ONF, 2013. Restaurer l'équilibre forêt-gibier : Colloque ONF des 27-28 mai 2013 à Velaine. Rendez-vous techniques 41–42.

Oswald, S.W., Aubrey, D.P., 2017. Increasing Biomass Production on Limited Land Area Through an Optimal Planting Arrangement. BioEnergy Research 11, 13–21. https://doi.org/10.1007/s12155-017-9873-0

Paquette, A., Messier, C., 1AD. The Role of Plantations in Managing the World's Forests in the Anthropocene. Frontiers in Ecology and the Environment 8. https://doi.org/10.2307/20696406

Pawson, S.M., Brin, A., Brockerhoff, E.G., Lamb, D., Payn, T.W., Paquette, A., Parrotta, J.A., 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. Biodiversity and Conservation 22, 1203–1227. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8

Payn, T., Carnus, J.-M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L.N., Wingfield, M.J., 9AD. Changes in planted forests and future global implications. Forest Ecology and Management 352, 57–67. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.021

Perret, S., Bello, J., Chartier, M., Ginisty, C., Meredieu, C., Seynave, I., 2021. Maladie des bandes rouges : le pin laricio souffre mais ne rompt pas ! Forêt Entreprise 42–49.

Perrier, C., Riou-Nivert, P., 2022. Les questions-réponses d'AFORCE. Comment renouveler un peuplement dans le contexte du changement climatique ? (à paraître).

Régolini, M., Castagneyrol, B., Dulaurent-Mercadal, A.-M., Piou, D., Samalens, J.-C., Jactel, H., 12AD. Effect of host tree density and apparency on the probability of attack by the pine processionary moth. Forest Ecology and Management 334, 185–192. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.038

Régolini, M., Meredieu, C., Jactel, H., Arias-González, A., Branco, M., Cantero, A., Castro, A., Fraysse, J.-Y., Gardiner, B., Hevia, A., Lario, F.-J., Steffy-Pater, C., Rodríguez-Soalleiro, R., Soares, P., Orazio, C., 2020. Multi-criteria analysis to compare multiple risks associated with management alternatives in planted forests. Forest Systems 29. https://doi.org/10.5424/fs/2020292-15660

Riou-Nivert, P., 2019. La densité de plantation : un problème ancien remis au goût du jour. Forêt Entreprise 14–18.

Royer-Tardif, S., Bauhus, J., Doyon, F., Nolet, P., Thiffault, N., Aubin, I., 2021. Revisiting the Functional Zoning Concept under Climate Change to Expand the Portfolio of Adaptation Options. Forests 12. https://doi.org/10.3390/f12030273

Salminen, H., Varmola, M., 1993. Influence of initial spacing and planting design on the development of young Scots pine (Pinus sylvestris L.) stands. Silva Fenn. 27.

Schirone, B., Salis, A., Vessella, F., 2011. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. Landscape and Ecological Engineering 7, 81–92. https://doi.org/10.1007/s11355-010-0117-0

Schröder, J.; V.G., K., 1999. Testing a new competition index for Maritime pine in northwest Spain. Can. J. For. Res 29, 280–283.

Shao, G., Shugart, H.H., 1997. A compatible growth-density stand model derived from a distance-dependent individual tree model. Forest science 43, 443–446.

Sharma, M., Burkhart, H.E., Amateis, R.L., 2002. Spacing rectangularity effect on the growth of loblolly pine plantations. Canadian Journal of Forest Research 32, 1451–1459. https://doi.org/10.1139/x02-079

Trouvé, R., Bontemps, J.-D., Collet, C., Seynave, I., Lebourgeois, F., 2019. When do dendrometric rules fail? Insights from 20 years of experimental thinnings on sessile oak in the GIS Coop network. Forest Ecology and Management 433, 276–286. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.007

West, P.W., 2013. Growing Plantation Forests. Springer International Publishing.

Willebrand, E., Verwijst, T., 1993. Population-dynamics of willow coppice systems and their implications for management of short-rotation forests. Forestry Chronicle 69, 699–704. https://doi.org/10.5558/tfc69699-6

Zeide, B., 2004. How to measure stand density. Trees 19, 1–14. https://doi.org/10.1007/s00468-004-0343-x

1.7 Annexe

Annexe 4.1-1 : Densité de plantation par espèce

Espèces	Pays	Date	Références	Densité Min	Densité Max	Agencement
Acer velutinum	Iran	2016	(Naji *et al.*, 2015)	2 500	10 000	
Alnus rubra	Etats-Unis	2002	(DeBell *et* Harrington, 2002)	1600	13889	oui
Betula pendula	Filande	1995	(Niemistö, 1995a; Niemistö, 1995b)	400	5000	oui
Eucalyptus	Brésil	2022	(Stape *et al.*, 2022)	666	1667	oui
Eucalyptus	Uruguay	2019	(Resquin *et al.*, 2020)	2220	6660	
Eucalyptus x	Brésil	2019	(Ramalho *et al.*, 2019)	833	3333	
Eucalyptus camaldulensis	Pakistan	2003	(Akhtar *et al.*, 2008)	816	2500	
Eucalyptus globulus	Australie	2001	(Henskens *et al.*, 2001)	100	1250	
Eucalyptus grandis	Afrique du sud	1989	(Schönau *et* Coetzee, 1989)	400	10 000	
Eucalyptus nitens	Tasmanie	2000	(Gerrand *et* Neilsen, 2000)	278	2500	oui
Eucalyptus nitens	Tasmanie	2003	(Pinkard *et* Neilsen, 2003)	500	1667	
Eucalyptus pilularis	Australie	2019	(West *et* Smith, 2019 ; West *et al.*, 2020 ; West *et* Smith, 2020)	816	1667	oui
Eucalyptus urophylla	Chine	2011	(Xue *et al.*, 2011)	1100	2500	
Picea abies	Allemagne	2006	(Makinen *et* Hein, 2006)	350	1600	
Picea abies	Suède	2021	(Ara *et al.*, 2021)	2500	2500	oui
Pinus banksiana	Canada	2016	(Hébert *et al.*, 2016)	1111	4444	
Pinus contorta	Suède	2012	(Liziniewicz *et al.*, 2012)	625	5000	
Pinus contorta	Suède	2021	(Ara *et al.*, 2021)	2500	2500	oui
Pinus elliottii	États-Unis	1998	(Lee *et* Lenhart, 1998)	400	800	
Pinus elliottii	Etats-Unis	1991	(Sequeira *et* Gholz, 1991)	1122	1122	oui
Pinus monticola	États-Unis	2003	(Bishaw *et al.*, 2003)	278	2500	
Pinus pinaster	France	1970	(Illy *et* Lemoine, 1970)	876	78163	
Pinus pinaster	France	1980	(Lemoine, 1980)	876	78163	
Pinus pinaster	France	1992	(von Euler *et al.*, 1992)	1250	2500	oui
Pinus pinaster	Portugal	2004	(Sales Luis *et* Fonseca, 2004)	913	8480	
Pinus silvestris	France	2001	(Vila *et al.*, 2001)	800	5000	
Pinus sylvestris	Suède	2010	(Lundqvist *et* Elfving, 2010)	3030	25000	
Pinus sylvestris	Finlande	1993	(Salminen *et* Varmola, 1993)	800	5000	oui
Pinus sylvestris	Lituanie	2003	(Malinauskas, 2003)	500	200000	oui
Pinus sylvestris	Suède	2021	(Ara *et al.*, 2021)	2500	2500	oui
Pinus taeda	États-Unis	2000	(Baldwin *et al.*, 2000)	746	2990	
Pinus taeda	Brésil	2013	(Cardoso *et al.*, 2013)	900	3333	
Pinus taeda	Piedmont	2018	(Green *et al.*, 2018)	741	2223	
Pinus taeda	États-Unis	1998	(Lee *et* Lenhart, 1998)	400	800	

Pinus taeda	Etats-Unis	2002	(Sharma *et al.*, 2002)	2240	2240	oui
Pinus taeda	États-Unis	2012	(Zhao *et al*., 2012)	741	4 448	
Pinus taeda	États-Unis	2004	(Amateis *et al*., 2004)	2240	2240	oui
Platanus occidentalis	États-Unis	2017	(Domec *et al.*, 2017)	1 250	10 000	
Populus x	Canada	2012	(Benomar *et al.*, 2012)	400	10000	
P. trichocarpa x P. deltoides	Canada	2008	(Johnstone, 2008)	494	4444	oui
Pseudostuga menziesii	États-Unis	2009	(Harrington *et al.*, 2009)	278	10 000	
Pseudostuga menziesii	Italie	2015	(Marziliano *et al*., 2015)	833	2500	
Pseudostuga menziesii	Etats-Unis	2012	(Newton *et al.*, 2012)	469	1682	

Akhtar, J., Saqib, Z.A., Qureshi, R.H., Haq, M.A., Iqbal, M.S., Marcar, N.E., 2008. The effect of spacing on the growth ofEucalyptus camaldulensison salt-affected soils of the Punjab, Pakistan. Canadian Journal of Forest Research 38, 2434–2444. https://doi.org/10.1139/x08-085

Amateis, R.L., Radtke, P.J., Hansen, G.D., 2004. The effect of spacing rectangularity on stem quality in loblolly pine plantations. Canadian Journal of Forest Research 34, 498–501. https://doi.org/10.1139/x03-210

Ara, M., Barbeito, I., Elfving, B., Johansson, U., Nilsson, U., 2021. Varying rectangular spacing yields no difference in forest growth and external wood quality in coniferous forest plantations. Forest Ecology and Management 489. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119040

Baldwin, V.C.Jr., Peterson, K.D., Clark III, A., Fergusond, R.B., Strube, M.R., Bowere, D.R., 2000. The effects of spacing and thinning on stand and tree characteristics of 38-year-old Loblolly Pine. Forest Ecology and Management 137, 91–102.

Benomar, L., DesRochers, A., Larocque, G.R., 2012. The effects of spacing on growth, morphology and biomass production and allocation in two hybrid poplar clones growing in the boreal region of Canada. Trees 26, 939–949. https://doi.org/10.1007/s00468-011-0671-6

Bishaw, B., DeBell, D.S., Harrington, C.A., 2003. Patterns of Survival, Damage, and Growth for Western White Pine in a 16-Year-Old Spacing Trial in Western Washington. West. J. Appl. For. 18, 35–43.

Cardoso, D.J., Lacerda, A.E.B., Rosot, M.A.D., Garrastazú, M.C., Lima, R.T., 2013. Influence of spacing regimes on the development of loblolly pine (Pinus taeda L.) in Southern Brazil. Forest Ecology and Management 310, 761–769. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.021

DeBell, D.S., Harrington, C.A., 2002. Density and rectangularity of planting influence 20-year growth and development of red alder. Canadian Journal of Forest Research 32, 1244–1253. https://doi.org/10.1139/x02-040

Domec, J.-C., Ashley, E., Fischer, M., Noormets, A., Boone, J., Williamson, J.C., King, J.S., 2017. Productivity, Biomass Partitioning, and Energy Yield of Low-Input Short-Rotation American Sycamore (Platanus occidentalis L.) Grown on Marginal Land: Effects of Planting Density and Simulated Drought. BioEnergy Research 10, 903–914. https://doi.org/10.1007/s12155-017-9852-5

Gerrand, A.M., Neilsen, W.A., 2000. Comparing square and rectangular spacings in Eucalyptus nitens using a Scotch plaid design. Forest Ecology and Management 129, 1–6.

Green, P., Bullock, B., Kane, M., 2018. Culture and Density Effects on Tree Quality in Midrotation Non-Thinned Loblolly Pine Plantations. Forests 9. https://doi.org/10.3390/f9020082

Harrington, T.B., Harrington, C.A., DeBell, D.S., 2009. Effects of planting spacing and site quality on 25-year growth and mortality relationships of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii var. menziesii). Forest Ecology and Management 258, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.039

Hébert, F., Krause, C., Plourde, P.-Y., Achim, A., Prégent, G., Ménétrier, J., 2016. Effect of Tree Spacing on Tree Level Volume Growth, Morphology, and Wood Properties in a 25-Year-Old Pinus banksiana Plantation in the Boreal Forest of Quebec. Forests 7, 276.

Henskens, F.L., Battaglia, M., Cherry, M.L., Beadle, C.L., 2001. Physiological basis of spacing effects on tree growth and form in Eucalyptus globulus. Trees 15, 365–377. https://doi.org/10.1007/s004680100114

Illy, G., Lemoine, B., 1970. Densité de peuplement, concurrence et coopération chez le pin maritime. I Premiers résultats d'une plantation à espacement variable. Annales des Sciences forestières 27, 127–155.

Johnstone, W.D., 2008. The Effects of Initial Spacing and Rectangularity on the Early Growth of Hybrid Poplar. West. J. Appl. For. 23.

Lee, Y.-J., Lenhart, J.D., 1998. Influence of Planting Density on Diameter and Height in East Texas Pine Plantations. Southern Journal of Applied Forestry 22, 241–244. https://doi.org/10.1093/sjaf/22.4.241

Lemoine, B., 1980. Densité de peuplement, concurrence et coopération chez le pin maritime. II Résultats à 5 et 10 ans d'une plantation à espacement variable. Annales des Sciences forestières 37, 217–237.

Liziniewicz, M., Ekö, P.M., Agestam, E., 2012. Effect of spacing on 23-year-old lodgepole pine (Pinus contorta Dougl. var. latifolia) in southern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 27, 361–371. https://doi.org/10.1080/02827581.2011.639798

Lundqvist, L., Elfving, B., 2010. Influence of biomechanics and growing space on tree growth in young Pinus sylvestris stands. Forest Ecology and Management 260, 2143–2147. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.006

Makinen, H., Hein, S., 2006. Effect of wide spacing on increment and branch properties of young Norway spruce. European Journal of Forest Research 125, 239–248.

Malinauskas, A., 2003. Influence of initial density and planting design on the quality of butt logs in Scots pine (Pinus sylvestris L.) plantations. Baltic Forestry 9, 10–15.

Marziliano, P.A., Coletta, V., Menguzzato, G., Nicolaci, A., Pellicone, G., Veltri, A., 2015. Effects of planting density on the distribution of biomass in a douglas-fir plantation in southern Italy. iForest - Biogeosciences and Forestry 8, 368–376. https://doi.org/10.3832/ifor1078-007

Naji, H.R., Nia, M.F., Kiaei, M., Abdul-Hamid, H., Soltani, M., Faghihi, A., 2015. Effect of intensive planting density on tree growth, wood density and fiber properties of maple (Acer velutinum Boiss.). iForest-Biogeosciences and Forestry 9, 325.

Newton, M., Lachenbruch, B., Robbins, J.M., Cole, E.C., 2012. Branch diameter and longevity linked to plantation spacing and rectangularity in young Douglas-fir. Forest Ecology and Management 266, 75–82. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.009

Niemistö, Pentti, 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the growth and yield of silver birch (betula pendula). Scandinavian Journal of Forest Research 10, 245–255. https://doi.org/10.1080/02827589509382890

Niemistö, P., 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (Betula pendula). Scandinavian Journal of Forest Research 10, 235–244.

Pinkard, E.A., Neilsen, W.A., 2003. Crown and stand characteristics of Eucalyptus nitens in response to initial spacing: implications for thinning. Forest Ecology and Management 172, 215–227. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00803-9