

Changement climatique : la biodiversité forestière à la croisée des enjeux de conservation et d'atténuation

On peut distinguer différentes stratégies de séquestration de carbone par la filière bois-forêt : celles fondées sur la volonté d'augmenter le stock de carbone contenu dans les forêts et celles fondées sur la volonté d'exporter rapidement du carbone des forêts gérées vers d'autres compartiments d'utilisation durable du bois comme le bois-énergie ou le bois de construction. Ces différentes stratégies de séquestration et leur combinaison, vouées à augmenter la fonction de puits de carbone des forêts, sont-elles favorables ou antagonistes à la conservation de la biodiversité ? Dans cet article, les auteurs font le point sur le sujet, en explorant de façon fine les potentiels d'antagonismes et de synergies entre conservation de la biodiversité et atténuation du changement climatique.

Le changement climatique affecte directement la biodiversité

Les changements climatiques agissent sur la biodiversité des forêts via deux grands types de phénomènes : d'une part, les variations interannuelles de paramètres climatiques relatifs à la température et au niveau de précipitation (par ex. moyenne annuelle, moyennes saisonnières etc.), d'autre part, l'augmentation en fréquence d'événements climatiques extrêmes, notamment les fortes chaleurs (figure 1). Ces changements affectent la croissance et l'état sanitaire des arbres forestiers. La hausse des températures annuelles et l'allongement des périodes de sécheresse estivales peuvent mener à une hausse locale de la mortalité des essences les moins robustes aux stress hydriques. De plus, les changements climatiques pourraient rendre les conditions locales favorables au développement de ravageurs et d'espèces exotiques envahissantes. Par exemple, dans l'est du Canada, la bourdaine (*Frangula alnus*) pourrait être à même de s'étendre vers le nord au-delà de sa distribution actuelle du fait d'hivers moins rigoureux. Elle pourrait alors nuire à la régénération forestière et altérer la biodiversité de la flore de sous-bois dans des régions jusqu'ici préservées. Plus généralement les changements du climat peuvent

modifier les relations compétitives entre les essences ligneuses et placer des espèces d'arbres jusqu'ici bien implantées dans une situation dominée menant à leur exclusion locale. L'ensemble de ces processus biotiques et abiotiques peut *in fine* mener à l'extinction locale des essences les plus affectées.

Les extinctions locales des essences ligneuses confrontées à de nouvelles conditions climatiques peuvent être en partie évitées par la plasticité phénotypique des essences (notamment via des décalages phénologiques) et la sélection génétique qui s'exerce sur la diversité des génotypes en leur sein. Le potentiel de résilience des peuplements aux changements du climat via le processus de sélection génétique est directement lié à leur diversité aux niveaux intra et inter-espèces (i.e. les mélanges d'essences).

Les extinctions d'origines biotique et abiotique, combinées au processus de dispersion des essences ligneuses, donnent lieu à un déplacement des aires de distribution des espèces d'arbres au fil du changement des conditions climatiques (Piedallu *et al.*, 2009). Dans un contexte d'augmentation de la température moyenne annuelle, on s'attend notamment à un décalage des distributions des essences vers les pôles et vers des altitudes plus élevées, ce

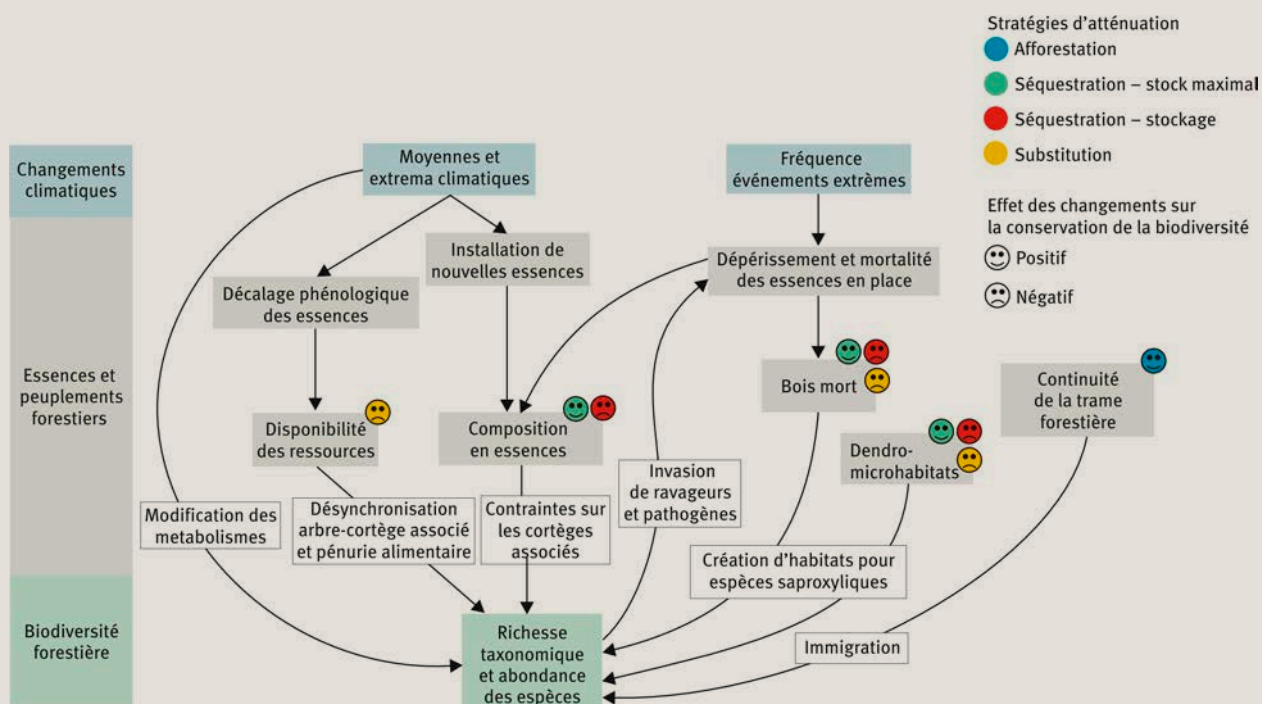
qui semble se vérifier dans les suivis de la flore à l'échelle européenne. On peut néanmoins trouver des exceptions à ces grandes tendances de déplacement suivant les contextes locaux, notamment lorsque la contrainte dominante qui s'exerce sur les arbres n'est pas la température (mais par exemple la ressource en eau). À l'heure actuelle, le développement d'approches prédictives intégrant l'ensemble des processus de réponse des essences ligneuses aux changements climatiques (adaptation et dispersion) constitue un front de recherche dynamique.

Les effets directs du changement climatique sont susceptibles d'affecter l'ensemble des espèces forestières (figure 1), au-delà du cas des arbres évoqué plus haut. Par exemple, dans un contexte de hausse des températures, les populations d'insectes forestiers sont susceptibles de voir leur métabolisme et leur cycle de vie s'accélérer – leur permettant d'accroître le nombre de générations annuelles – et la mortalité hivernale baisser. Ainsi, de nombreuses espèces pourraient s'étendre dans des régions jusqu'ici trop froides (comme c'est déjà le cas pour la chenille processionnaire du pin en France, qui progresse à une vitesse de 2,6 km/an vers le nord en moyenne depuis 1972, avec une accélération à 5,5 km/an depuis le début des années 2000 (Roques et Augé-Rozenberg, 2019). En revanche, d'autres composantes des changements climatiques peuvent au contraire s'avérer négatifs pour les insectes : la multiplication des anomalies journalières de températures pourrait être une cause de mortalité accrue des œufs et des larves chez certaines espèces. Par ailleurs, certains insectes défoliateurs printaniers (par exemple, les chenilles de nombreux

lépidoptères) pourraient s'avérer incapables d'adapter leur cycle de vie au débourrement précoce des arbres, même si d'autres espèces montrent d'ores et déjà une remarquable capacité d'adaptation à ces changements phénologiques. Ainsi, on s'attend, chez les insectes mais plus généralement dans l'ensemble de l'écosystème forestier, à des changements de composition spécifique avec les changements climatiques (figure 1).

Néanmoins, la présence d'un couvert forestier est susceptible d'induire un effet tampon sur les conditions climatiques sous la canopée, comme cela a été observé sur la flore vasculaire. Cependant les effets indirects induits par (i) les changements de la composition en essences et de la structure des peuplements forestiers et (ii) les réponses physiologiques et phénologiques des essences sur les cortèges d'espèces associés sont potentiellement forts. Par exemple, la composition en essences des peuplements forestiers explique une part importante de la variabilité spatiale de la composition en espèces des communautés, notamment pour la flore et les bryophytes. On peut donc penser que les modifications de composition des peuplements à prévoir vont induire un décalage des aires de répartition des espèces spécialisées sur une ou un petit nombre d'essences. De plus, la redistribution spatiale des espèces forestières induite par le déplacement des essences ligneuses crée de nouveaux réseaux d'interaction entre les organismes au sein de l'écosystème forestier. Les conséquences de ces changements à l'échelle locale en matière de biodiversité et de fonctions écologiques restent difficiles à prédire en toute généralité.

1 Effets du changement climatique et des stratégies forestières de son atténuation sur la biodiversité associée aux peuplements forestiers. Les pastilles de couleur signalent les composantes de l'écosystème forestier affectées par ces stratégies, et le sens de l'effet sur la biodiversité.



► Comme rappelé plus haut, les changements climatiques ne concernent pas seulement l'évolution des variables climatiques moyennes, mais également l'augmentation en fréquence d'événements climatiques extrêmes tels que les fortes chaleurs. Ces événements climatiques extrêmes peuvent s'accompagner d'une forte mortalité ponctuelle des arbres, du fait du stress hydrique. Ils favorisent ainsi la création de bois mort, et peuvent s'avérer bénéfiques à différents groupes taxonomiques, notamment les organismes saproxyliques, qui dépendent du bois mort pour tout ou partie de leur cycle de vie. On a ainsi émergence d'une ambivalence des perturbations, pouvant s'avérer être un bénéfice pour le compartiment saproxylique de la biodiversité forestière, mais également un coût pour les services écosystémiques classiquement associés à l'écosystème forestier (par exemple, la production de bois ou le stockage du carbone). Elles constituent un véritable dilemme pour une gestion multifonctionnelle des forêts.

Les stratégies d'atténuation du changement climatique ne sont pas neutres pour la biodiversité forestière

L'augmentation de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre, notamment le CO₂, contribue aux processus sous-jacents au changement climatique. La gestion forestière peut contribuer activement à endiguer cette composante du processus, en mettant en œuvre deux grands types de stratégies. Les stratégies de séquestration d'une part consistent en la captation du CO₂ atmosphérique dans la création de biomasse ligneuse. Les stratégies de substitution sont des stratégies de remplacement : remplacement de combustible fossile par du bois-énergie, ou remplacement de matériaux à forte empreinte « carbone » par le bois matériau. Le rôle de ces stratégies pour atténuer le changement climatique a fait l'objet de synthèses (e.g. Roux *et al.*, 2017, à l'échelle nationale). Leur mise en œuvre peut contribuer à atténuer les implications du changement climatique pour la biodiversité forestière développées plus haut, mais aussi parfois constituer une pression supplémentaire pour les espèces forestières. Il s'agit donc d'explorer de façon fine les potentiels antagonismes et synergies entre conservation de la biodiversité et atténuation du changement climatique.

Effets des stratégies de séquestration du carbone en forêt sur la biodiversité

L'augmentation de la capacité de séquestration du carbone par la forêt est une des voies stratégiques d'atténuation du changement climatique. Lors de la photosynthèse, les arbres (et plus généralement toutes les plantes) fixent en effet le carbone du CO₂ atmosphérique pour construire leurs tissus carbonés, et contribuent ainsi à diminuer la concentration atmosphérique de ce gaz à effet de serre. Le carbone est alors séquestré pendant des durées variables dans la biomasse, puis dans les sols, avant de retourner à l'atmosphère lors de la décomposition (ou de la combustion). Chaque année, les forêts européennes absorbent ainsi l'équivalent de 10 % des émissions de CO₂ du territoire. Le taux de séquestration du carbone par les forêts du monde a été estimé entre 2000 et 2007 à 4,1 GtC/an, soit 30 % des émissions de combustion des énergies fossiles en 2010. Signalons

toutefois que plusieurs études récentes montrent que le ralentissement du réchauffement climatique par les forêts *via* la baisse de l'effet de serre et l'augmentation de la nébulosité atmosphérique, est annulé par la réduction d'albedo, sauf dans les forêts tropicales.

On peut distinguer différentes stratégies de séquestration : celles fondées sur la volonté d'augmenter le stock de carbone contenu dans les forêts (stratégies dites de « stock maximal ») et celles fondées sur la volonté d'exporter rapidement du carbone des forêts gérées vers d'autres compartiments d'utilisation durable du bois comme le bois de construction (stratégie de « stockage »). Ces différentes stratégies et leur combinaison, vouées à augmenter la fonction de puits de carbone des forêts, sont-elles favorables ou antagonistes à la conservation de la biodiversité ?

Stratégies de séquestration du stock maximal

La stratégie du stock maximal se consacre au maintien sur pied de peuplements forestiers détenant un important stock de carbone. Quel que soit le biome, le stock de carbone forestier (sol inclus) augmente avec l'âge des arbres en place (maturité du peuplement). Les stocks de carbone sont plus élevés (par hectare) dans les vieux peuplements et les peuplements dominés par de gros arbres. Or l'importance des vieilles forêts (« *old growth forests* ») et des forêts à dynamique naturelle pour la conservation de la biodiversité forestière sont reconnues de longue date. Ainsi, il existe un fort niveau de compatibilité entre stratégies du stock maximal fondées sur le vieillissement et conservation de la biodiversité forestière.

D'après une récente étude dans les forêts subtropicales du sud-est de la Chine, les peuplements riches en espèces ligneuses montrent des stocks et des flux de carbone plus importants que les forêts peu diversifiées. Pour chaque espèce d'arbre supplémentaire, le stock total de carbone augmente de 6,4 % ! D'autre part, le stock de carbone de futaies régulières mono-spécifiques n'atteint que la moitié (pour des forêts de 200 ans), voire le tiers (pour des forêts de 400 ans) du stock de forêts subnaturelles (plurispécifiques) du même âge. Par ailleurs, la diversité des essences serait un facteur favorable à la biodiversité dans les forêts gérées. Ici encore, on constate donc une compatibilité entre stockage fondé sur le mélange d'essences et conservation de la biodiversité.

À une échelle spatiale plus large, les peuplements résineux et feuillus ne peuvent être globalement hiérarchisés quant à leur capacité de séquestration du carbone (Inventaire forestier national, 2005). De plus, ils offrent des ressources complémentaires à la biodiversité d'un territoire. Par conséquent, une mosaïque paysagère de feuillus et de résineux peut s'avérer neutre en termes de stockage de carbone et favorable à la biodiversité.

Enfin, parmi les types de traitement majoritaires en France, ce sont les mélanges futaie-taillis et les futaies régulières qui stockent le plus de carbone à l'hectare : légèrement plus que les futaies irrégulières, et deux fois plus que les taillis simples (Inventaire forestier national, 2005). Cependant, la diversité des traitements est prônée, à l'échelle des paysages, pour conserver la biodiversité. Par conséquent, des objectifs de conservation de la biodiversité forestière et de séquestration fondés sur la structure peuvent mener à des choix de gestion divergents.

La stratégie de séquestration du stock maximal pourrait être réfléchiée en termes de longévité maximale (rétention longue durée du carbone) plutôt qu'en termes de densité. Nous ne connaissons pas de réflexions sur l'optimisation sylvicole de cette durabilité du stock, intégrant notamment le risque de déstockage rapide en cas de catastrophe naturelle (tempête, incendie...).

Stratégies de séquestration par stockage

La stratégie de séquestration par stockage repose sur l'idée d'extraire rapidement du carbone forestier – via l'exploitation des peuplements à stock fort et flux de stockage faible – pour le capitaliser dans des usages durables du bois, comme la construction, l'aménagement intérieur et extérieur. Cette perte de carbone des forêts est compensée à court terme par l'implantation de peuplements à forte capacité de croissance permettant un maintien du stock global de carbone forestier et une captation rapide du CO₂ atmosphérique. Il était en effet généralement admis que le flux de stockage (i.e. la vitesse de captation du CO₂) est maximal dans les peuplements jeunes et que le bilan carbone des peuplements âgés est neutre, dans la mesure où la respiration (émission de carbone) annulerait les effets de la photosynthèse (séquestration de carbone) chez les vieux arbres.

Cette stratégie mène à un rajeunissement des peuplements forestiers, ce qui a un effet négatif sur la biodiversité forestière. Cet effet est modulé suivant l'antécédent d'usage du sol sur les parcelles replantées avec des peuplements à croissance rapide. En particulier, l'afforestation de terres agricoles ou le renouvellement après coupe de peuplements forestiers ont un impact différent. Une plantation d'essence exotique à croissance rapide sera moins néfaste pour la biodiversité si elle remplace un peuplement déjà pauvre en espèces (e.g. forêt récente d'essence exotique) que si elle remplace une forêt ancienne ou alluviale d'essence autochtone riche en bois morts et dendromicrohabitats, à haute valeur écologique. On sait en effet que la biodiversité associée aux peuplements d'essences exotiques est en moyenne plus faible que dans les peuplements indigènes, notamment du fait de la faible durée de coévolution entre l'essence ligneuse exotique et le cortège d'espèces forestières autochtone.

Les postulats sur lesquels se fonde la stratégie de stockage sont néanmoins controversés. En effet, il a été constaté dans la littérature scientifique récente que le pic d'émission de carbone par respiration survient dans les jeunes et non dans les vieux peuplements. De plus, des méta-analyses, des travaux de modélisations et des expérimentations récentes vont dans le sens d'un flux de stockage de carbone accru dans les peuplements âgés (par rapport aux plus jeunes), en vertu des paramètres suivants : accroissement annuel, surface photosynthétique, activité biologique des sols... D'après Stephenson *et al.* (2014), à l'échelle de l'arbre, le flux de stockage du carbone augmente avec l'âge et la taille pour la plupart des espèces d'arbres. Les gros arbres sont donc non seulement d'importants puits de carbone, mais ils fixent également le carbone plus rapidement que les petits arbres. Toutefois, à l'échelle du peuplement, cette supériorité des gros arbres sur les petits est modérée par une densité d'arbres plus faible, mais le bilan carbone net des vieilles forêts (jusqu'à 800 ans, et incluant les sols) est positif et elles continuent

donc à assimiler du carbone, après un pic de flux de stockage net autour de 80 ans. Lors de la conversion de vieilles forêts en forêts jeunes, au déstockage immédiat est également associée la réduction de la capacité de stockage pendant au moins 200 ans. Le rôle important de l'activité biologique des sols dans les vieilles forêts est fréquemment mis en avant. Rappelons que le stock de carbone forestier se situe à 43 % dans la biomasse, et à 57 % dans les sols, et que 10 % du carbone du sol est contenu dans l'humus (incl. la litière) et 90 % dans les horizons organo-minéraux jusqu'à 30 cm de profondeur (Inventaire forestier national, 2005).

Comme soutenu dans le paragraphe précédent, les peuplements vieux et/ou dominés par les gros arbres sont cruciaux pour la biodiversité forestière. Ainsi, une préservation des vieux peuplements à la fois pour le stock de carbone qu'ils représentent et pour le flux de stockage qu'ils continuent à générer, pourrait s'avérer une stratégie de gestion pertinente tant pour des objectifs de conservation de la biodiversité que de séquestration du carbone.

Effet des stratégies de substitution (promotion du bois-énergie en remplacement des énergies fossiles) sur la biodiversité

Les stratégies de substitution consistent à promouvoir l'utilisation du bois-énergie en remplacement des usages de combustibles fossiles ou de bois matériau en remplacement de matériaux à forte empreinte carbone. À l'échelle internationale, l'utilisation accrue de sources d'énergie renouvelables en substitution des sources d'énergie fossile mène à des pratiques mobilisant toutes les parties de l'arbre, jusqu'aux plus petits branchages (appelés « menus bois ») ou aux souches, qui étaient traditionnellement maintenus en forêt. En France, le marché de la plaquette forestière est alimenté à plus de 40 % par des exploitations arbre-entiers en taillis simples, futaies régulières feuillues ou résineuses, mélanges futaies feuillues-taillis, ainsi que par des exploitations de houppiers après récolte de grumes. Les récoltes de souches, encore minoritaires, se développent (Landes, Limousin).

Questions soulevées

Par rapport à une exploitation traditionnelle, ces récoltes risquent de modifier à court et moyen termes la quantité et le profil de bois mort, non seulement par la récolte additionnelle de menus bois ou de souches, mais aussi par les effets d'une mécanisation accrue induisant la fragmentation des bois morts préexistants par les engins. Par ailleurs, le rajeunissement des peuplements promu par les stratégies de stockage et de prélèvements accrus pourrait se traduire par une baisse des âges d'exploitabilité (qui se traduirait par une moindre présence de gros et vieux arbres susceptibles d'alimenter le stock de bois mort par mortalité de grosses branches ou des arbres eux-mêmes). La combinaison des effets de ces stratégies sur le profil de bois mort reste à approfondir, notamment dans une perspective de conservation de la biodiversité. En effet, on sait que le bois mort est un support crucial de biodiversité forestière – un quart des espèces forestières sont saproxyliques. On sait aussi (cf. synthèses dans Landmann et Nivet, 2014 et Michaels, 2018) que ce n'est pas seulement le volume total de bois mort qui compte mais aussi la diversité des types de bois mort : même si la présence de chandelles et de grosses pièces de bois

► mort, maillons faibles en forêt exploitées, est particulièrement favorable à la biodiversité, les menus bois et les souches ont aussi leur rôle à jouer dans la capacité d'accueil de la biodiversité. Ainsi, petits et gros bois morts n'hébergent pas les mêmes communautés ; certains insectes sont spécialisés dans les petits bois morts ensoleillés, et les menus bois abritent une part importante des cortèges d'ascomycètes. Les tas de branchages fournissent aussi le gîte et le couvert à d'autres espèces : abri de rongeurs, hivernage d'insectes du sol, aire de chasse de mammifères carnivores, perchoirs et sites de nidification d'oiseaux. De même, les souches hébergent des assemblages d'espèces différents et plus riches que ceux des petits bois morts au sol, en particulier chez les conifères (Ranius *et al.*, 2018 ; en pessière boréale). Elles se décomposent lentement et constituent, dans un contexte forestier parfois pauvre en gros bois mort, un habitat de substitution pour des organismes saproxyliques. Ainsi, dans les plantations de pin maritime des Landes de Gascogne, les souches hébergent à elles seules plus de 80 % des espèces d'insectes rencontrées dans les bois morts de divers types. Dans les jeunes peuplements, elles constituent l'essentiel des grosses pièces de bois mort, assurant la continuité d'habitat dans l'espace et dans le temps au moment de la régénération. Pour l'Europe, la synthèse de Michaels (2018) conclut que la généralisation des récoltes de rémanents menacerait la quantité et la diversité des habitats requis par les espèces saproxyliques. Enfin, les branchages contiennent, à volume donné, trois fois plus d'éléments minéraux que les grumes : leur dégradation par les micro-organismes du sol est donc cruciale pour la fertilité des sols. Comme les autres sources de matière organique, ils participent aussi à la colonisation du sol par les mycorhizes, indispensables à la croissance des arbres.

Que sait-on de l'effet des exports de menus bois et souches sur la biodiversité ?

La plupart des études publiées concernent la récolte de rémanents (après récolte de grumes, et plus rarement par récolte d'arbres entiers) en forêts boréales. Très peu d'études concernent les forêts tempérées et encore moins le contexte français.

Les quelques études disponibles en forêt tempérée montrent que par comparaison avec une récolte conventionnelle, l'export de menus bois diminue à court terme et à l'échelle de la parcelle la diversité des communautés d'insectes saproxyliques, en modifiant aussi leur composition (Landmann et Nivet, 2014) ; en forêts tempérées et boréales, la méta-analyse de Riffell *et al.* (2011) citée dans Landmann et Nivet (2014) montre que l'export de rémanents de plus de 10 cm de diamètre affecte négativement les communautés d'oiseaux et l'abondance des invertébrés du sol, mais pas les mammifères, reptiles ou amphibiens. Si l'export de rémanents affecte peu les bryophytes communes, il a revanche des effets négatifs sur les hépatiques (plus sensibles à la sécheresse).

La flore est affectée par l'export de menus bois : à court terme le nombre d'espèces augmente *via* la mise en lumière, et à plus long terme la composition peut se modifier en réponse aux modifications de fertilité du sol (Ranius, 2018).

La récolte de menus bois et de souches est susceptible d'impacter non seulement les espèces qui vivent dans ces supports, mais aussi la faune du sol, par perturbation du sol lors du dessouchage ou du débardage. La littérature en forêt boréale documente aussi bien des effets négatifs que positifs (Landmann et Nivet, 2014) : impacts négatifs sur la mésofaune du sol (Ranius *et al.*, 2018), peu d'effets sur la diversité des coléoptères non

1 Recommandations pratiques encadrant l'intensification potentielle des récoltes de bois pour la production d'énergie en substitution des énergies fossiles.

ÉVITER	de généraliser les récoltes arbres-entiers ou de menus bois à toutes les coupes.
LIMITER	les quantités récoltées de menus-bois en fonction de la richesse minérale du sol (voire l'interdire dans les zones les plus sensibles).
LAISSER	une part de menus bois au sol et espacer les récoltes destinées à la production de plaquettes.
MAINTENIR	à l'échelle du paysage, des secteurs riches en menus bois mort, quitte à prélever plus ailleurs, plutôt que d'en appauvrir partout la quantité.
ÉPARGNER	les zones d'intérêt pour la biodiversité : zones cœurs de parcs nationaux, sites dédiés à la protection d'espèces dépendant du bois mort (réserves naturelles, arrêtés préfectoraux de protection de biotopes...), zones de protection spéciales et zones spéciales de conservation, îlots de vieux bois, espaces naturels sensibles, zones centrales de réserves de biosphère, zones aturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF) type 1 et zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO)...
RÉCOLTER	les rémanents en priorité dans des peuplements présentant des risques phytosanitaires.
RÉSERVER	la récolte de souches aux cas particuliers de récoltes sanitaires, en présence de pourritures racinaires.
MAINTENIR	une proportion de souches (10 % au moins) non récoltées, en l'absence de risques phytosanitaires.
MAINTENIR	les pièces de bois mort pré-existantes (chandelles, gros bois mort au sol, souches), sauf cas de force majeure lié à la sécurité ou aux risques sanitaires.
LAISSER	le bois mort des chandelles, qui seraient éventuellement abattues pour raison de sécurité, se décomposer sur place.

saprophytiques. La récolte de rémanents peut favoriser à moyen terme (7 ans) la diversité des communautés de carabes, avec toutefois un fort impact sur leur composition : plus d'espèces généralistes et moins d'espèces spécialistes des forêts.

En forêt boréale, les groupes les plus affectés par l'export de menus bois et souches sont les champignons, les insectes (notamment coléoptères), et dans une moindre mesure les lichens. Les espèces les plus sensibles sont des spécialistes (de gros bois morts ensoleillés, par exemple) ou des espèces à faibles capacités de dispersion. D'une manière générale, les effets négatifs sur les espèces d'intérêt conservatoire et sur la flore en forêt boréale sont dus avant tout à la coupe de vieux peuplements (en l'occurrence, coupe rase suivie de scarification du sol), et non à l'impact additionnel de la récolte de rémanents après coupe (Ranius *et al.*, 2018). Le contexte en France est sans doute différent, le modèle « coupe rase + scarification » n'étant pas prédominant.

Les impacts à long terme et à l'échelle du paysage sont mal connus. En forêt boréale, l'étude expérimentale de Allmer *et al.* (2009) citée dans Landmann et Nivet (2014) ne montre aucun effet de la récolte de rémanents sur la diversité des champignons saprophytes, vingt-cinq ans après. Des simulations en conditions boréales indiquent qu'une récolte intensive de menus bois et souches peuvent entraîner des extinctions d'espèces mais demandent à être validées empiriquement (Ranius *et al.*, 2018).

Actuellement, on manque en France de recul sur ces pratiques de récolte pour détecter des effets qui vont se produire dans les prochaines décennies. Il importe donc de suivre les effets de ces pratiques sur la biodiversité et, par précaution, de raisonner la récolte de ces compartiments (tableau 1).

Conclusion

Pour accompagner la transition énergétique sans nuire aux habitats d'espèces forestières, au stock de carbone et à la fertilité des sols, émerge en France un débat autour des intérêts d'une stratégie ségrégative (« *land sparing* »), comportant à la fois des territoires forestiers concentrant les récoltes intensives, et d'autres soumis à de contraintes fortes de prélèvement. Cette démarche remet en question le paragon de la gestion multi-fonctionnelle systématique. La contextualisation de la gestion forestière nécessitera la localisation des zones sur lesquelles imposer les contraintes, en raison de la sensibilité des sols ou des enjeux forts de biodiversité. ■

Les auteurs

**Christophe BOUGET, Marion GOSSELIN
et Fabien LAROCHE**

INRAE, UR EFNO, 45290 Nogent-sur-Vernisson, France.

✉ christophe.bouget@inrae.fr

✉ marion.gosselin@inrae.fr

✉ fabien.laroche@inrae.fr

EN SAVOIR PLUS...

- **BOUGET, C., BRUSTEL, H., ZAGATTI, P., NOBLECOURT, T.**, 2019, *Les coléoptères saproxyliques de France - Catalogue écologique illustré*, Éditions MNHN, collection Patrimoines Naturels, 738 p.
- **INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL**, 2005, La forêt française, un puits de carbone ? Son rôle dans la limitation des changements climatiques, *L'IF*, n°7.
- **KURZ, W.A., DYMOND, C.C., STINSON, G., RAMPLEY, G.J., NEILSON, E.T., CARROLL, A., EBATA, T., SAFRANYIK, L.**, 2008, Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change, *Nature*, vol. 452, p. 987-990.
- **LANDMANN, G., NIVET, C.** (Eds.), 2014, *Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité*, ADEME, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, GIP Ecofor, Angers, Paris.
- **MICHAELS, N.**, 2018, *Production de bois énergie et impacts sur la biodiversité européenne. Synthèse de l'article BOUGET, LASSAUCE et JONSELL, 2012, « Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe »*, Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité, Paris.
- **PIEDALLU, C., PEREZ, V., GÉGOUT, J.-C., LEBOURGEOIS, F., BERTRAND, R.**, 2009, Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Epicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France, *Revue Forestière Française*, 61, 6, p. 567-593.
- **RANIUS, T., HÄMÄLÄINEN, A., EGNELL, G., OLSSON, B., EKLÖF, K., STENDAHL, J., RUDOLPHI, J., STÉNS, A., FELTON, A.**, 2018, The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis, *Journal of Environmental Management*, vol. 209, p. 409-425.
- **ROQUES, A., AUGER-ROZENBERG, M.-A.**, 2019, Changement climatique et mondialisation, moteurs des invasions d'insectes, Encyclopédie de l'Environnement, disponible sur : <https://www.encyclopedie-environnement.org/vivant/changement-climatique-mondialisation-invasion-insectes/>
- **ROUX, A., DHÔTE, J.-F., ACHAT, D., BASTICK, C., COLIN, A., BAILLY, A., BASTIEN, J.-C., BERTHELOT, A., BRÉDA, N., CAURLA, S., CARNUS, J.-M., GARDINER, B., JACTEL, H., LEBAN, J.-M., LOBIANCO, A., LOUSTAU, D., MEREDIEU, C., MARÇAIS, B., MARTEL, S., MOISY, C., PÂQUES, L., PICART-DESHORS, D., RIGOLOU, E., SAINT-ANDRÉ, L., SCHMITT, B.**, 2017, *Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050*, Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, INRA et IGN, 101 p.
- **STEPHENSON, N.L., DAS, A.J., CONdit, R., RUSSO, S.E., BAKER, P.J., BECKMAN, N.G., COOMES, D.A., LINES, E.R., MORRIS, W.K., RÜGER, N., ALVAREZ, E.O., BLUNDO, C., BUNYAVEJCHEWIN, S., CHUYONG, G., DAVIES, S.J., DUQUE, A., EWANGO, C.N., FLORES, O., FRANKLIN, J.-F., GRAU, H.R., HAO, Z., HARMON, M.E.O., HUBBELL, S.P., KENFACK, D., LIN, Y., MAKANA, J.R., MALIZIA, A., MALIZIA, L.R., PABST, R.J.O., PONGPATTANANURAK, N., SU, S.H., SUN, I.F., TAN, S., THOMAS, D., VAN MANTGEM, P.J., WANG, X., WISER, S.K.O., ZAVALA, M.A.**, 2014, Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size, *Nature*, vol. 507, n° 7490, p. 90-93.