



HAL
open science

Expertise collective CRREF “ Coupes Rases et REnouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique ”

Guy Landmann, Laurent Bergès, Catherine Collet, Philippe Deuffic, Marion Gosselin, Damien Marage, Jérôme Ogée, Kenji Ose, Céline Perrier, Chloé Agro, et al.

► To cite this version:

Guy Landmann, Laurent Bergès, Catherine Collet, Philippe Deuffic, Marion Gosselin, et al.. Expertise collective CRREF “ Coupes Rases et REnouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique ”: Synthèse de l’expertise. GIP ECOFOR; RMT AFORCE. 2023. hal-04244666

HAL Id: hal-04244666

<https://hal.science/hal-04244666>

Submitted on 16 Oct 2023

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



Expertise collective CRREF

**Coupes Rases et REnouvellement
des peuplements Forestiers en contexte
de changement climatique**

Synthèse de l'expertise
Juin 2023





Expertise collective CRREF

Coupes Rases et REnouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique

Synthèse de l'expertise
Juin 2023



© Laurent Lathuillière, ONF, Livradois-Forez (63)



© Morgane Delay, CNPF, Val d'Ajol (88)



Responsable scientifique¹ : Guy Landmann.

Pilotes thématiques de l'expertise : Laurent Bergès, Catherine Collet, Philippe Deuffic, Marion Gosselin, Damien Marage, Jérôme Ogée, Kenji Ose, Céline Perrier.

Experts scientifiques principaux : Chloé Agro, Emila Akroume, Michael Aubert, Laurent Augusto, Olivier Baubet, Jacques Becquey, Thierry Bélouard, Vincent Boulanger, Audrey Bourdin, Bernard Boutte, Klara Bouwen, Stéphane Brault, Yves Brunet, Fabrice Bureau, Amélie Castro, Marin Chaumet, Joël Conche, Frédéric Darboux, Lionel Depeige, Aurore Desgroux, Théo Dokhelar, Jean-Christophe Domec, Yann Dumas, Marianne Duprez, Frédéric Frappart, Serge Garcia, Barry Gardiner, Sabine Girard, Frédéric Gosselin, Claude Husson, Edouard Jacomet, Hervé Jactel, Cécile Joyeau, Eric Lacombe, Lisa Laurent, Arnaud Legout, Laurent Lelasseur, Denis Lousteau, Céline Meredieu, Lucas Moreews, Christophe Orazio, Jean-Luc Peyron, Brigitte Pilard-Landeau, Jonathan Pitaud, Milena Planells, Nattan Plat, Quentin Ponette, Noémie Pousse, Bernard Prévosto, Jérôme Puisseux, Malaurie Puyal, Jacques Ranger, Elsa Richou, Eric Rigolot, Philippe Riou-Nivert, Sonia Saïd, François-Xavier Saintonge, Josep Maria Serra Diaz, Alex Stemmelen, Marion Toutchkov, Inge van Halder, Lucie Vincenot, Stéphanie Wurpillot.

Experts scientifiques contributeurs ponctuels : Lison Ambroise, Christophe Baltzinger, Jean-Charles Bastien, Gabrielle Bouleau, David Carayon, Fabien Carouille, Maude Cavalière, Lauric Cécillon, Christophe Chantepy, Loïc Cotten, Camille Dahdouh, Ida Delpy, Nathan Fornes, Morgane Goudet, Bastien Lepage, Valéry Malécot, Benoît Marçais, Jean-Marie Michon, Chloé Monta, Jeanne Muller, Louis-Michel Nageleisen, Philippe Nolet, Jean-Louis Pestour, Kevin Petit, Gêrôme Pignard, Didier Pishedda, David Pothier, Lucas Poullard, Jean-Yves Puyo, Hanitra Rakotoarison, Benoît Reymond, Jean-Philippe Terreaux, Erwin Ulrich.

Coordination du projet et édition : Morgane Delay, Garance Marquet.

Appui à l'édition : Marie Cluzel, Viviane Appora.

Directeur de la publication : Nicolas Picard.

Pour citer ce document : Landmann, G., Delay, M., Marquet, G. (Coord.), Bergès, L., Collet, C., Deuffic, P., Gosselin, M., Marage, D., Ogée, J., Ose, K., Perrier, C. (Pilotes), Agro, C., Akroume, E., Aubert, M., Augusto, L., Baubet, O., Becquey, J., Belouard, T., Boulanger, V., Bourdin, A., Boutte, B., Bouwen, K., Brault, S., Brunet, Y., Bureau, F., Castro, A., Chaumet, M., Conche, J., Darboux, F., Depeige, L., Desgroux, A., Dokhelar, T., Domec, J.-C., Dumas, Y., Duprez, M., Frappart, F., Garcia, S., Gardiner, B., Girard, S., Gosselin, F., Husson, C., Jacomet, E., Jactel, H., Joyeau, C., Lacombe, E., Laurent, L., Legout, A., Lelasseur, L., Lousteau, D., Meredieu, C., Moreews, L., Orazio, C., Peyron, J.-L., Pilard-Landeau, B., Pitaud, J., Planells, M., Plat, N., Ponette, Q., Pousse, N., Prévosto, B., Puisseux, J., Puyal, M., Ranger, J., Richou, E., Rigolot, E., Riou-Nivert, P., Saïd, S., Saintonge, F.-X., Serra Diaz, J. -M., Stemmelen, A., Toutchkov, M., van Halder, I., Vincenot, L., Wurpillot, S. (Experts). 2023. Expertise collective CRREF « Coupes Rases et REnouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique », Synthèse de l'expertise, Paris : GIP ECOFOR, RMT AFORCE, 128 pages.

Contact : GIP Ecofor, secretariat@gip-ecofor.org, 42, rue Scheffer, 75116 Paris (France).

Le contenu de cette synthèse n'engage que la responsabilité de leurs auteurs. Le rapport d'expertise a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou le GIP Ecofor et le RMT Aforce. La synthèse a été validée par les auteurs du rapport.

Cette synthèse, ainsi que le rapport d'expertise et les exposés du séminaire de restitution, est disponible sur le site web du GIP Ecofor (<http://www.gip-ecofor.org/>).

ISBN : 978-2-914770-19-4.

Tirage : 3 000 exemplaires.

Conception graphique et mise en pages : Léa Chevrier.

Photographies de couverture, 4^e et en première page du document :

© Laurent Lathuillière, ONF, Livradois-Forez (63) et © Morgane Delay, CNPF, Val d'Ajol (88).

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L. 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. L. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L. 122-10 à L. 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

1. L'affiliation des participants à l'expertise est détaillée en fin de document.

Sommaire

Introduction générale	11
Contexte général, problématique et objectifs poursuivis	11
Mise en œuvre et gouvernance de l'expertise CRREF	13
L'équipe-projet	14
Le Comité d'orientation	14
Le Comité des utilisateurs.....	14
Grandes étapes du projet et livrables	14
Structuration du rapport de synthèse	15
Partie 1 Définitions	17
1.1 Comment définir la coupe rase en forêt ?	17
1.2 Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ?	19
Partie 2 Suivi des coupes rases et évaluation de leurs effets écologiques	23
2.1 Connaissance et suivi des coupes rases	24
2.1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes?.....	24
2.1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases?	26
2.1.3. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases?	26
2.1.4. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine?	29
2.1.5. Quelle est la situation actuelle des systèmes d'alerte globaux par télédétection satellitaire?	30
2.2 Effets sur le milieu physique	31
2.2.1. Quelle est l'incidence des coupes rases (ou d'autres types de coupes) sur le microclimat?	31
2.2.2. Quelle est l'incidence des coupes rases sur les composants du bilan hydrique de l'écosystème forestier?	33
2.2.3. Les coupes rases entraînent-elles un risque accru d'érosion des sols?	34

2.2.4	Quelle est l'incidence des coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ?	34
2.2.5	Le système coupe rase-renouvellement du peuplement occasionne-t-il des pertes majeures de carbone dans le sol ?	35
2.2.6	Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ?	36
2.3	Effets sur la biodiversité.....	37
2.3.1	Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ?	37
2.3.2	Quels sont les effets des coupes rases sur la biodiversité des sols, en comparaison avec des coupes partielles ?	39
2.3.3	Quel est l'impact des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle du paysage ?	39
2.3.4	Quelle est l'incidence des milieux ouverts tels que les coupes de régénération (dont coupes rases), mais aussi les tempêtes, les épidémies ou les incendies sur les populations de grands ongulés sauvages ?	41
2.3.5	Le traitement des rémanents après coupe rase (maintien ou export, dessouchage, andainage) influence-t-il la biodiversité à l'échelle du peuplement ?	42
2.3.6	Quels sont les impacts du tassement du sol sur la biodiversité ?	43
2.3.7	Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ?.....	44
2.3.8	Quels sont les impacts des travaux préparatoires du sol sur la biodiversité forestière ?.....	45
2.3.9	Quelle est l'incidence d'une plantation sur la biodiversité, comparativement à la régénération naturelle d'une même essence ?.....	45
2.3.10	Quelle est l'incidence d'une introduction d'essence exotique sur la biodiversité, comparativement à l'introduction d'une essence autochtone ?	46
Partie 3 Analyse historique, sociale, réglementaire et économique		49
3.1	Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases	49
3.1.1	Comment étudier les conflits et les mobilisations sociales autour des coupes rases ?	49
3.1.2	Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIX ^e -2015) en France ?.....	51
3.1.3	Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ?	52
3.1.4	Quels arguments sont mobilisés ? Quels facteurs expliquent ces représentations contrastées ?	54
3.1.5	Quelles voies de résolutions des conflits autour des coupes rases sont mises en œuvre ?	55
3.2	Aspects réglementaires de la pratique des coupes rases	56
3.2.1	Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ?	56

3.2.2	Quels sont l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification ?	57
3.2.3	Quelles sont les situations en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases dans différents pays européens ?	58
3.3	Analyse technico-économique de la pratique des coupes rases	6
3.3.1	Quelles sont les caractéristiques technico-économiques générales des coupes rases ?.....	60
3.3.2	Quelles sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ?.....	61
3.3.3	Quelle est l'opportunité économique d'une conversion entre futaies régulière et irrégulière ?	62
Partie 4 Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique		65
4.1	Approvisionnement en graines et plants forestiers	65
4.1.1	Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France entre 1992 et 2020 ?	65
4.1.2	Quels sont les freins pour approvisionner la filière en matériel de reproduction attendu pour réaliser les futures plantations ?	68
4.2	Facteurs de réussite des renouvellements forestiers	68
4.2.1	Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ?	68
4.2.2	Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ?	69
4.2.3	Quelle a été l'évolution du taux de succès des plantations de l'année au cours des dernières décennies ?	71
4.2.4	Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ?	72
4.3	Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique.....	73
4.3.1	Comment surveiller les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers et comment limiter leurs impacts ?.....	73
4.3.2	Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ?	75
4.3.3	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 ?	75
4.4	Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique.....	76
4.4.1	Comment raisonner le choix de la densité et du schéma de plantation des peuplements en monoculture ?	76
4.4.2	Comment installer et conduire les plantations mélangées ?	77
4.4.3	Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements dévastés après une tempête ?.....	77

4.4.4	Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements forestiers après une attaque de scolytes ?	79
4.4.5	Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements après un incendie ?.....	80
4.4.6	Quelle est la diversité des initiatives de renouvellement forestier testées dans les territoires ? Peuvent-elles venir appuyer une réflexion sur la diversification des pratiques de renouvellement ?	81
4.4.7	Quelles sont les évolutions récentes et pressenties en Europe dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique ?	81
Partie 5 Questions transversales.....		85
5.1	Adaptation accélérée au changement climatique (notamment choix d'essences pour le futur) versus politique de conservation des écosystèmes forestiers.....	85
5.2	Préserver les écosystèmes forestiers en contexte de sylviculture mécanisée.....	87
Conclusions et perspectives		91
Principaux enseignements scientifiques et techniques.....		91
	Définition de la coupe rase.....	91
	L'évaluation et le suivi des coupes rases et autres types de pertes de couvert	91
	Les effets de la coupe rase sur le milieu physique et chimique	93
	Les effets de la coupe rase sur la biodiversité	94
	Impact des coupes rases proprement dites.....	94
	Impact des coupes rases en fonction des modalités d'exploitation	95
	Impact des itinéraires post-coupe rase (préparation mécanisée du sol, plantation versus régénération).....	96
	Les dimensions humaines, sociales et économiques.....	96
	Le renouvellement des peuplements forestiers.....	100
Perspectives de recherche		103
	Cadrage	103
	Dans le domaine du suivi des coupes rases	103
	Dans le domaine des impacts environnementaux des coupes rases.....	104
	Domaine physico-chimique.....	104
	Domaine de la biodiversité	104
	Dans le domaine des sciences humaines, sociales et économiques	105
	Dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers.....	106
	Régénérations naturelles.....	106
	Plantations.....	106
	Bioagresseurs et ongulés.....	106
	Reconstitution après perturbations.....	106
	Installation des peuplements mélangés	107
	Questions transversales	107

Pistes d'amélioration pour la gestion forestière et la filière forêt-bois	107
Dans le domaine des impacts environnementaux des coupes rases.....	107
Domaine physico-chimique.....	107
Domaine de la biodiversité	108
Dans le domaine de sciences humaines, sociales et économiques	109
Dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers.....	109
Principales pistes pour l'action publique.....	109
Dans le domaine du suivi des coupes rases	109
Dans le domaine des impacts environnementaux des coupes rases.....	109
Dans le domaine social, réglementaire et économique.....	110
Dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers.....	110
Sigles et abréviations.....	111
Sélection bibliographique.....	113
Les participants à l'expertise	121
L'équipe-projet	121
Les pilotes thématiques	121
Les experts scientifiques.....	121
Les experts contributeurs ponctuels.....	123
Les membres du Comité d'orientation	125
Les membres du Comité des utilisateurs	125
Remerciements	125

Introduction générale

Contexte général, problématique et objectifs poursuivis

Depuis une dizaine d'années, les services de l'État, les acteurs de la filière forêt-bois et les ONG environnementales ont été fortement mobilisés dans le cadre de démarches stratégiques, du Plan national de la forêt et du bois (2017) aux Assises de la forêt et du bois (2022). Le contexte actuel est marqué par une crise environnementale globale, qui incite à mettre en œuvre sans tarder une **politique ambitieuse d'adaptation au changement climatique** tout en préservant la biodiversité forestière dans le cadre d'une gestion durable et multifonctionnelle de la forêt, qui est la pierre angulaire de la politique forestière française. Il y a là à la fois une continuité avec l'objectif que s'étaient fixé les mêmes partenaires il y a 15 ans dans le contexte du Grenelle de l'environnement (2007), à savoir « produire plus (de bois) tout en préservant mieux la biodiversité », et une rupture dans la mesure où les enjeux actuels sont plus marqués.

En parallèle, une tension sociétale croissante et un contexte médiatique inédit ont été observés autour d'éléments considérés comme autant de signes d'intensification de la gestion forestière et d'artificialisation des peuplements ; on y trouve, en bonne place, les **coupes rases, les plantations en général et les plantations pures de conifères en particulier, surtout là où elles se substituent à des peuplements feuillus**. La question des coupes rases fait à présent l'objet de polémiques nombreuses et souvent fortes, mais également d'initiatives politiques propres : le rapport d'une mission parlementaire au Premier ministre rédigé par Anne-Laure Catellot (LRM) (2020), la proposition de Loi sur l'encadrement des coupes rases de Mathilde Panot (LFI) et la convention citoyenne (2020) ont en commun d'avoir appelé à en réduire fortement l'usage. Ces demandes sont restées sans suite jusqu'ici.

Alors que progressait très fortement la thématique du **renouvellement des forêts** dans les différents documents stratégiques, il a fallu attendre les Assises de la forêt et du bois (2022) pour que la thématique des coupes rases s'impose avec une quinzaine de références explicites aux coupes rases émanant des ONG environnementales¹, de Régions et de la filière forêt-bois (Cattelot *et al.*, 2022). Elles concernent le besoin d'une instance légitime et crédible de débats sur divers sujets, dont la coupe rase, le besoin d'une cartographie des coupes rases, la conditionnalité des aides ou encore l'encadrement des coupes rases.

1. Humanité et Biodiversité, FNE, LPO, UICN, Réserves naturelles de France, WWF.

Le besoin de lancer un projet sur cette question a résulté du constat d'un sujet à présent très controversé mais **peu documenté sur un plan scientifique** dans le contexte français : on peut tout au plus citer la synthèse de Barthod *et al.* (1999) dans la Revue forestière française, une analyse de l'influence des coupes forestières sur la biodiversité par Bergès dans l'ouvrage édité par Gosselin et Laroussinie (2004) sur la « Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique » et, très récemment, le document intitulé « Les coupes à blanc - Une problématique d'actualité du massif du Morvan » édité par Beck *et al.* (2021) dans les *Cahiers scientifiques* du Parc naturel régional du Morvan, qui est, jusqu'ici, la publication scientifique la plus documentée sur le sujet.

L'idée d'un travail spécifique sur la question des coupes rases est née au sein du Réseau mixte technologique AFORCE², où le sujet a été discuté pour la première fois lors du Comité de pilotage du Réseau du 28 avril 2020. Plusieurs éléments de contexte sont apparus très prégnants, en particulier le besoin de traiter de manière approfondie la thématique de la biodiversité, ainsi que celle du renouvellement des peuplements forestiers dans le contexte du changement climatique.

Le RMT AFORCE a pris la décision de déléguer l'animation de l'expertise au GIP Ecofor. Dès fin 2020-début 2021, ce projet a rencontré l'intérêt des ministères en charge de la Transition écologique et de l'Agriculture (MTECT et MASA), de l'ADEME et de l'OFB qui ont décidé de le soutenir et d'engager une phase de co-construction avec les experts, qui a consisté à délimiter les **thématiques** couvertes et à identifier les **questions** auxquelles l'expertise devait répondre.

Il a été décidé de couvrir aussi bien la **question des coupes rases** que celle du **renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique**, qu'elle soit associée ou non aux coupes rases. Cela signifie que la **régénération par voie naturelle** est également prise en compte.

Alors que la question des coupes rases a été traitée d'une façon proche des Expertises scientifiques collectives, EsCO (INRAE, 2021), mobilisant pour l'essentiel de la connaissance scientifique, la question du renouvellement forestier a été traitée en mobilisant, au-delà de la littérature scientifique, les connaissances issues de la R&D.

Ce travail a poursuivi les **objectifs** suivants :

- faire un **état des lieux des connaissances issues de la recherche scientifique et de la R&D** sur (i) les **coupes rases** et (ii) le **renouvellement des peuplements forestiers**. Pour ce faire, l'expertise mobilise une approche pluridisciplinaire étendue ;
- intégrer les **attentes de la société** par le biais d'un comité consultatif des utilisateurs ;
- formuler des **pistes d'amélioration** à explorer pour les **gestionnaires forestiers** et, plus généralement, les acteurs de la **filière forêt-bois** ;
- éclairer les **acteurs publics** dans les domaines traités.

2. AFORCE est un réseau mixte technologique (RMT) qui a pour objectif d'accompagner les forestiers dans l'adaptation des forêts aux changements climatiques, tout en renforçant les capacités d'atténuation de celles-ci. <https://www.reseau-aforce.fr/>.

Mise en œuvre et gouvernance de l'expertise CRREF

Deux grands types d'approches ont été mis en œuvre pour la réalisation de cette expertise. L'essentiel des travaux des experts s'est basé sur une **analyse de la littérature académique** existante, allant jusqu'à la réalisation de quatre méta-analyses³. La **littérature « grise »** a été prise en compte dans l'ensemble des travaux, principalement dans la partie consacrée au renouvellement des peuplements, et l'analyse des textes réglementaires et des données économiques mises à disposition a été nécessaire pour évaluer la pratique de la coupe rase. L'autre approche a été la réalisation d'**enquêtes** – au nombre de cinq – au sein de la partie consacrée au renouvellement.

Les thèmes traités dans l'expertise ont été déclinés en une cinquantaine de questions, traitées par 73 rédacteurs et 34 contributeurs⁴ issus d'une vingtaine d'établissements publics (39 % INRAE, 17 % ONF, 10 % MASA – DRAAF et DSF, 6 % CNPF et CNPF-IDF, 4 % AgroParisTech, 4 % GIP Ecofor, 4 % Université de Rouen Normandie, 2 % IGN, 2 % Université de Pau et des pays de l'Adour, 13 % Autres⁵) et répartis en groupes thématiques animés par des experts désignés comme pilotes.

Le travail de rédaction a été suivi par les experts-pilotes appuyés par l'équipe-projet, qui devaient effectuer une première relecture conjointe de la contribution. À l'issue de cette phase de révision interne s'est enclenché un second circuit de relecture « externe », s'approchant du fonctionnement des revues à comité de lecture, afin de consolider la valeur scientifique des travaux des experts. Au total, 85 relectures externes ont été effectuées sur l'ensemble des contributions à l'expertise (une à trois relectures externes selon les textes).

Le temps passé par les experts sur l'expertise est très variable : quelques heures pour les contributeurs ; une semaine à un mois pour les rédacteurs ; jusqu'à quatre mois pour les experts-pilotes dont le temps était partagé entre la rédaction de leurs propres contributions, le suivi des travaux de leur groupe thématique et la participation aux réunions.

L'expertise CRREF a été organisée en grande partie selon les préconisations INRAE pour la conduite des expertises et études scientifiques collectives (INRAE, 2021). L'expertise CRREF reprend ainsi le principe de constitution en comités, détaillés ci-après.

3. Une méta-analyse est une méthode scientifique systématique combinant les résultats d'une série d'études indépendantes sur un problème donné, selon un protocole reproductible.
4. On entend par contributeur toute personne ayant fourni des informations relatives à la question traitée (par exemple : jeu de données, sélection bibliographique) mais n'ayant pas pris part à la rédaction de la contribution.
5. Sont regroupés dans la catégorie « Autres » les organismes suivants représentés par un expert chacun : Académie d'Agriculture de France, Alliance Forêts Bois, ASL Suberaie-Varoise, Bordeaux Sciences Agro, CNES, FCBA, IEF, Institut Agro Rennes-Angers, OFB, Université Catholique de Louvain, Université de Franche-Comté, Université du Québec en Outaouais, Université Laval.

L'équipe-projet

Le GIP Ecofor était en charge de développer et de coordonner le projet (cadrage, gestion logistique et financière). L'équipe-projet, composée d'un chef de projet (Guy Landmann) et d'une coordinatrice (Garance Marquet puis Morgane Delay), avait pour mission de constituer le collectif d'experts d'une part et le Comité des utilisateurs d'autre part (sous réserve de validation par le Comité d'orientation). Elle était le contact principal pour toute partie prenante à l'expertise et a participé à la construction des résultats de l'expertise et à leur valorisation (organisation du séminaire de restitution, édition des rapports finaux).

Le Comité d'orientation

Le Comité d'orientation était composé des représentants des **financeurs de l'expertise** (MASA via le RMT AFORCE, MTECT, ADEME, OFB) et de l'équipe-projet. Son rôle était de définir les orientations du projet et d'en superviser la mise en œuvre. Le Comité d'orientation s'est réuni huit fois au cours de l'expertise.

Le Comité des utilisateurs

Le Comité des utilisateurs était composé de **parties prenantes de la filière forêt-bois et de la société civile**. Il visait à informer les parties prenantes des orientations et des résultats de l'expertise. Il s'agissait également du lieu, pour les parties prenantes, où s'exprimer sur l'expertise (préoccupations, enjeux, intérêts, questions). Les avis des parties prenantes ont été soigneusement recueillis ; pour autant, ces derniers n'ont pas pris part aux décisions relatives aux orientations du projet, ni à la validation des résultats de l'expertise. Le Comité des utilisateurs s'est réuni trois fois.

Grandes étapes du projet et livrables

Lancée en mars 2021, les premiers mois de l'expertise ont été consacrés à la constitution du **collectif d'experts**. La deuxième grande phase du projet a été la rédaction et la révision des **contributions**. Enfin, un **séminaire de restitution**, ouvert à tous, s'est tenu le 22 novembre 2022 au MASA. Sur une journée, l'évènement s'est articulé en deux temps : une matinée de restitution des résultats sous la forme d'exposés présentés par les experts-pilotes, et un après-midi de temps d'échanges, d'abord sous forme de questions-réponses avec les experts-pilotes, puis d'une table ronde avec des représentants du Comité des utilisateurs. L'ensemble des exposés et la rediffusion du séminaire sont consultables sur le site web du GIP Ecofor⁶. Les derniers mois de l'expertise ont été consacrés à l'édition du rapport d'expertise et du présent rapport de synthèse.

6. Voir ici : <http://www.gip-ecofor.org/22-novembre-2022-seminaire-de-restitution-de-lexpertise-collective-expertise-crref-coupes-rases-et-renouvellement-des-peuplements-forestiers-en-contexte-de-changement-climatique/>.

Structuration du rapport de synthèse

Le présent document comprend sept parties :

Introduction générale

Partie 1 | Définitions

Partie 2 | Suivi des coupes rases et évaluation de leurs effets écologiques

Partie 3 | Analyse historique, sociale, réglementaire et économique

Partie 4 | Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique

Partie 5 | Questions transversales

Conclusions

Les parties 1 à 4 sont constituées de résumés des contributions « longues » regroupées dans le **rapport d'expertise dans lequel chaque question est traitée en 5 à 30 pages**.

Les **références bibliographiques** citées dans les textes sont regroupées en fin de document. La liste exhaustive des références mobilisées dans le cadre de cette étude figure dans le rapport d'expertise.

Partie 1 | Définitions

La coupe rase est définie dans le « Vocabulaire forestier » (Bastien et Gauberville, 2011) comme une « Coupe unique portant sur la totalité du peuplement forestier et précédant généralement sa régénération artificielle ». Cette définition d'apparence simple contraste avec la diversité d'acceptions actuellement recensées au sein des différentes parties prenantes. Une ligne de démarcation importante sépare les professionnels qui peuvent, quoique difficilement, s'entendre sur ce qui relève ou non d'une coupe rase, du grand public qui entend sous ce terme une gamme plus large de coupes, sur un plan paysager, écologique ou encore socio-culturel.

Face à ce constat, un effort particulier a été fait pour (1) tenter de définir la coupe rase dans ses acceptions les plus variées et (2) comparer cette modalité de régénération aux principales autres modalités de coupes de régénération en forêt.

Une première question s'intéresse aux différentes approches, historique, sociale, sylvicole, écologique, etc. mises en œuvre par les experts de l'expertise CRREF qui, toutes, nourrissent la réflexion sur la définition de la coupe rase. Une seconde question vise à replacer la coupe rase parmi les autres modalités de régénération pratiquées dans le contexte de la France métropolitaine et d'élargir cette analyse à la dimension internationale, notamment en climat tempéré et boréal, avec le souci d'éviter, autant que faire se peut, les confusions d'ordre terminologique.

1.1 Comment définir la coupe rase en forêt ?

En l'absence d'une définition précise et partagée de la coupe rase, nous avons passé en revue, principalement sur la base des travaux de l'expertise, ses différentes dimensions.

Sur un **plan historique**, c'est depuis la Première Guerre mondiale que les forestiers utilisent l'expression vernaculaire de « coupe rase », alors que le terme de « coupe à blanc-étoc » était utilisé depuis au moins l'Ordonnance de 1669 pour désigner un type de coupe où le tronc est coupé à quelques centimètres du sol, l'adjectif blanc renvoyant à la couleur de la partie hors sol de la souche. Si le terme de « blanc-étoc » désigne originellement le mode d'abattage d'un arbre, ce terme va peu à peu sous-entendre l'idée d'une coupe d'une certaine surface, qu'il s'agisse d'un taillis ou d'une futaie.

Le regard de la société sur la forêt a récemment beaucoup évolué et l'expression « coupes rases » désigne, selon le **sens commun**, l'ensemble des coupes qui « posent problème », du point de vue des fonctions paysagères, écologiques, récréatives, etc. Il s'agit généralement de modes d'exploitation où la très grande majorité des arbres adultes ont disparu en une fois ou de manière proche dans le temps. Les coupes rases de grande taille ou coalescentes du fait de coupes successives en peu de temps et spatialement proches suscitent le plus de mobilisations sociales.

Notre approche de la **définition sylvicole** repose sur une catégorisation fine des différentes coupes, fondée sur quatre critères :

1. la progressivité (vs la soudaineté) de la disparition des arbres des peuplements matures ;
2. la présence ou non d'une régénération naturelle préexistante ;
3. la permanence (ou l'interruption) d'une couverture végétale arbustive ou herbacée ;
4. la taille de la trouée créée par la coupe dans le couvert forestier haut.

Ces critères permettent de différencier la coupe rase en futaie régulière, généralement suivie de plantation, des autres types de coupes de renouvellement des peuplements forestiers (coupes progressives (dont les coupes définitives sur semis acquis), coupes de taillis, coupes en futaie irrégulière, etc.) et des coupes non planifiées (notamment les coupes sanitaires) ou sans rapport avec un processus de renouvellement (par exemple, la restauration de milieux ouverts). Cette grille de lecture débouche sur une définition sylvicole de la coupe rase proche des définitions actuellement les plus utilisées, à savoir « une coupe qui retire en une fois la quasi-totalité des arbres du peuplement et laisse le sol majoritairement nu (dépourvu de végétation herbacée ou ligneuse de plus de 50 cm de haut environ) avant régénération, artificielle le plus souvent, du peuplement ».

L'**inventaire forestier** et la **télé-détection** ne permettent pas, actuellement, de différencier aisément une coupe rase programmée d'une coupe sanitaire ou d'une coupe de taillis, ce qui constitue une limite importante.

D'un point de vue **écologique**, l'analyse des critères microclimatiques et biogéochimiques ne permet pas de proposer un seuil précis de surface de coupe rase en deçà duquel il n'y aurait pas de perturbation notable du fonctionnement, mais les niveaux évoqués semblent nettement en deçà du seuil de 0,5 ha généralement retenu en sylviculture comme la limite entre la futaie régulière par parquets et la futaie irrégulière par bouquets. Les critères d'écologie des communautés ne permettent pas non plus de définir de seuil simple pour la coupe rase.

Enfin, sur un **plan juridique**, les juristes, mais également les ONG ou le public pourraient trouver insuffisante la définition sylvicole proposée et faire valoir qu'il serait légitime de se situer plus clairement dans une logique d'« impact » au regard des problèmes identifiés dans l'expertise (voir Partie 2.2 et 2.3). L'enjeu serait alors de déterminer si ces impacts sont notables, réversibles et temporaires ou au contraire permanents, et nécessitent ou non des mesures d'évitement, de réduction d'impact ou de compensation.

Le travail réalisé confirme la complexité intrinsèque du sujet et la difficulté de satisfaire les attentes des différentes parties prenantes vis-à-vis, en particulier, d'une définition irréfutable de la coupe rase.

1.2 Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ?

Dans la mesure où le système coupe rase-plantation, qui est l'objet central de cette expertise, n'est qu'une modalité parmi d'autres **coupes de renouvellement** des peuplements forestiers, il est important de la resituer par rapport aux autres modalités pratiquées en France métropolitaine. Il importe aussi de préciser les **termes employés** pour désigner les modalités de renouvellement dans la littérature scientifique, nationale et internationale, dans le souci de faire le meilleur usage de cette dernière.

La consultation d'ouvrages spécialisés (dont notamment Larouche *et al.*, 2013 et Bastien et Gauberville, 2011) et d'experts français (E. Lacombe, AgroParisTech ; C. Méredieu, INRAE ; et deux relecteurs) et québécois (D. Pothier, Université Laval ; Ph. Nolet, ISFORT) a permis de s'accorder sur les définitions sylvicoles des principaux types de coupes de régénération et de situer leur utilisation dans les principaux types de traitements sylvicoles.

En **France métropolitaine**, nous avons identifié les principaux types de coupes de renouvellement suivants (sachant qu'il y en a d'autres, moins fréquents) :

- en régime de futaie : les coupes rases (Figure 1-1), les coupes progressives de régénération (Figure 1-2), dont les coupes définitives sur semis acquis, les coupes irrégulières (Figure 1-3) ;
- en régime de taillis : les coupes de rajeunissement de taillis simple.

Le taillis sous futaie regroupe une structure régulière (de taillis simple) et une structure irrégulière (la réserve) que les coupes de balivage permettent de perpétuer.

À l'**étranger**, d'autres types de coupes de régénération sont aussi pratiqués, comme les coupes avec réserves servant de semenciers, le système bi-étagé, la coupe avec protection des petites tiges marchandes, les coupes progressives irrégulières de régénération par trouée.

Les pratiques de rétention d'arbres pour la biodiversité, qui peuvent être appliquées à tout type de coupe, sont également définies.

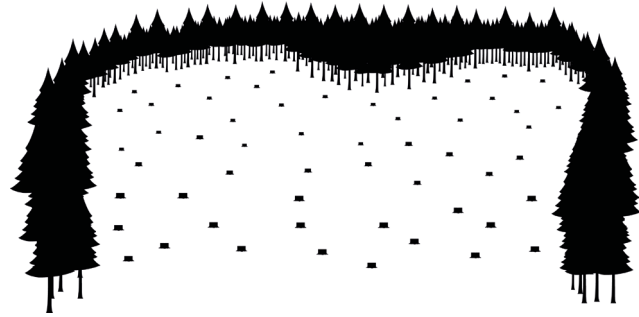


Figure 1-1 : Coupe rase. La totalité des arbres matures est enlevée en une seule fois.
Croquis RGL Studio

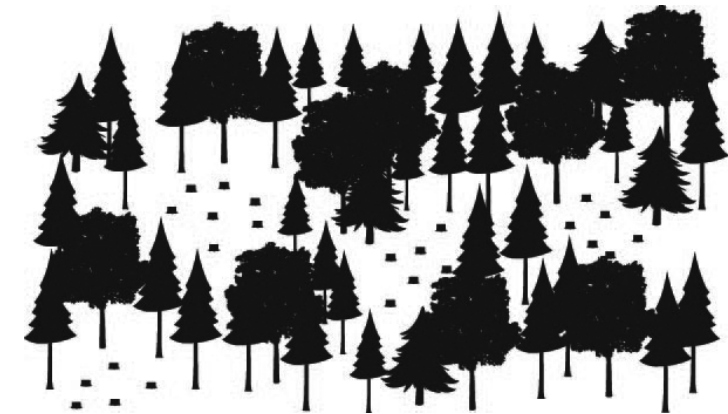


Figure 1-3 : Coupes irrégulières pied par pied (en haut) ou par trouées de quelques arbres (en bas). Croquis RGL Studio



Figure 1-2 : Cycle de coupes progressives de régénération.
De gauche à droite, puis de haut en bas : coupe d'ensemencement,
première coupe secondaire, deuxième coupe secondaire,
coupe définitive sur semis acquis. Croquis RGL Studio

Partie 2 | Suivi des coupes rases et évaluation de leurs effets écologiques

Trois domaines sont évoqués dans cette partie.

Le premier domaine concerne l'évaluation et le suivi des coupes rases, qui font l'objet de quatre approches ; (1) l'actualisation des résultats statistiques en tirant parti des jeux de données de l'IFN et de l'ONF, (2) l'évaluation de l'apport des technologies spatiales qui connaissent depuis quelques années un grand essor tant dans la conception de satellites performants que dans le traitement et l'utilisation des données acquises et (3) une réflexion sur la mise en place d'un système national de suivi opérationnel des coupes rases et fortes avec, en éléments de comparaison, (4) les initiatives d'autres pays.

Le second domaine concerne l'impact des pratiques sur l'ensemble des facteurs caractérisant le milieu physique, et si possible au-delà de la seule coupe rase, le mode de renouvellement qui lui fait suite. Six questions sont traitées, chacune analysant un aspect précis du milieu physique ; (1) le microclimat proche du sol, (2) le régime hydrique, à l'échelle de la parcelle forestière et du bassin versant, (3) l'érosion des sols, (4) la fertilité des sols et la qualité des cours d'eau adjacents, (5) le carbone dans le sol et (6) l'intégrité physique du sol.

Le troisième domaine concerne une analyse approfondie de la biodiversité en trois parties ; (1) les effets du « système coupe rase-renouvellement » sur la biodiversité, aux échelles du peuplement et du paysage, au fur et à mesure de la succession forestière (donc à court, moyen et long terme), en comparant si possible les effets des coupes rases à ceux d'autres coupes de régénération largement pratiquées en France (coupes progressives de régénération en traitement régulier, coupes de régénération pied-à-pied ou par trouées en traitement irrégulier) et avec un focus sur l'influence de la surface des coupes rases, (2) les connaissances sur les effets des coupes rases selon les modalités d'exploitation – maintien ou export des rémanents et souches, niveau de perturbations du sol dont le tassement, modalités de rétention d'arbres-habitats pour la biodiversité, (3) les effets des coupes rases selon les modalités de renouvellement après coupe – régénération naturelle ou plantation, avec ou sans travaux préparatoires du sol, plantations pures ou mélangées, avec des essences autochtones ou exotiques. Tous les groupes taxonomiques ont été étudiés, avec des focus sur la biodiversité du sol et les ongulés sauvages.

2.1 Connaissance et suivi des coupes rases

2.1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ?

Un travail spécifique sur les **années 1980** mené par l'Inventaire forestier national (IFN) avait conduit à quantifier à 104 300 ha la surface qui, annuellement, connaissait un changement fort de l'aspect visuel, dont 35 % (36 800 ha) de coupes définitives, qui terminent le cycle de coupes progressives de régénération naturelle en futaie régulière, et de coupes de taillis, 30 % (31 100 ha) de coupes rases, et 4 % (4 200 ha) de diverses autres coupes, auxquelles s'ajoutaient 17 % (17 300 ha) de coupes « fortes » (enlevant entre 50 et 90 % du couvert) et 14 % (14 900 ha) de défrichements (Barthod *et al.*, 1999). La surface unitaire moyenne des coupes rases était alors de 4,4 ha.

Depuis 2005, l'IFN note sur chacune de ses placettes d'inventaire (environ 6 000 placettes de 0,2 ha chaque année), la présence de coupes de moins de 5 ans et la part du couvert initial de l'étage dominant qu'elles représentent. Une définition objective et un protocole précis sont utilisés par les opérateurs terrain sans chercher à déterminer la gestion sylvicole associée. L'analyse de ces données montre que le niveau des coupes « rases et fortes » (disparition de 50 % de couvert de l'étage dominant au moins) se situe pour la période récente (2011-2020) à un niveau comparable (93 000 ha/an \pm 7 000 ha/an) à celui enregistré lors des années 1980. Les coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant (correspondant à des coupes rases, à une partie des coupes définitives et à diverses autres coupes dont les coupes de taillis) s'élèvent à 67 000 ha/an \pm 6 000 ha/an. Les niveaux de coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant pratiquées annuellement montrent de forts contrastes entre régions, selon que la sylviculture inclut la coupe rase comme modalité principale de régénération et concerne des essences à courte révolution (ex. pin maritime en Nouvelle-Aquitaine) ou, au contraire, que la futaie régulière est moins dominante (en raison de la place du mélange taillis futaie et de la futaie irrégulière) et concerne des essences à révolution plus longue (ex. chêne, hêtre, dans le Grand-Est). Les taux très bas peuvent en outre traduire le fait qu'aucune exploitation n'intervient parfois depuis de nombreuses années (ex. Corse).

La proportion de forêts faisant l'objet de coupes de plus de 90 % de l'étage dominant est la plus forte pour les forêts privées dotées d'un Plan simple de gestion (PSG) (Figure 2-1).

Les essences les plus coupées dans les coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant sont le pin maritime, le châtaignier, l'épicéa commun et le peuplier cultivé (Figure 2-2).

La part de ces coupes liée à des problèmes phytosanitaires n'est pas distinguée avec cette approche. Entre les années 1980 et 2010, la proportion de coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant en forêt relevant du régime forestier¹ a nettement baissé par rapport à la forêt privée.

1. Forêts appartenant à l'État (forêts domaniales), aux collectivités territoriales (communes ou plus rarement départements ou régions) ou à des établissements publics et d'utilité publique.

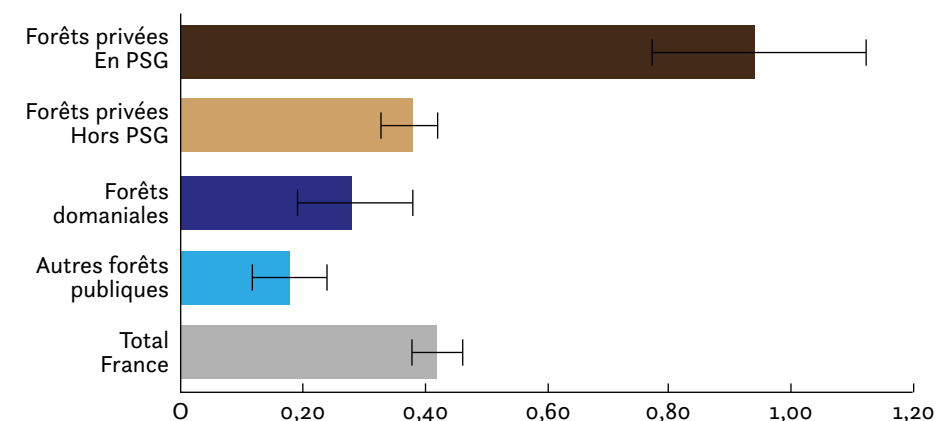


Figure 2-1 : Part de la surface annuelle des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant sur la surface totale de la forêt de production – Période 2011-2020.

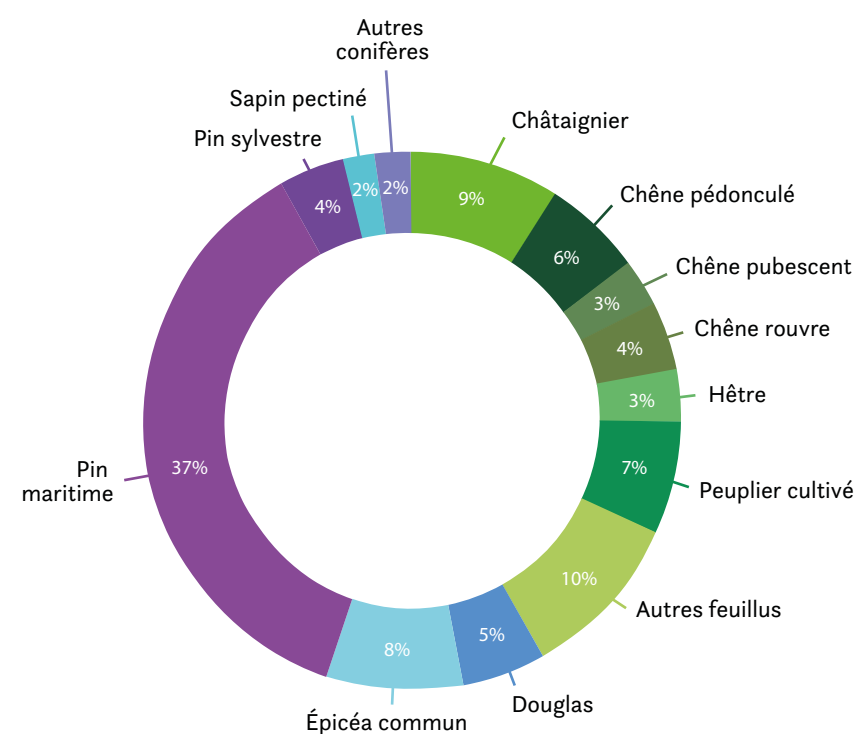


Figure 2-2 : Répartition par essence coupée de la surface des coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant.

2.1.2 Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ?

Les **opérations de désignation des tiges à exploiter** à l'ONF permettent la saisie de différentes données pour chaque coupe mise en œuvre en gestion. Ces données sont disponibles dans une **base de données** depuis 2017. En particulier, les surfaces parcourues sont connues par type de coupe, notamment pour les **coupes rases** ou les **coupes sanitaires**. L'analyse des différents types de coupes a été faite par type de propriété (domaniale, collectivités) et par type de peuplement de manière à mettre en perspective, pour la période de 2017 et 2020, la part des coupes rases dans l'ensemble des coupes réalisées et la distribution de leur taille.

Sur l'ensemble des coupes annuelles, les coupes rases (y compris les coupes sanitaires) sont pratiquées à un niveau faible en surface représentant un peu plus de 1 % de l'ensemble des surfaces parcourues. Ce type de coupe occupe 10 % des surfaces renouvelées, la majeure partie étant renouvelée par régénération naturelle. Ce niveau constaté en année normale (2017) du point de vue sanitaire a augmenté en 4 ans compte tenu des coupes rases effectuées pour des raisons sanitaires.

Les plus fortes augmentations de coupes rases durant la récente période sèche associée à des **attaques de scolytes** concernent principalement les peuplements d'épicéa. Les surfaces moyennes des coupes rases ont une tendance à la diminution sur les 4 années en question, avec une valeur plus faible en forêt des collectivités (2,9 ha) en comparaison avec la forêt domaniale (4,5 ha), ce qui est lié à un foncier (taille des parcelles) en moyenne plus important pour cette dernière. Ces différences se retrouvent aussi dans les distributions par classe de surface entre les deux types de propriétés (Figure 2-3).

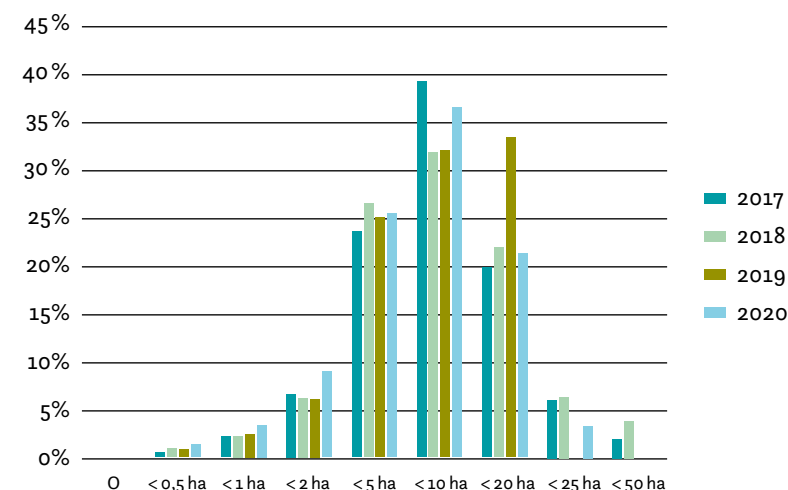
En résumé, la coupe rase, au sens du gestionnaire des forêts publiques, est un type de coupe relativement minoritaire parmi les coupes dites de régénération. Les évolutions à la hausse observées au cours des dernières années sont en lien avec les problèmes sanitaires. La taille de coupe rase n'a pas augmenté dans ce contexte sanitaire. Ces données de gestion sont difficiles à rapprocher des données de l'IGN pour des raisons méthodologiques mais on note des ordres de grandeur assez cohérents.

2.1.3 Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ?

Les systèmes spatiaux d'observation de la Terre remontent aux années 1970. Le développement récent de plateformes et capteurs de plus en plus résolus – en termes spectral, temporel et spatial – que dans l'élaboration de nouvelles méthodes d'analyse est considérable. Les informations extraites permettent de détecter des changements d'état de surface qui nécessitent encore aujourd'hui une validation par des experts pour caractériser précisément les pratiques sylvicoles ou autres phénomènes qui entrent en jeu.

Les méthodes décrites ici reposent sur l'analyse de séries temporelles d'images satellitaires, optiques et radar. INRAE met ainsi à disposition des services de l'État des **cartographies de changement brutal d'indices de végétation** (Figure 2-4) **dérivées d'images optiques acquises par la constellation Sentinel-2** (10 m de résolution

Distribution par classe de surface en forêt domaniale entre 2017 et 2020



Distribution par classe de surface en forêt des collectivités entre 2017 et 2020

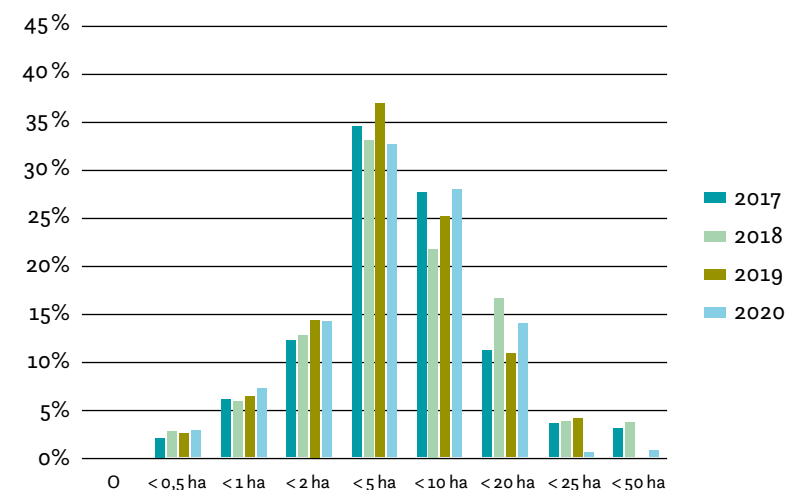


Figure 2-3 : Évolution de la taille des coupes rases en forêt domaniale (en haut) et forêt des collectivités (en bas). Distribution par classe de surface sur la période 2017-2020.

spatiale). Ces données ont pour vocation d'aider les opérateurs dans l'établissement de leurs plans de contrôle des coupes qui présentent un défaut de déclaration en fonction d'un seuil de surface fixé au niveau des départements (articles L124-5, L312-9, L312-10, R312-19 à 21 du code forestier : coupes illégales, coupes abusives, et reconstitution après coupe (L124-6)). Dans le cadre de cette expertise, elles ont fait l'objet de traitements statistiques et de croisements avec les données IGN afin d'estimer les pertes en couverts boisés sur la période 2017-2020 en fonction des catégories de propriété, des surfaces d'un seul tenant et des types de peuplement. Le CESBIO, en partenariat avec la société Globeo, développe des méthodes fondées sur l'imagerie radar issue de la constellation Sentinel-1 pour suivre plus précisément les phénomènes de déforestation dans les zones intertropicales où la présence des nuages empêche l'usage routinier de l'optique. Une étude est en cours pour transposer ces approches méthodologiques

28

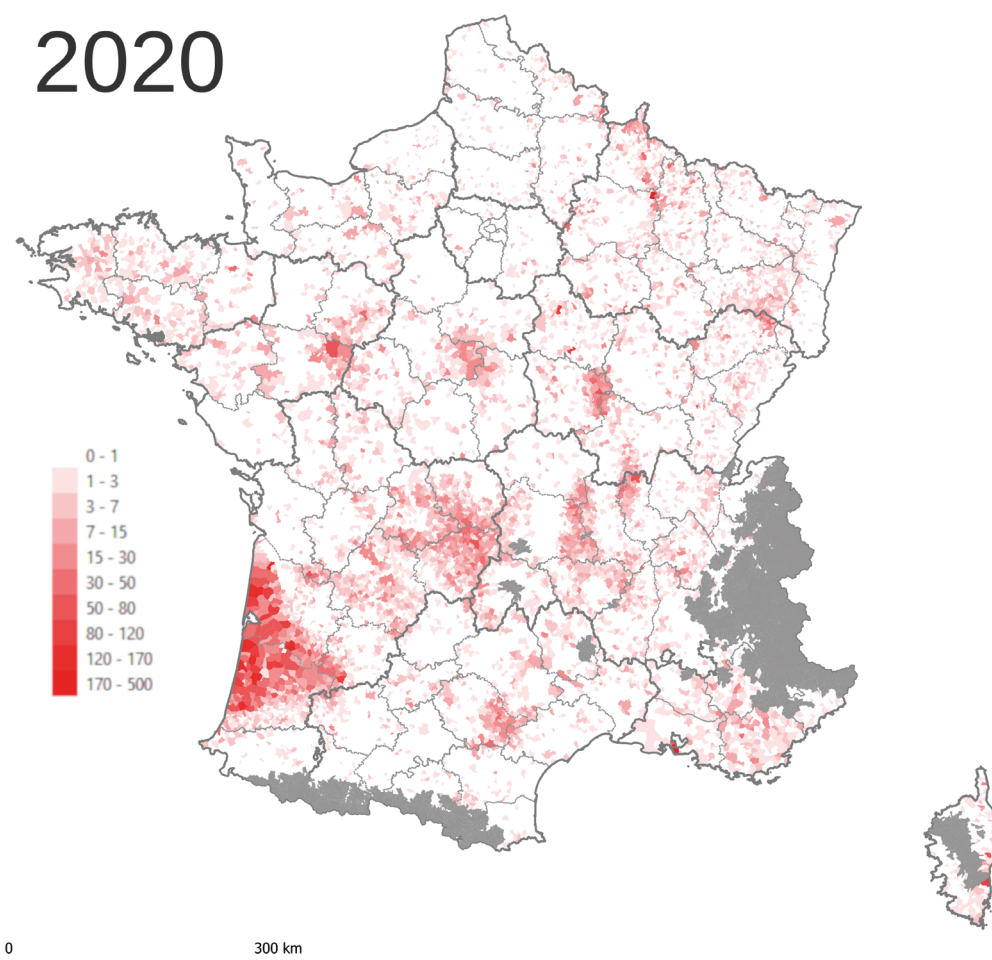


Figure 2-4 : Pertes de couvert arboré en 2020, exprimées en hectare par commune (méthode INRAE). (Les communes situées pour toute ou partie au-dessus de 1600 m d'altitude sont grisées car la détection présente des incertitudes plus fortes).

dans un contexte tempéré. Enfin, la DRAAF de Nouvelle-Aquitaine présente un protocole établi depuis 2012, alliant télédétection et couplage avec ses propres données (propriétés forestières, plans simples de gestion, déclarations de coupes ou de défriement, etc.) pour améliorer la qualité des cartographies de coupes rases à l'échelle de la région.

Le suivi par satellite des pertes en couvert arboré avec un seul capteur (Sentinel-1 ou Sentinel-2) ne différencie que très rarement les types de prélèvement ; les statistiques dérivées incluent en général les coupes en forêt, quelle qu'en soit la finalité, mais aussi les dégâts dus aux tempêtes, aux incendies et tout autre problème phytosanitaire. Ainsi, les taux de pertes de couvert arboré, calculés sur des bases de données dérivées de l'imagerie satellitaire (UMD-GLAD au **niveau international**, INRAE au **niveau national**), doivent être interprétés avec prudence et circonspection. Au niveau national, les statistiques extraites depuis 2017 des bases de données UMD-GLAD et INRAE sont très similaires. Elles font état d'une relative constance dans l'estimation des pertes de couvert arboré, oscillant entre 70 000 et 80 000 ha selon les années. À l'échelle des régions et en deçà, la concordance est toutefois moins bonne. Les départements qui se démarquent nettement, tant en superficie qu'en nombre de parcelles se situent en région **Nouvelle-Aquitaine** avec les Landes, la Gironde et la Corrèze. Au niveau local, la DRAAF Nouvelle-Aquitaine a fait le choix d'adapter les méthodes de télédétection et de procéder à un contrôle exhaustif par photo-interprétation, de manière à produire des cartographies utiles dans un contexte opérationnel. Celles-ci permettent en particulier d'optimiser les contrôles, mais également d'estimer les besoins annuels en graines de pin pour la reconstitution des surfaces exploitées.

29

2.1.4 Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ?

Il existe en France plusieurs dispositifs qui permettent un suivi des coupes rases ou fortes. Ces dispositifs s'appuient sur des méthodes différentes et poursuivent des objectifs variés (inventaire, suivi opérationnel, premier diagnostic pour les services de l'État). En conséquence, leurs forces et leurs faiblesses sont également diverses. Certains dispositifs opérationnels s'appuient sur des observations réalisées sur le terrain (inventaire forestier national, suivi des coupes en forêt publique de l'ONF) alors que d'autres s'appuient sur la télédétection et le traitement d'images satellitaires comme la cartographie de la chute brutale du couvert forestier INRAE et la carte des pertes et gains de couvert forestier de Hansen (Hansen *et al.*, 2013).

Il est possible de développer une **méthode de suivi opérationnel** s'appuyant simultanément sur les dispositifs déjà éprouvés car leurs forces et leurs faiblesses s'avèrent très complémentaires. Ce suivi devra mobiliser simultanément (i) les observations de terrain du fait de leur précision en termes de typologie de coupe avec, en premier lieu, les données de l'inventaire forestier IGN, et (ii) des cartographies obtenues à l'aide de la télédétection comme la méthode INRAE qui apporte une information spatiale et temporelle riche, tout en recherchant constamment à améliorer ces dispositifs sur la base des travaux de recherche en cours.

Enfin, un système plus large de **diffusion des résultats** est à mettre en place, les résultats actuels des dispositifs nationaux étant difficilement accessibles à un large public, à l'inverse par exemple de la carte de Hansen qui est accessible sur la plateforme Global Forest Watch. Cette mise en place s'accompagnera nécessairement d'une réflexion sur les modalités d'accès à l'information par des utilisateurs non experts, d'un accompagnement de cette information et de son intégration dans un dispositif de « porter à connaissance » national, fiable et maîtrisé. L'articulation avec l'Observatoire de la forêt IGN en cours d'élaboration et le pôle thématique surfaces continentales Theia devra être définie.

2.1.5 Quelle est la situation actuelle des systèmes d'alerte globaux par télédétection satellitaire ?

Les **systèmes d'Alerte Forestière** (AF) utilisant la télédétection satellitaire proposent des cartographies pour mesurer la déforestation. En ce sens, la problématique des coupes rases n'est pas réellement traitée, mais les coupes rases sont détectées ensemble avec les autres types de perturbations qui causent la déforestation.

Plusieurs organisations gouvernementales et organismes de recherche ont développé des systèmes opérationnels, principalement sur la base des données de **télédétection optique**. Avec une résolution spatiale grossière (images à 250 m de résolution spatiale), les systèmes Forest Monitoring for Action, Terra-I et Forest and Carbon Monitoring System ont été développés dans les années 2012-2014 pour le suivi de la déforestation de l'échelle nationale (IDEAM sur la Colombie) à l'échelle pantropicale. Ils fournissent respectivement des produits à fréquence bihebdomadaire, mensuelle et trimestrielle. Le near real-time deforestation detection (DETER-B) est un système opérationnel brésilien, mis au point par l'agence spatiale brésilienne (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE), qui mène une surveillance des forêts à une résolution spatiale de 60 m et une fréquence de 5 jours. Le ministère de l'Environnement au Pérou (MINAM) et l'université du Maryland (UMD) génèrent des systèmes AF hebdomadaires avec des images à moyenne résolution (30 m) acquises par les satellites Landsat. Il s'agit du système d'alerte précoce (Early Warning System) du Programa Nacional de Conservación de Bosques (PNCB) et du Global Land Analysis and Discovery (GLAD) dénommé Forest Alert. Les alertes récentes du système GLAD-Forest Alert à niveau global sont disponibles sur la plateforme web Global Forest Watch. Depuis peu, il y a des systèmes opérationnels de détection de la déforestation sur la base des données de **télédétection radar** pour les forêts tropicales utilisant les images des satellites Sentinel-1 à 10 m de résolution spatiale (système RADD développé par l'Université de Wageningen, disponible sur Global Forest Watch et système TropiSCO développé par le Cesium-CNES-Globeo, disponible sur www.tropisco.org). Le principal avantage de ces méthodes est la capacité à détecter les coupes dans des conditions nuageuses (important quand la détection est utilisée à des fins d'alerte comme au Brésil).

Au **niveau européen**, il n'y a pas un système de suivi opérationnel de l'ensemble des forêts en UE, mais dans la nouvelle stratégie forestière de l'UE pour 2030, il est indiqué que la Commission présentera une proposition législative relative à un cadre sur l'observation des forêts en utilisant entre autres des technologies de télédétection.

2.2 Effets sur le milieu physique

2.2.1 Quelle est l'incidence des coupes rases (ou d'autres types de coupes) sur le microclimat ?

Les coupes forestières, en créant des ouvertures dans la canopée, augmentent les échanges radiatifs et thermiques au voisinage du sol en comparaison à un peuplement non exploité, et modifient ainsi fortement le **microclimat forestier** ; cet impact est connu depuis de nombreuses années car il joue sur le développement des semis et des jeunes arbres, selon leur tolérance à l'ombrage, aux températures gélives, à la canicule, à la sécheresse ou aux vents forts. Dans le contexte de plus en plus prégnant de changement climatique, l'étude de l'impact de la gestion forestière sur le microclimat bénéficie d'un nouvel intérêt parce qu'une atténuation des extrêmes climatiques dans le sous-bois n'impacte pas que la dynamique de régénération, mais un ensemble de services écosystémiques rendus par les forêts, comme le maintien de la biodiversité ou le stockage de carbone dans les sols.

D'une manière générale, la coupe rase augmente le rayonnement solaire au sol pendant la journée, mais aussi les pertes radiatives pendant la nuit, ce qui accroît les amplitudes quotidiennes et saisonnières des températures de l'air proche du sol, et du sol en surface (Aussenac 2000 ; Figure 2-5.A). La coupe rase augmente également la vitesse du vent en surface. Elle augmente l'humidité du sol, sauf à sa surface qui a tendance à sécher plus rapidement, effet qui s'atténue avec la reprise de la végétation spontanée mais peut perdurer plusieurs années.

Pour les **coupes de petites tailles** (trouées, typiquement < 0,25 ha), l'effet sur le microclimat est marqué surtout sur les valeurs extrêmes de température ou d'humidité et n'augmente pas toujours avec la taille des trouées ; ainsi, l'humidité du sol à la fin de l'été est plus élevée dans des petites trouées naturelles, que dans des trouées plus grandes ou des zones non coupées.

Les variations microclimatiques varient aussi au sein et en **bordure de la coupe rase**, jusqu'à 100 m pour certaines variables microclimatiques (température ou humidité de l'air, Figure 2-5.A), et sont généralement plus fortes sur les lisières sud ou en bordure de forêts peu denses.

Le microclimat sur les **berges d'une rivière** proche d'une coupe rase est modifié pendant plusieurs années, même si la lisière nouvellement créée se situe à plusieurs dizaines de mètres du cours d'eau.

Même pour des essences réputées de lumière, certaines études ont mis en évidence l'existence d'un **optimum de taille de coupes** pour la survie et la croissance des juvéniles, qui optimise leurs besoins en lumière, mais aussi en eau et nutriments. La valeur de cette taille optimale varie selon l'essence, la compétition herbacée, la pression herbivore et l'âge, mais reste généralement faible (< 0,25 ha).

Lorsque la taille d'une trouée est supérieure à deux à trois fois la hauteur de l'arbre, les **risques de chablis** lors des tempêtes augmentent considérablement, d'un facteur 3 environ.

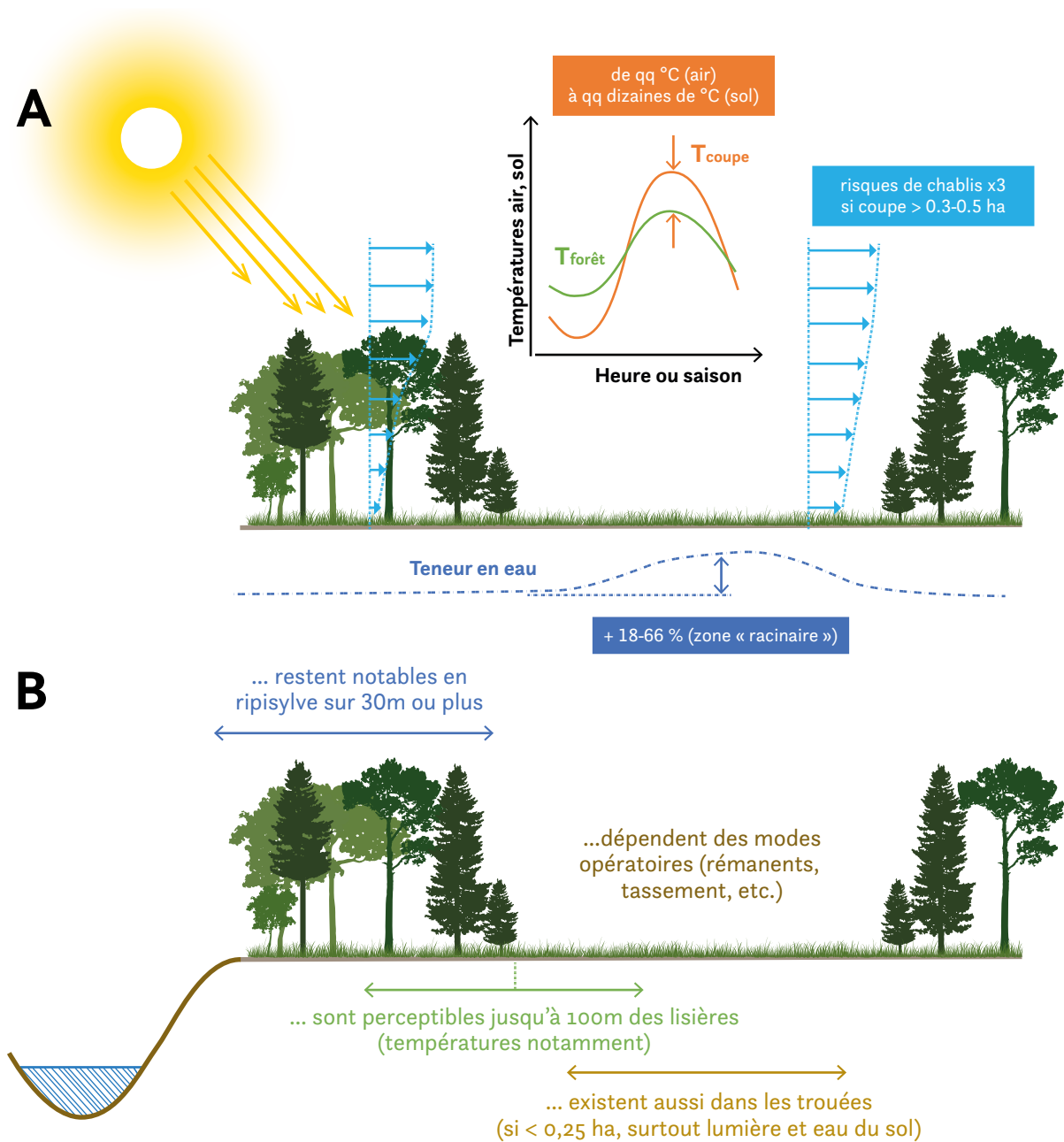


Figure 2-5 : Impact de la coupe rase sur le microclimat proche du sol (A) dans la coupe et (B) au-delà de la coupe, ou selon les modes opératoires ou la taille de la coupe.

Enfin, les **coupes rases de très grandes tailles** (> 10 000 ha) (des coupes sanitaires après des tempêtes extrêmes dans le contexte français) peuvent modifier également le climat régional du fait d'une modification brutale d'indice foliaire, d'albédo et de rugosité, dont la combinaison peut induire une augmentation ou une baisse d'enneigement et de précipitations selon la disponibilité en eau.

2.2.2 Quelle est l'incidence des coupes rases sur les composants du bilan hydrique de l'écosystème forestier ?

Les interactions entre forêts et cycle de l'eau continentale sont reconnues depuis longtemps. Les coupes rases, en supprimant la strate arborescente, ont une incidence sur plusieurs composantes du **cycle hydrologique** à l'échelle de la parcelle, mais aussi à l'échelle du paysage.

Une synthèse récente des résultats provenant de 155 bassins versants a quantifié l'augmentation du **ruissellement** et de l'**érosion** (transport de sédiments) à la suite de coupes rases à respectivement 47 % et 700 %. Ces effets des coupes rases sont dus principalement à la diminution de l'**évapotranspiration** et à la modification des **propriétés hydrodynamiques du sol**. En effet, la coupe rase diminue l'évapotranspiration en supprimant brutalement la transpiration des arbres mais aussi en diminuant l'évaporation des eaux de pluies interceptées par les houppiers, cette diminution étant plus importante pour les conifères (65 %) que pour les feuillus (autour de 37 %). Dans les 3 à 5 ans après la coupe, la réduction de la transpiration est en moyenne de 12 % en forêts boréales et de 23 % en forêts tempérées, et la baisse d'évapotranspiration varie de 14 % en milieu boréal à presque 50 % en milieu tempéré.

Les propriétés hydrodynamiques des sols forestiers sont fortement affectées par les **travaux forestiers** qui accompagnent les coupes rases. La macroporosité du sol peut être diminuée de quelques pourcents sur sol sec à plus de 50 % sur sol humide. La conductivité hydraulique est réduite jusqu'à 77 % sur sol humide ou seulement de 3 à 6 % sur sol sec, avec de fortes variations selon la texture du sol. La nature et le poids des engins et de leur train de roulement, pneumatiques ou chenilles, ainsi que l'état du sol au moment des opérations, sec, humide ou saturé, sont les facteurs majeurs expliquant la variabilité de ces effets.

La réduction de l'évapotranspiration entraîne par ailleurs une augmentation de la teneur en eau du sol (10 à 66 % en moyenne sur une épaisseur de sol allant de 25 à 50 cm) et une **remontée du niveau de la nappe phréatique** pouvant atteindre plusieurs dizaines de centimètres. Cette élévation du niveau de la nappe d'eau s'observe principalement quand elle est à la profondeur médiane de sa zone de battement. Dans les régions montagneuses et boréales, les crues éclairs sont aussi plus fréquentes sous coupe rase en raison du ruissellement accru due à la perméabilité du sol amoindrie et de la réduction de l'évapotranspiration.

Les effets hydrologiques des coupes rases ont aussi une forte incidence sur les bilans d'eau et d'énergie à l'**échelle régionale**. En effet, la diminution des échanges d'énergie par évaporation s'accompagne aussi généralement d'une augmentation des échanges radiatifs, ces modifications ont des répercussions sur l'humidité de l'atmosphère et les flux de chaleur entre les surfaces continentales et l'atmosphère.

2.2.3 Les coupes rases entraînent-elles un risque accru d'érosion des sols ?

Les couverts végétaux, et en particulier les forêts, avec leur système racinaire profond et leur feuillage réduisant le vent et le ruissellement, jouent un rôle fondamental pour la stabilité des pentes et la diminution de l'érosion des sols. Les coupes rases perturbent ce **rôle protecteur des couches superficielles du sol**, dans des proportions qui dépendront de nombreux facteurs (pente, pluviométrie, etc.).

Une coupe rase augmente les risques d'érosion des sols, principalement pour deux raisons : (i) la **disparition soudaine du couvert forestier** réduit l'interception des pluies par la végétation et (ii) le **tassement des sols** lié au passage des engins lors de la récolte du bois limite l'infiltration de l'eau. Cette réduction de l'interception et de l'infiltration des eaux de pluie engendre potentiellement plus de ruissellement, et donc plus d'érosion.

Dans ces situations, les taux d'érosion après une coupe rase sont souvent très au-delà des valeurs garantissant une durabilité des sols et se poursuivent sur plusieurs années. À défaut de piégeage des sédiments produits (présence d'une zone non exploitée à l'aval), les sédiments atteignent le réseau hydrographique et perturbent ce milieu. Comme on peut s'y attendre, l'érosion augmente avec la surface coupée, avec des conséquences souvent irréversibles.

2.2.4 Quelle est l'incidence des coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ?

En forêt, la fertilité chimique des sols repose sur le réservoir d'éléments nutritifs des sols mais également sur la circulation et le recyclage d'éléments propres aux cycles biogéochimiques. La coupe rase, en occasionnant notamment une **exportation de biomasse**, une **rupture abrupte du cycle biologique** et des **modifications du pédoclimat**, constitue *a priori* une perturbation notable de la **fertilité chimique des sols** et de la **qualité chimique des eaux de surface**. L'évolution temporelle de ces indicateurs à la suite d'une coupe doit aussi être étudiée afin d'évaluer la durée des effets observés.

La fertilité chimique des sols est impactée en premier lieu par la récolte de biomasse associée à la coupe rase, qui représente une perte nette pour la réserve de carbone et d'éléments nutritifs du sol : le maintien sur place des racines, menus-bois et surtout du feuillage (tout ce qu'on désigne sous le terme de rémanents) limite les exportations d'éléments, préservant ainsi la fertilité chimique.

La coupe rase conduit généralement à des augmentations des concentrations en ammonium, en nitrate et en cations majeurs (Ca, Mg, K, Al) dans les **solutions de sol** dans les années qui suivent la coupe. Les molécules de nitrate étant chargées négativement (NO_3^-), elles s'accompagnent nécessairement (pour l'équilibre des charges) par des ions chargés positivement : généralement des cations majeurs alcalins et alcalino-terreux (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) et/ou d'aluminium (Al^{3+}) dans les systèmes acides et pauvres en cations alcalins et alcalino-terreux. Ces augmentations concomitantes traduisent un mécanisme d'acidification du sol qui peut entraîner une désaturation plus ou moins rapide du complexe d'échange, en fonction notamment du pouvoir tampon du sol : la majorité des travaux consultés montrent une diminution des concentrations

et/ou stocks de cations nutritifs échangeables (Ca, Mg, K) dans les sols, ainsi qu'une baisse des stocks d'azote total dans les années suivant la coupe rase, témoignant d'une perte de fertilité chimique.

Les **cours d'eau** à l'aval des zones exploitées présentent en général une augmentation des concentrations en nitrate et en cations majeurs (Ca, Mg, K, Al). Le calcium, le magnésium et le potassium exportés des sols par drainage améliorent la qualité chimique du cours d'eau, ce qui n'est pas le cas de l'aluminium (Al^{3+}), toxique pour les organismes vivants ; dans ces situations, la qualité chimique de l'eau est alors fortement dégradée.

La **durée des effets** observés sur les solutions du sol et les cours d'eau est généralement inférieure ou égale à 5 ans, avec un effet maximal dans les deux à trois premières années après la coupe, puis un retour progressif aux conditions avant coupe. Pour les stocks ou concentrations en cations nutritifs échangeables, phosphore biodisponible et azote total du sol, leur diminution est le plus souvent enregistrée dans les années suivant la coupe rase. La littérature signale aussi des réponses plus tardives et/ou une durée des effets plus longue, approchant et même dépassant parfois la décennie.

2.2.5 Le système coupe rase-renouvellement du peuplement occasionne-t-il des pertes majeures de carbone dans le sol ?

Les écosystèmes forestiers atténuent le changement climatique en raison de leur capacité à séquestrer le **carbone (C)** atmosphérique dans la biomasse ligneuse, mais aussi et surtout sous la forme de **carbone organique dans le sol** (Jonard *et al.*, 2017). Les sols forestiers accumulent actuellement en moyenne 0,35 tC/ha/an, pour un stockage total allant jusqu'à 100 tC/ha dans les forêts métropolitaines (Pellerin *et al.*, 2019). Au total, le stock de carbone organique du sol et celui de la biomasse des forêts métropolitaines sont estimés à 2 826 MtC, soit l'équivalent des émissions de gaz à effet de serre de la France depuis 20 ans. Le stock de C des sols forestiers représente 51 % de ce total (ADEME, 2021) et est moins exposé aux aléas (incendies, sécheresses, tempêtes, ravageurs, maladies, etc.) que celui stocké dans la biomasse. La phase de renouvellement des peuplements et plus particulièrement les coupes rases perturbent les stocks de C et plus généralement le fonctionnement des sols forestiers (Mayer *et al.*, 2020) ; le cycle biogéochimique du C est fortement couplé aux cycles de nutriments comme l'azote et le phosphore, ce qui confère au C du sol un rôle pivot dans la nutrition des arbres et donc dans le maintien de la productivité des forêts.

Concernant les coupes n'impliquant que des **récoltes de bois fort**², la coupe rase en tant que telle (c'est-à-dire la récolte de tous les arbres, sans tenir compte de possibles opérations connexes comme le travail du sol) n'affecte pas sensiblement les propriétés du sol comme le pH ou la densité apparente (en dehors des voies de circulation). Ces coupes entraînent néanmoins des effets notables pouvant durer une ou plusieurs décennies sur les quantités de carbone du sol, avec une augmentation des stocks de C dans les débris ligneux (+ 7 %), accompagnée d'une forte baisse dans les litières (28 %) et la couche superficielle de sol (10 %, Figure 2-6.A).

2. Qui ne tient compte que des bois de diamètre minimal supérieur à 7 cm.

Si les changements dans les couches plus profondes varient fortement en fonction du contexte mais sont en moyenne non significatifs, les pertes observées dans le haut du profil de sol correspondent à environ 5-7 % du stock total du sol en carbone organique, avec de fortes disparités d'un site à un autre.

On observe que les pertes en carbone augmentent avec l'ampleur des opérations de gestion (Achat *et al.*, 2015a). Ainsi, les pertes de carbone du sol sont les plus importantes après les opérations de **récolte d'arbres entiers** et de **souches** (Augusto *et al.*, 2022). Sur les sites pauvres en nutriments, cela pourrait avoir des conséquences graves pour la fertilité (voir 2.2.4), la productivité et le piégeage du carbone à long terme (Achat *et al.*, 2015 b). De la même manière, les pertes de carbone dues aux coupes sont environ deux fois plus importantes lorsque la couche supérieure du sol fait d'un **travail de préparation** : en moyenne - 21 % avec préparation contre - 9 % sans.

Enfin, l'ampleur des changements des stocks de C du sol varie sensiblement avec le contexte pédoclimatique ; il est d'autant plus marqué que le **climat** est chaud et le sol a une **texture** fine (Figure 2-6.B).

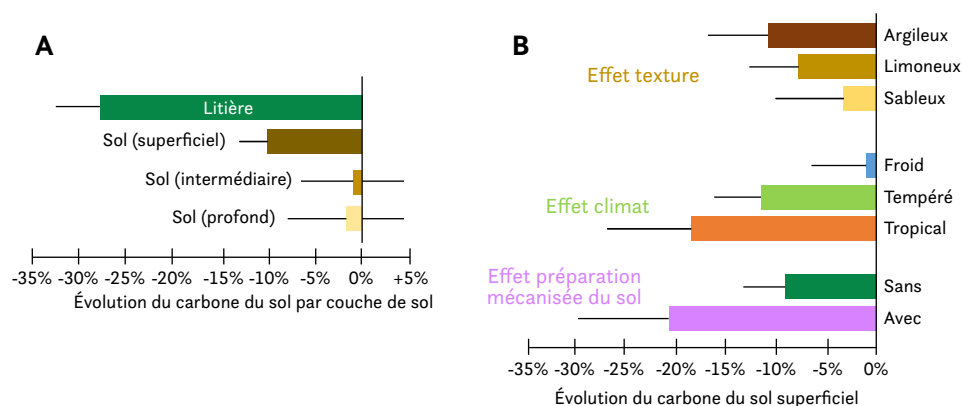


Figure 2-6 : Effets moyens observés de la coupe rase sur la perte de carbone du sol (A) par horizon et (B) selon le contexte pédoclimatique et la préparation du sol

2.2.6 Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ?

L'**exploitation forestière** est en général réalisée via des moyens terrestres, ce qui représente un **risque de tassement des sols lié à la circulation des engins**. Ce tassement modifie l'intégrité physique des sols en altérant sa structure : mélange des horizons organiques et minéraux, augmentation de la densité apparente³, diminution de la porosité. Or, les espaces vides entre les particules solides sont nécessaires à la pénétration des racines et des organismes vivants et à la circulation de l'eau et de l'air.

3. La densité apparente est la masse de sol présente dans un volume donné, généralement exprimée en g/cm³.

Les coupes rases dégradent la structure des sols en lien avec la circulation des engins. Les importants **volumes exploités et transportés**, ainsi que l'absence de **marquage des voies de circulation**, augmentent le risque de tassement des sols lors d'une coupe rase par rapport aux autres types de coupe.

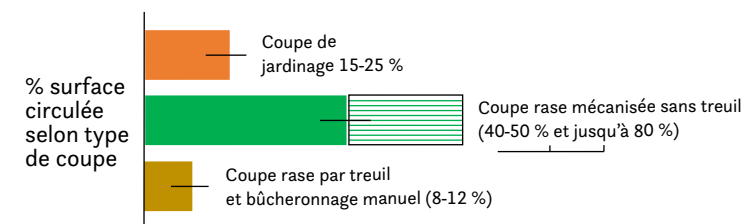


Figure 2-7 : Surface circulée selon le type de coupe.

Quasiment toutes les publications étudiées montrent que les effets sur l'intégrité physique des sols sont très élevés pour les différents types d'exploitation terrestres et très faibles pour les exploitations sans circulation sur le parterre de coupe (Picchio *et al.*, 2018), c'est-à-dire par **câble mât** ou **débusqueur à câble** (Figure 2-7). Cette dégradation de la structure du sol après coupe rase s'observe dès les premiers passages des engins et représente un frein à l'enracinement des plants ainsi qu'une diminution des transferts d'eau et d'air dans le sol (Mariotti *et al.*, 2020). La diminution de l'aération des sols causée par la circulation des engins freine l'activité des racines et d'une grande partie des organismes vivant dans le sol (tous les acteurs aérobies). Elle peut mener au dépérissement de peuplements sensibles à l'absence d'oxygène et à des échecs de plantation.

Enfin, la diminution du transfert d'eau dans les sols en lien avec la circulation des engins augmente le **risque d'engorgement temporaire** dès la surface (en plaine) ou de **ruissellement** et d'**érosion** (zone de pente) et augmente le risque de **sécheresse du sol** si l'eau n'atteint plus les horizons profonds.

2.3 Effets sur la biodiversité

2.3.1 Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ?

La coupe rase est une coupe de régénération parmi d'autres. Ces coupes diffèrent par la taille des trouées qu'elles créent dans le couvert forestier et le maintien ou non de la végétation et d'arbres sur le parterre de coupe. Par une synthèse bibliographique approfondie – méta-analyse doublée d'une synthèse qualitative, sur la base des travaux de Duguid et Ashton (2013), Chaudhary *et al.* (2016), Nolet *et al.* (2018), Basile *et al.* (2019), Savilaakso *et al.* (2021), Forsman *et al.* (2010) et Nascimbene *et al.* (2013), nous avons comparé les **effets des principaux types de coupes de régénération en futaie** (coupes rases et coupes progressives en traitement régulier, coupes pied-à-pied ou par

trouée en traitement irrégulier) sur la biodiversité à l'échelle du peuplement, à **court** (< 20 ans), **moyen** (20-50 ans) et **long terme** (> 50 ans), par rapport à un témoin non coupé ou en évolution naturelle.

Dans les **peuplements réguliers** issus de coupes rases ou progressives, on observe à court terme un enrichissement en espèces, tous taxons confondus, puis à moyen terme une diminution progressive qui aboutit à long terme à des peuplements plus pauvres en espèces que les témoins. Ces effets varient selon les taxons et les groupes écologiques d'espèces; l'enrichissement à court terme concerne principalement les espèces de milieux ouverts, tandis qu'à moyen et long terme, l'appauvrissement est particulièrement fort pour les espèces forestières spécialistes de peuplements adultes (Figure 2-8). Ainsi, même après 50 ans, un peuplement adulte issu de coupe rase ou progressive est plus pauvre en espèces forestières spécialistes qu'un témoin non coupé.

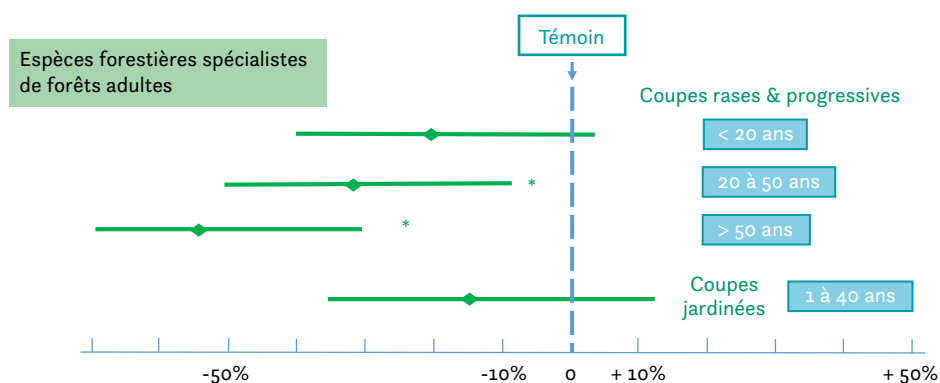


Figure 2-8 : Résultat de méta-analyse sur l'effet de coupes rases ou progressives à court (< 20 ans), moyen (20-50 ans) ou long Terme (> 50 ans) et de coupes jardinées pied-à-pied ou par trouées (1 à 40 ans après coupe) sur la richesse en espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, tous taxons confondus, par rapport à un témoin non coupé ou en libre évolution.

* Effets significatifs ($p < 0,05$). Les losanges indiquent la valeur moyenne des estimateurs et les traits l'intervalle de confiance à 95 %.

Par rapport aux coupes rases, les coupes progressives tendent à avoir plus d'espèces, mais c'est une tendance non significative, qui ne suffit pas à éviter les effets négatifs à long terme.

En **traitement irrégulier**, les coupes n'affectent pas significativement la richesse spécifique locale, que ce soit à court, moyen ou long terme, tous taxons confondus ou pour les espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, même si on note une tendance (non significative) à plus d'espèces à court terme et moins d'espèces forestières spécialistes à long terme.

2.3.2 Quels sont les effets des coupes rases sur la biodiversité des sols, en comparaison avec des coupes partielles ?

Ce focus concerne la biodiversité du sol, c'est-à-dire les communautés microbiennes (virus, bactéries, champignons) et fauniques (micro, méso- et macrofaune) qui vivent dans les sols ou à leur surface. Il repose sur une revue bibliographique qualitative, qui a recensé majoritairement des études en forêts résineuses d'Amérique du Nord ou de Fennoscandie et quelques études en forêt tempérée.

Communautés microbiennes (Marshall *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2021; Bowd *et al.*, 2022) : à court terme, jusqu'à fermeture du peuplement, les coupes rases entraînent une diminution globale de biomasse microbienne, avec hausse consécutive de minéralisation d'azote. Les **communautés fongiques** sont les plus affectées; elles diminuent en richesse, en abondance, leur composition est modifiée avec une forte diminution des ectomycozozes (ECM) indispensables à la nutrition des arbres, tandis qu'augmentent les mycorhizes arbusculaires (liées aux herbacées) et les saprotrophes (champignons « fossoyeurs»). La diminution d'ECM s'observe aussi après coupes progressives. La composition des **communautés bactériennes** est modifiée et s'homogénéise spatialement. Après fermeture du peuplement, 30 à 60 ans après coupe, les communautés retrouvent leur composition d'avant coupe, à l'exception de quelques espèces parmi les moins fréquentes.

La proximité de lisières forestières et de recrues ligneux favorise la colonisation racinaire par les ECM. La rétention d'arbres-habitats (voir 2.3.7 Modalités de rétention) a, selon les contextes, soit des effets positifs (croissants avec le taux de rétention, et plutôt en cas de rétention par îlots), soit pas d'effet.

Communautés fauniques : en Europe du Nord, des effets négatifs sur la faune du sol sont observés à partir du moment où une coupe prélève plus de 33 % en volume et les pratiques de rétention atténuent l'effet négatif des coupes rases (Gustafsson *et al.*, 2010). Pour la macrofaune, la coupe rase entraîne à court et moyen terme (10-12 ans) une diminution globale d'abondance des prédateurs (notamment parmi les arthropodes et arachnides) et, dans une moindre mesure, des arthropodes herbivores et fongivores; elle n'a pas d'effet sur l'abondance des détritivores. Elle n'a pas d'effet négatif sur la richesse en espèces, mais la composition des communautés est fortement modifiée : plus d'espèces de milieux ouverts, moins d'espèces forestières. À long terme, ces effets s'estompent. Pour l'abondance et la richesse de la mésofaune (collemboles, oribates et enchytréides), tout dépend du type de forêt : en forêt boréale résineuse, pas d'effet ou effet favorable de la coupe rase; en forêt feuillue (tempérée ou boréale), pas d'effet ou au contraire effets négatifs des coupes (rases ou partielles).

2.3.3 Quel est l'impact des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle du paysage ?

Les coupes rases modifient la composition et la structure de la **mosaïque paysagère**, c'est-à-dire la variété des habitats présents et leur agencement spatial. Les coupes rases peuvent avoir des effets sur la biodiversité au-delà des limites de la coupe, aussi bien sur la forêt adjacente (au travers de l'effet lisière) qu'à une échelle plus large (au travers de la fragmentation des peuplements fermés et en raison des échanges biotiques entre habitats qui composent la mosaïque paysagère).

Les effets des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle du paysage ont été appréhendés sur la base d'une synthèse bibliographique ou d'une méta-analyse, traitant des questions suivantes :

- Quel est l'effet lisière sur la biodiversité entre une coupe rase et les peuplements adjacents ?
- Quel est l'effet de la taille (point traité par méta-analyse), de la quantité et de l'agencement spatial des coupes rases dans le paysage à une échelle plus large ?
- Les coupes rases peuvent-elles être un habitat de substitution pour les espèces de milieu ouvert ?

L'**effet lisière** est bien documenté (Baker *et al.*, 2013; Franklin *et al.*, 2021). De façon générale, il amplifie l'effet local de la coupe rase, avec un recul des espèces forestières et une pénétration des espèces non forestières vers l'intérieur forestier (Figure 2-9). Alternativement, un pic d'abondance ou de richesse au niveau de la lisière peut être observé pour certaines espèces ou certains groupes taxonomiques (oiseaux, mammifères, ongulés, Figure 2-9). L'effet lisière agit dans les deux sens (de la coupe rase vers le peuplement adjacent et inversement) et varie avec l'âge depuis la coupe rase (Baker *et al.*, 2013). Ainsi, les espèces forestières recolonisent la coupe rase quelques années à dizaines d'années après la coupe. La portée d'effet lisière de la coupe rase peut aller de quelques mètres jusqu'à 200 m et pourrait varier selon la taille de la coupe et le type de peuplement adjacent.

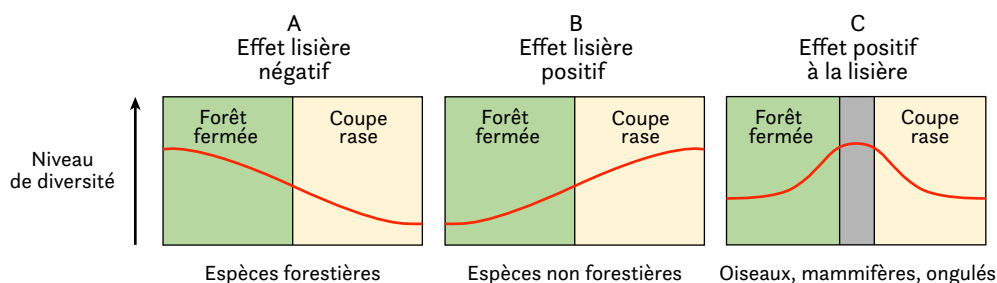


Figure 2-9 : Profils de réponse de la biodiversité à l'effet lisière entre une coupe rase et un peuplement forestier adjacent n'ayant pas subi de coupe : effet lisière négatif pour les espèces forestières (A), positif pour les espèces non forestières (B), pic de diversité à la lisière entre les deux habitats observé pour certaines espèces ou certains groupes taxonomiques (C).

Concernant l'effet de la **taille des coupes rases**, notre méta-analyse indique, dans l'état actuel des études publiées, que des surfaces de coupes rases inférieures à 10 ha n'ont pas d'effets négatifs sur la richesse ou la diversité spécifiques des insectes, des oiseaux et des plantes vasculaires.

Les effets de la **quantité** et de l'**agencement spatial des coupes rases** au niveau du paysage sont moyennement documentés. Le seul résultat avéré est un effet très négatif des coupes rases sur la biodiversité des forêts situées en bord de cours d'eau, avec une

portée allant jusqu'à 100 m. Par ailleurs, la quantité de coupes rases dans le paysage a des effets variables selon les taxons et les contextes. En revanche, la question de l'agencement spatial des coupes rases n'a pas été explorée et il est difficile de conclure s'il vaut mieux concentrer les coupes en un petit nombre de grandes coupes ou bien les répartir en un grand nombre de petites.

Plusieurs études soulignent que les coupes rases dans les paysages forestiers peuvent contribuer à conserver les **espèces de milieux ouverts** (oiseaux, insectes et plantes, y compris des espèces protégées), qui peuvent être en fort déclin dans des régions où l'agriculture s'est intensifiée et les prairies semi-naturelles ont fortement régressé (Ram *et al.*, 2020).

2.3.4 Quelle est l'incidence des milieux ouverts tels que les coupes de régénération (dont coupes rases), mais aussi les tempêtes, les épidémies ou les incendies sur les populations de grands ongulés sauvages ?

Les **populations d'ongulés sauvages** ont fortement augmenté en Europe au cours des dernières décennies, entraînant dans des situations de surabondance des échecs de régénération et des impacts sur la dynamique de végétation forestière, qui conditionne la présence d'autres taxons. Une revue partielle de la bibliographie a cependant montré que les coupes rases sont susceptibles de stimuler la croissance des populations d'ongulés herbivores et de modifier leur répartition spatiale, et avec quelles conséquences sur la diversité floristique ou d'autres taxons. Il a été considéré que les ouvertures dues aux tempêtes, épidémies ou incendies étaient des ouvertures proches des coupes rases.

Les jeunes peuplements qui succèdent aux coupes de régénération ou aux ouvertures post-perturbation sont largement sélectionnés par les ongulés herbivores pour l'abondance et la qualité de la nourriture qu'ils y trouvent. Mais l'**offre alimentaire** n'est pas seule à influencer le comportement de ces ongulés, qui cherchent à limiter leurs **déplacements** pour se nourrir, de façon à maximiser les gains énergétiques tout en minimisant les risques de prédation. Ils plébiscitent donc les régénérations par petites trouées (< 0,5 ha), qui leur permettent de diminuer la taille de leur domaine vital.

En mettant à disposition des ressources alimentaires abondantes et appétentes, les coupes rases (> 1 ha), comme les trouées post-perturbations naturelles, peuvent aussi stimuler la croissance des populations d'ongulés herbivores. Mais plus la coupe est vaste, plus le comportement de vigilance augmente aux dépens du temps de recherche alimentaire. On suppose alors que la pression d'abrutissement est moindre.

Ces changements de répartition spatiale des ongulés peuvent avoir des conséquences sur les communautés floristiques (via les mécanismes d'herbivorie et de zoochorie) – Figure 2-10.

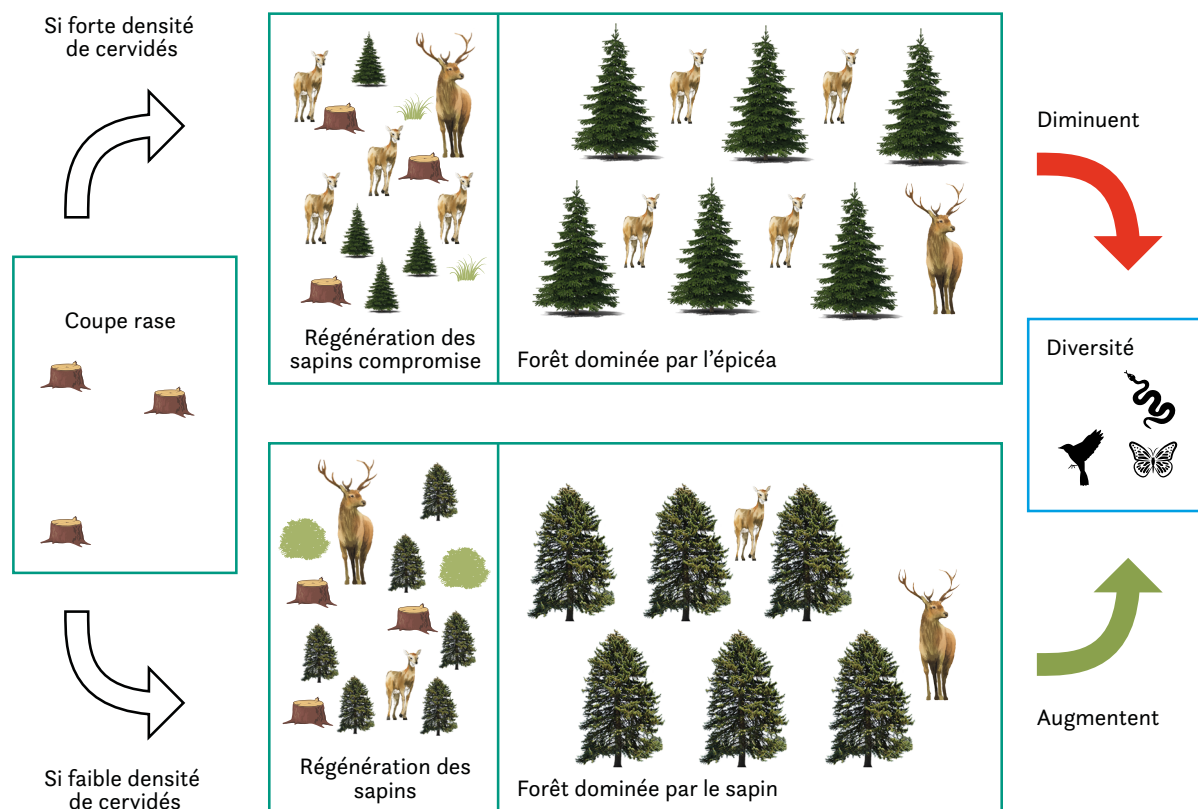


Figure 2-10 : Trajectoire de succession après une coupe rase d'une sapinière (d'après Bernard *et al.*, 2017; Chollet, 2012; Suding *et al.*, 2004).

2.3.5. Le traitement des rémanents après coupe rase (maintien ou export, dessouchage, andainage) influence-t-il la biodiversité à l'échelle du peuplement ?

Le bois mort est un support crucial de biodiversité en forêt. Les grosses pièces de bois mort sont particulièrement favorables, mais les menus bois (< 7 cm de diamètre) et les souches peuvent avoir aussi un rôle non négligeable. Leur décomposition progressive contribue à la fertilité du sol. Leurs modalités de traitement après coupe peuvent influencer l'offre d'habitats (bois mort, sol) pour la biodiversité.

Nous avons évalué la réalité de cette influence en actualisant, par recherche bibliographique sur la base de données Scopus, des synthèses bibliographiques qualitatives (Gosselin, 2004; Bouget *et al.*, 2012) ou quantitatives (Ranius *et al.*, 2018; Riffell *et al.*, 2011) déjà disponibles. Les études concernent surtout la récolte de rémanents (après récolte de grumes, et plus rarement par récolte d'arbres entiers) en forêts boréales.

Malgré l'absence d'études sur le long terme, un consensus se dégage : le **maintien des rémanents** sur le parterre de coupe a des effets variables selon les stations et les espèces considérées, mais généralement positifs pour la richesse des végétaux, des organismes

saprophytiques, des champignons et lichens ainsi que sur la croissance ligneuse. Pour les végétaux comme pour les animaux, le maintien des rémanents évite la propagation d'espèces envahissantes ou généralistes et permet de ce fait le maintien des espèces spécialistes forestières. L'**andainage mécanisé** des rémanents ou des souches conduit à des communautés floristiques appauvries et très différentes en composition avec, notamment, plus d'espèces non natives ou envahissantes. Sans être aussi favorable que le maintien des rémanents en place, il peut moduler positivement les effets négatifs de la coupe rase sur la macrofaune du sol. Les andains favorisent l'abondance de petits mammifères et de leurs prédateurs. Le **dessouchage** a des effets négatifs plus forts que la récolte de menus bois, en particulier sur les communautés d'organismes saprophytiques.

À long terme (> 50 ans) et à l'échelle du paysage, des simulations montrent qu'une exploitation intensive de menus bois et des souches diminuerait la quantité et la diversité des habitats « bois morts » et entraînerait des extinctions d'espèces saprophytiques.

2.3.6 Quels sont les impacts du tassement du sol sur la biodiversité ?

Au cours des dernières décennies, l'exploitation mécanisée en forêt s'est généralisée avec des véhicules de plus en plus efficaces mais aussi de plus en plus lourds. La contrepartie de cette évolution technique est un tassement des sols forestiers et la création d'ornières, qui sont des effets récents à l'échelle de l'histoire de la gestion forestière. En référence aux effets néfastes pour les sols agricoles, il apparaît aujourd'hui crucial de se préoccuper des **effets du tassement des sols en forêt**.

Une revue bibliographique approfondie a été menée dans le but de synthétiser les effets du tassement induits par l'exploitation mécanisée sur le peuplement forestier, la régénération et la biodiversité.

Les principaux effets du tassement des sols peuvent se résumer ainsi :

1. un effet négatif sur un grand nombre de traits biologiques des arbres, notamment la **croissance des racines et la régénération forestière** ;
2. de manière générale, une forte réduction de la **biomasse microbienne** et de l'activité enzymatique associée, ainsi qu'une modification de la **composition fonctionnelle des communautés microbiennes** ;
3. une grande sensibilité des **champignons ectomycorhiziens** ;
4. des effets moins documentés sur la **faune du sol**, mais, de façon générale, un impact négatif sur les communautés d'arthropodes du sol et de vers de terre ;
5. un effet souvent positif sur la richesse spécifique de la **flore du sous-bois**, associé à une modification de la composition taxonomique et fonctionnelle, qui se traduit par des communautés floristiques sur sols tassés moins forestières, plus rudérales, plus héliophiles, plus exigeantes en nutriments et plus hygrophiles, et hébergeant plus d'espèces exotiques ou invasives. De plus, des suivis à long terme de la végétation amènent à la conclusion que les perturbations du sol par les engins forestiers constituent une cause émergente des changements de composition de la flore du sous-bois en forêt gérée ;
6. des effets peu documentés de la création d'ornières sur l'herpétofaune (**batraciens et reptiles**), mais un impact négatif pour l'herpétofaune semble établi, car ces habitats aquatiques artificiels agissent comme des puits de population.

Enfin, les recherches mettent en évidence que l'**enlèvement de la litière** (ou la mise à nu du sol) a des effets négatifs et importants sur le sol et la biodiversité, et que ces effets négatifs s'ajoutent souvent à ceux du tassement.

En résumé, les dommages portés au sol par l'exploitation mécanisée sont substantiels et durables : ils perturbent le fonctionnement de l'écosystème, réduisent la productivité de la forêt, engendrent des difficultés de régénération et modifient négativement la biodiversité. Les recommandations précises du guide Pratic'sols visent à rationaliser les chantiers d'exploitation et à limiter le plus possible les surfaces impactées par le tassement et l'orniérage dans les forêts françaises.

2.3.7 Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ?

Dans tout type de coupe, le sylviculteur peut maintenir des arbres-habitats au service de la biodiversité, on parle alors de rétention. Ces pratiques permettent-elles de moduler les impacts des coupes de régénération sur la biodiversité, à l'échelle du peuplement ?

Nous avons suffisamment d'études pour évaluer par méta-analyse l'effet global de la **rétention** sur la richesse locale en espèces, dans le cas de rétention en coupe rase, à court terme (en forêts boréales et tempérées). Pour évaluer plus finement les effets en fonction des **groupes écologiques d'espèces**, du **taux de rétention**, de l'**arrangement spatial des arbres de rétention** (isolés ou en bouquets), nous avons fait une synthèse narrative de méta-analyses déjà publiées (Fedrowitz *et al.*, 2014; Gustafsson *et al.*, 2010; Basile *et al.*, 2019; Rosevald et Lohmus, 2008), qui documentent le cas de coupes rases à court terme (< 20 ans) et englobent des cas hors rétention *sensu stricto*, comme le maintien temporaire de semenciers.

Par rapport à une coupe rase sans rétention et par rapport aux témoins non coupés, la rétention permet d'héberger à court et moyen terme des communautés plus riches, tous taxons confondus, à l'échelle du peuplement. Pour autant, par rapport aux témoins non coupés, ces communautés sont plus pauvres en espèces forestières spécialistes de peuplements fermés, et plus riches en espèces de milieux ouverts. À long terme (> 50 ans), les peuplements issus de coupes rases avec rétention sont plus pauvres en espèces que les témoins non coupés.

L'effet positif de la rétention augmente avec la proportion d'arbres maintenus (Fedrowitz *et al.*, 2014; Basile *et al.*, 2019). Les effets tendent à être plus marqués en cas de rétention par bouquets. Pour diminuer significativement les impacts de la coupe rase sur la biodiversité, il faut au moins 10 à 15 % de rétention (voire bien plus, selon les taxons).

Les espèces forestières spécialistes de peuplements fermés sont respectivement plus nombreuses en témoin non coupé qu'en coupe rase avec rétention et qu'en coupe rase simple. Au contraire, les espèces de milieux ouverts sont respectivement plus nombreuses en coupe rase simple qu'en coupe rase avec rétention et qu'en témoin non coupé.

2.3.8 Quels sont les impacts des travaux préparatoires du sol sur la biodiversité forestière ?

Après coupe rase, les peuplements sont le plus souvent renouvelés par plantation. Les travaux préparatoires à la plantation consistent à traiter les résidus d'exploitation (broyage ou andainage des rémanents, parfois dessouchage) et le plus souvent, à réaliser un **travail mécanisé des sols** (crochetage, scarification ou décapage de l'humus pour maîtriser la végétation concurrente, sous-solage ou labour pour décompacter le sol, billonnage en cas d'engorgement temporaire). L'intérêt de la préparation mécanisée des sites (PMS) a été démontré dans le contexte français pour limiter les échecs de plantation. La PMS a des effets identifiés sur les propriétés physiques du sol et leur fonctionnement biogéochimique. Ces effets, en modifiant le microclimat et la disponibilité en matières organiques, sont susceptibles de modifier aussi la flore et les communautés biotiques du sol : c'est ce que nous avons évalué par une analyse bibliographique qualitative.

La majorité des études compare des plantations après coupe rase et PMS à un témoin planté sans PMS sur la même parcelle, en forêts boréales ou sub-boréales. Très peu d'études ont été recensées en contexte tempéré ou méridional. La diversité des pratiques et des contextes rend délicate la comparaison entre les différentes études citées.

En général, bien que ces effets varient selon les contextes pédoclimatiques et les types de travail du sol :

1. la PMS modifie les **cortèges floristiques** en favorisant certains groupes (comme les ligneux) et fait diminuer à court terme la richesse spécifique (Demarais *et al.*, 2017);
2. la PMS entraîne une diminution générale de l'abondance des principaux taxons de **faune du sol** (y compris les microbes et la fonge), et pour certains durablement (Marshall, 2000);
3. la PMS diminue aussi la richesse en **ectomychorizes** et modifie la composition des communautés microbiennes et fongiques (Marshall, 2000), notamment par un changement du ratio entre ectomycorhiziens et saprotrophes qui peut perturber à court terme la dégradation de la matière organique.

2.3.9 Quelle est l'incidence d'une plantation sur la biodiversité, comparativement à la régénération naturelle d'une même essence ?

Régénération naturelle et plantation diffèrent en matière de densité de tiges, niveau de perturbation du sol, présence plus ou moins marquée d'essences secondaires, ou encore diversité génétique du peuplement. Ces différences sont susceptibles d'influencer la succession forestière et la biodiversité. Quelles sont les différences observées de biodiversité entre peuplements issus de régénération naturelle et de plantation ?

Les effets sur la biodiversité du mode de renouvellement (**plantation versus régénération naturelle**) ont été évalués, à stade successional égal, grâce à une méta-analyse. Par ailleurs, nous avons réalisé une synthèse qualitative de neuf synthèses bibliographiques permettant d'évaluer l'effet de diverses modalités de plantation (pure ou mélangée, essences autochtones ou exotiques) par rapport à un antécédent forestier (dont Wang *et al.*, 2022; Albert *et al.*, 2021; Castaño-Villa *et al.*, 2019; López-Bedoya *et al.*, 2021; Chaudhary *et al.*, 2016).

Parmi les données rassemblées pour la méta-analyse, les données exploitables concernaient seulement le court terme (< 20 ans) et étaient trop peu nombreuses pour une évaluation chiffrée. En revanche, les synthèses concernant l'effet des plantations sur la biodiversité par rapport à l'antécédent forestier sont assez nombreuses et convergentes dans leurs conclusions : les plantations entraînent en général des diminutions de biodiversité, ou tout au moins des modifications de composition, aux dépens des espèces autochtones notamment. Ces effets négatifs peuvent s'atténuer avec le temps, mais pas toujours. Le choix d'essences natives plutôt qu'exotiques et de plantations mélangées plutôt que pures permet d'atténuer les effets négatifs des plantations, sans les annuler toutefois.

2.3.10 Quelle est l'incidence d'une introduction d'essence exotique sur la biodiversité, comparativement à l'introduction d'une essence autochtone ?

Face au risque de déclin d'essences forestières provoqué par les changements climatiques, l'adaptation d'essences déjà en place ou la migration naturelle d'essences adaptées à des climats plus secs sont généralement jugées trop lentes. La migration assistée ou l'introduction d'essences exotiques sont des solutions envisagées. Ces solutions pourraient avoir des impacts sur la biodiversité forestière, l'identité des essences prépondérantes d'un peuplement étant un facteur déterminant de sa biodiversité.

Nous présentons une synthèse qualitative de la bibliographie sur la relation entre le **temps de résidence d'une essence** sur un territoire et la **biodiversité** qui lui est **associée**. À partir des données I2AF⁴ intégrées à l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) et de bibliographie sur les dates d'introduction, nous classons ensuite les essences inventoriées par l'IGN en France métropolitaine en trois catégories : néophytes (espèces introduites à la période des Temps modernes, soit depuis 1492), archéophytes (espèces introduites avant 1492), autochtones (naturellement présentes sur notre territoire sans intervention humaine). Nous abordons enfin le risque d'hybridation entre essences exotiques et autochtones.

La biodiversité associée à une essence augmente avec sa durée de résidence, donc de coévolution potentielle avec d'autres espèces, sur le territoire (Brändle *et al.*, 2008 ; Brändle and Brandl, 2001). Les essences exotiques (*a fortiori* les néophytes) ont une diversité associée plus faible et moins spécifique (moindre valeur patrimoniale) que les essences autochtones (Decocq *et al.*, 2021). L'introduction d'essences exotiques peut occasionner l'introduction d'autres espèces exotiques (y compris pathogènes) qui lui sont liées, augmentant la richesse à l'échelle du territoire. Elle peut aussi altérer la diversité génétique d'essences autochtones génétiquement proches. Dans une région à faible taux de boisement, les plantations peuvent jouer le rôle de corridor biologique, mais dans une moindre mesure dans le cas d'essences exotiques.

4. Inventaires archéozoologiques et archéobotaniques de France.

Partie 3 | Analyse historique, sociale, réglementaire et économique

La coupe rase est une opération sylvicole qui suscite des controverses depuis plus de deux siècles. Actuellement très décriée par les associations environnementales, elle est au contraire jugée comme pertinente et nécessaire par les forestiers en futaie régulière.

La question des mobilisations sociales autour des coupes rases est traitée en cinq questions portant sur (1) la mise en place d'un cadre d'analyse des conflits sur les coupes rases, (2) une perspective historique des conflits depuis le XIX^e siècle, (3) une évaluation des modes et niveaux actuels de mobilisation en France, (4) une analyse comparée des argumentations mobilisées par les protagonistes des débats et (5) une exploration des modes de résolution mis en œuvre sur le terrain.

Les aspects réglementaires et économiques de la pratique des coupes rases sont abordés en quatre parties; (1) les connaissances règlementaires du corpus juridique français complété par un focus sur la situation règlementaire dans les autres pays européens, (2) l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification, (3) une analyse technico-économique de la pratique des coupes rases sous l'angle d'une réduction de la taille des coupes et (4) une analyse économique comparative des traitements en futaie régulière (avec coupes rases) et en futaie irrégulière, l'évolution de la structure spatio-temporelle vers la futaie irrégulière étant une voie possible vers une réduction de la place qu'occupe la coupe rase.

3.1 Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

3.1.1 Comment étudier les conflits et les mobilisations sociales autour des coupes rases ?

Un conflit forestier se caractérise par une situation où des groupes d'acteurs (forestiers, organisations non gouvernementales environnementales, collectifs de citoyens) évoluant au sein d'un même territoire expriment des incompatibilités fortes d'idées, de croyances, de comportements, de rôles, d'intérêts, ou de valeurs à propos des méthodes de sylviculture, de leurs impacts, voire plus largement de la place et du rôle des forêts

dans les territoires et où l'action d'un de ses groupes empêche l'autre de réaliser ses objectifs. Suivant sa configuration et son issue, le conflit peut constituer un moteur du changement social (technique, économique juridique et/ou politique) ou une forme de résistance (Bulle et Tarragoni, 2021).

Les outils conceptuels et méthodologiques de la sociologie des conflits et de la construction des problèmes publics montrent que les conflits résultent d'un **travail de mobilisation** opéré par des mouvements sociaux. L'institutionnalisation d'un simple « trouble » en **problème public** passe par plusieurs étapes (Neveu, 2015) :

1. la catégorisation et la dénonciation du problème par un groupe d'acteurs ;
2. la production d'une argumentation ;
3. la publicisation et médiatisation du problème ;
4. l'inscription à l'agenda politique ;
5. la production de solutions négociées entre protagonistes du conflit.

À toutes ces phases de construction de la coupe rase comme problème public par des organisations (des entrepreneurs de cause) correspondent en général des actions contraires de la part des opposants (groupes d'intérêts) visant à minimiser le problème (Tableau 3-1).

« Entrepreneurs de cause »	« Groupes d'intérêts »
1. Alerter / dénoncer / dramatiser	1. Ignorer / réfuter / détourner
2. Objectiver / rassembler des cas isolés / monter en généralité	2. Mettre en doute / produire un contre-diagnostic
3. Mobiliser les sphères publiques et médiatiques	3. Mobiliser les réseaux de pairs / trouver un garant environnemental
4. Rallier à sa cause des décideurs publics en vue d'inscrire sa cause à l'agenda politique	4. Éviter l'inscription à l'agenda / décider entre pairs et décideurs publics
5. Proposer / rédiger de nouvelles normes	5. Relégitimer les normes existantes / proposer des contre-solutions
6. Changer les pratiques et les référentiels sur le terrain / clore le problème	6. Ajourner la prise de décision / prendre des mesures symboliques

Tableau 3-1 : Stratégies de construction et déconstruction d'un problème public.

La **méthodologie** retenue pour explorer les conflits autour des coupes rases consiste à étudier de manière symétrique les actions et arguments des protagonistes. Pour cela, nous avons effectué une recherche bibliographique d'articles et d'ouvrages scientifiques portant sur les mobilisations et conflits sur les coupes rases (144 références dont 86 en France), une recherche archivistique en ligne pour la période 1850-1950, un inventaire des pétitions en ligne (69 références) et des articles de la presse nationale et régionale (470 références) pour l'année 2021, et une analyse des discours et écrits disponibles en ligne sur les sites des organisations forestières et environnementales. Le croisement de ces différentes sources permet de dresser un panorama des mobilisations et des conflits forestiers passés et actuels en France autour des coupes rases.

3.1.2 Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIX^e-2015) en France ?

Il y a toujours eu des conflits au sujet de la gestion des forêts. Les premiers cas documentés par la littérature scientifique de conflits portant spécifiquement sur les coupes rases remontent au XIX^e siècle. Ces mobilisations ont été portées par les peintres de Barbizon en forêt de Fontainebleau dans les **années 1830-1850** (Fritsch, 1997 ; Kalaora, 1993) puis par le Touring club de France vers 1910 (Deuffic et Banos, 2020 ; Schut et Delalandre, 2016). Les récriminations portaient sur l'**impact esthétique et paysager** de ces coupes. Disposant d'un accès privilégié aux instances de décision politique, cette élite artistique et bourgeoise obtient des autorités publiques de l'époque la création de séries artistiques à Fontainebleau et l'inscription au titre des monuments naturels de quelques zones forestières jugées emblématiques notamment dans les Alpes. Une troisième période de contestation émerge au début des **années 1970**, autour de la forêt de Réno-Valdieu dans le Perche (Moriniaux, 1997), mais aussi dans l'Aisne, l'Aude et encore une fois à Fontainebleau. Toujours à l'initiative d'une élite intellectuelle, ces mobilisations trouvent désormais de nouveaux alliés auprès des premières associations dédiées à la protection de l'environnement¹ mais aussi d'un syndicat interne de l'ONF². La dispersion géographique des sites de contestation, la difficulté à les constituer en réseau à l'échelle nationale et leur ancrage social très hétérogène ne permet pas vraiment à cette troisième vague de mobilisation environnementale de modifier de manière décisive les orientations de la politique forestière française. En revanche, elle introduit une nouvelle façon d'analyser la forêt et ses modes de gestion à l'aune de critères environnementaux. Forte de l'appui des décideurs politiques en place, les institutions forestières ne répondent pas immédiatement à ces aspirations environnementales. Elles suggèrent plutôt d'atténuer l'impact visuel des coupes rases et des enrésinements via les techniques dites du paysagisme d'aménagement (CTGREF, 1976). Celles-ci visent à jouer sur la forme des coupes, à les implanter selon les formes du relief, à créer des perspectives en trompe l'œil de façon à diminuer les effets de profondeur des coupes (Bremant *et al.*, 1992).

La prise en compte de la dimension paysagère intègre peu les demandes émergentes autour des conséquences écologiques des différents modèles de sylviculture. Or, au cours des **années 1990**, le développement des recherches en écologie interrogent de plus en plus fortement les **impacts environnementaux des méthodes de sylviculture**. Parallèlement, les contestations écologiques des modes de production forestière et des coupes rases deviennent chroniques dans certaines régions françaises telles que le Limousin et le Morvan tout au long des années 1990-2000 (Moriniaux, 1996 ; Ruffier-Reynie, 1999). Dans un contexte international d'institutionnalisation de la gestion durable des forêts, les décideurs publics forestiers ne peuvent désormais plus ignorer ces attentes environnementales. Cela se traduit par la reconnaissance du rôle multifonctionnel des forêts dans la loi de 2001, la promulgation d'une stratégie pour la biodiversité en 2004, la mise en place d'écolabels (PEFC, FSC), etc. Mais ce processus d'écologisation des politiques forestières n'est pas linéaire. À la fin des années 2000,

1. Nature et Progrès créée en 1964 ou la branche française du WWF créée en 1973.

2. Le SNUPF : Syndicat National Unifié des Personnels des Forêts créée en 1965 et devenu depuis le Syndicat National Unifié des Personnels des Forêts et de l'espace naturel (SNUPFEN).

plusieurs rapports soulignent « l'insuffisante exploitation de la forêt française » (Ballu, 2008) et arguent que « l'heure de la récolte est venue ». L'augmentation de la récolte de bois est présentée comme souhaitable à tous les points de vue et les acteurs de la filière bois sont invités à « changer d'échelle dans la mobilisation de la ressource ». Ce « tournant productif » (Sergent, 2014) est à resituer dans le contexte de la nouvelle politique énergétique de l'Union Européenne qui vise à augmenter la part des énergies renouvelables, via notamment le développement du bois énergie. Tout concourt donc à ce que soit inscrit à l'agenda politique une augmentation significative de la **mobilisation des ressources ligneuses** sans que la question des modes d'exploitation et notamment le recours à la coupe rase ne soit clairement explicité. En 2016, le programme national de la forêt et du bois (MAA, 2017) fixe ainsi un objectif d'accroissement de la récolte de 20 %. Or qui dit mobilisation de la ressource dit coupe de bois. Dès 2010, certaines associations environnementales craignent que cette politique qui ignore les aspects environnementaux et sociaux, soit génératrice de nombreux conflits (Neyroumande et Vallauri, 2011). Leurs intuitions se révèlent justes car, si cet appel à récolter plus de bois n'est pas la seule cause des tensions actuelles, il y participe en partie.

3.1.3 Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ?

Les contestations vis-à-vis des coupes rases montent progressivement en puissance depuis les années 2010. Les **modes de mobilisation**, leurs **soutiens médiatiques**, les **profils des acteurs impliqués** et leur nombre changent cependant significativement par rapport aux contestations des années 1970. La diversité, la synergie et la complémentarité des modes de mobilisations puisent ainsi dans un **registre** à la fois **traditionnel** (marches, occupations de sites, pétitions manuelles, etc.) et **innovant** (pétitions numériques, web-vidéos, web stories, plaidoyer à l'échelle nationale et européenne, etc.). Plus de 60 pétitions numériques ayant pour objet principal la dénonciation de coupes rases ont ainsi été mises en lignes entre 2016 et 2021 ; certaines frôlent voire dépassent les 100 000 signatures. De même, alors que la presse généraliste nationale (PGN) et la presse quotidienne régionale (PQR) ne publiaient que 50 articles sur les coupes rases en 2010, elles en publient plus de 470 en 2021 (Figure 3-1).

La phase actuelle de mobilisation concerne à peu près l'ensemble des massifs forestiers du **territoire national**, aussi bien publics que privés avec une concentration en Île-de-France, Morvan et Limousin. Ces mobilisations ne sont pas qu'un artefact médiatique mais révèlent et rendent visibles des protestations qui couvaient dans certains territoires depuis 20 ans et parvenaient difficilement à se faire entendre au-delà des sphères locales. La coordination et la professionnalisation des collectifs, leur usage de support médiatique et numérique diversifié et leur savoir-faire en termes de plaidoyer donnent une nouvelle impulsion à ces mouvements.

Ces mobilisations témoignent d'une **volonté forte des ONG environnementales** et des **collectifs citoyens** de peser dans les débats sur la place de la forêt et ses modes de gestion actuels. La mise en visibilité médiatique des coupes rases vise donc à interpeller les autorités publiques et faire en sorte que celles-ci inscrivent le problème soulevé à l'**agenda politique**. Elles visent aussi à interroger les cadres interprétatifs classiques de la filière (« la coupe rase est une pratique normale ») et à proposer des contre-récits (« le principe et les

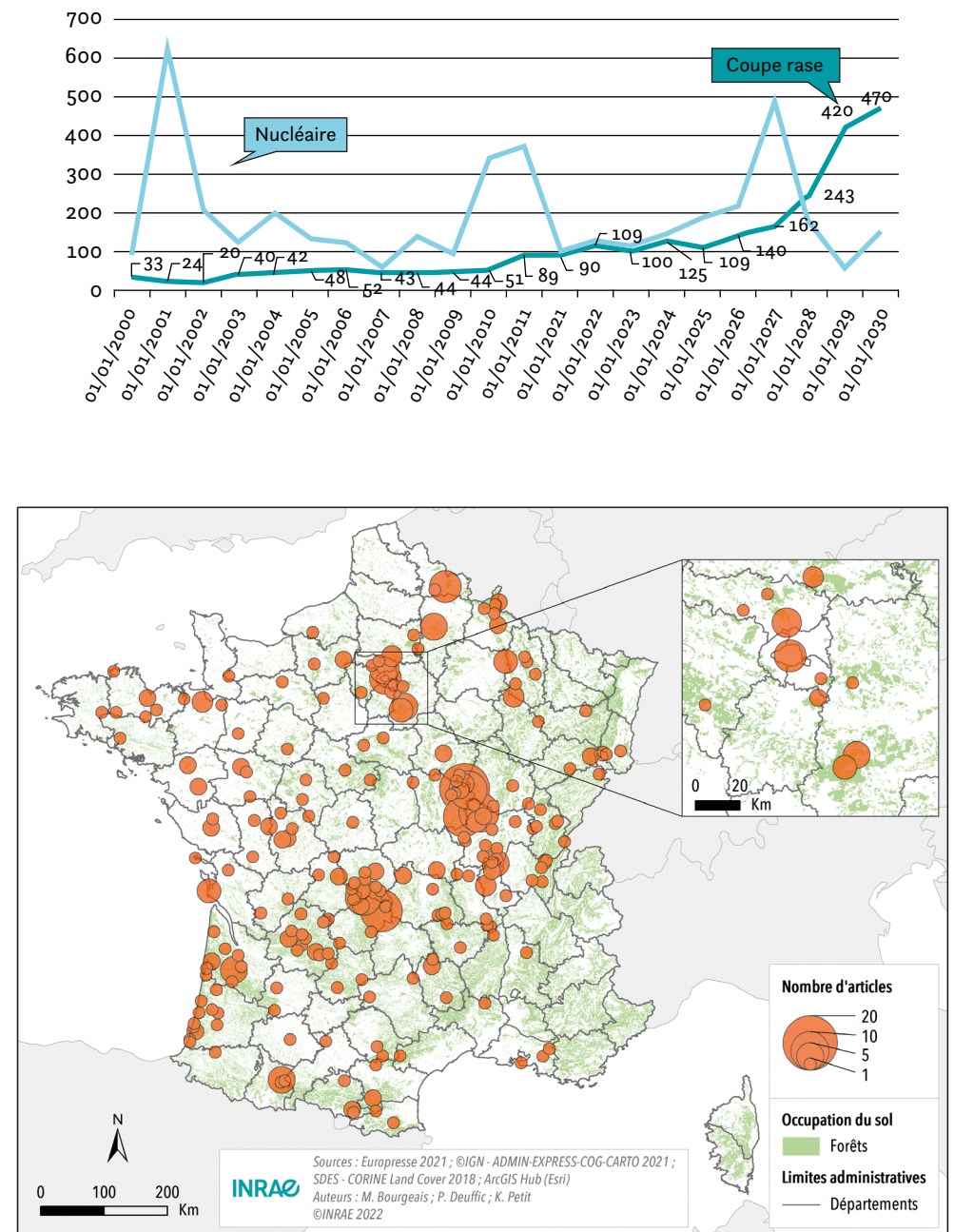


Figure 3-1 : Dynamique médiatique de deux types de conflits environnementaux – coupes rases et déchets nucléaires – dans la presse nationale et régionale entre 2000 et 2021 (en haut) et localisation des mobilisations relayées par la presse (PGN et PQR) en 2021 (en bas).

modalités de la coupe rase doivent être revus»). Pour cela, ils recourent aux mêmes stratégies que les organisations professionnelles forestières, à savoir le contact direct avec la sphère politico-administrative et sa mise sous pression régulière. De fait, la multiplication et la médiatisation des mobilisations rompent le cercle des négociations traditionnelles en comité restreint et modifient et rééquilibrent un peu les rapports de force entre professionnels de la filière et ONGE. Elles conduisent par exemple les participants des commissions régionales de révision de schémas régionaux de gestion sylvicole (SRGS) et des labels d'écocertification (PEFC et FSC) à discuter de la mise en place de seuil maximal de coupes (2, 5 ou 10 ha selon les organisations et les configurations territoriales).

3.1.4 Quels arguments sont mobilisés ? Quels facteurs expliquent ces représentations contrastées ?

Les conflits sur les coupes rases sont à la fois ancrés dans des situations sylvicoles et territoriales singulières mais aussi étroitement liés aux grands débats forestiers actuels. La coupe rase constitue ainsi pour certains groupes sociaux un optimum technico-économique et pour d'autres une figure repoussoir de l'industrialisation de la gestion forestière. Les arguments pour ou contre la coupe rase empruntent généralement à trois registres de justification (Tableau 3-2). Sur le **plan paysager**, la taille et la forme des coupes rases, leur concentration dans l'espace et le temps ainsi que les conditions d'exploitation sont les éléments les plus régulièrement critiqués. Si les paysages forestiers ne se résument pas à la fixité d'une image, la continuité et discontinuité des dynamiques paysagères forestières témoignent de la capacité de certains acteurs à anticiper et donner du sens aux coupes rases alors que d'autres subissent ces changements paysagers, alimentant un sentiment d'impuissance, de résignation ou de colère. De même, la question de la superficie des coupes rases témoigne d'un usage des métriques très différents. Là où les défenseurs de la coupe rase mettent en avant les indicateurs nationaux agrégés ce qui permet de relativiser les surfaces (67 000 ha/an de coupes rases et fortes, soit 0,4 %/an de la surface forestière), les opposants objectent que la réalité comptable moyenne de ces chiffres ne reflète pas l'expérience concrète locale des habitants là où sont effectuées ces coupes et leurs effets cumulatifs sur des pas de temps courts. Sur le **plan écologique**, les forestiers justifient la coupe rase en mobilisant la notion de mosaïque paysagère qui serait favorable à une diversité des milieux et des espèces. Ils rappellent également que la mise en place des référentiels d'écocertification FSC et PEFC et de divers guides de recommandations à la fin des années 1990 ont fait évoluer les pratiques forestières en instaurant des règles afin de préserver les cours d'eau, éviter le tassement des sols, lutter contre les pollutions mécaniques. Pour les opposants, les impacts de cette pratique sur la biodiversité, le microclimat, la microfaune et flore du sol, l'érosion, la qualité de l'eau et le tassement et fertilité des sols sont encore mal évalués. Les ONGE souhaiteraient une évaluation des impacts plus précise. Enfin, sur le **plan technico-économique**, les défenseurs font valoir que la coupe rase simplifie la gestion et l'aménagement des peuplements et offre une programmation aisée des travaux, alors que la mise en place de seuil de surface pour les coupes rases pèserait sur la rentabilité de la gestion. Pour les opposants, les critiques portent sur les externalités négatives des coupes rases supportées par la collectivité ainsi que sur les modèles de développement économique des territoires induits par ce type de sylviculture.

« Porteurs de revendications »	« Groupes d'intérêts »
Impacts paysagers	
<ul style="list-style-type: none"> - Disparition des arbres adultes - Taille des coupes rases - Concentration dans le territoire 	<ul style="list-style-type: none"> - Définition restreinte de la coupe rase - Minimisation des surfaces - Techniques d'intégration paysagère
Impacts écologiques	
<ul style="list-style-type: none"> - Biodiversité - Microclimat 	<ul style="list-style-type: none"> - Érosion/Eau/Sol - Carbone sol/sur pied - Création mosaïque de milieux - Précautions sur chantiers - Carbone dans la construction
Modèle économique	
<ul style="list-style-type: none"> - La mécanisation : progrès social ? - Des troubles musculo-squelettiques aux risques psychosociaux (poids des emprunts) 	<ul style="list-style-type: none"> - Simplification technique / logistique / optimisation des coûts / sécurité travailleur

Tableau 3-2 : Répertoires argumentatifs vis-à-vis des coupes rases.

Inscrits dans un contexte d'«**écologisation**» et de «**climatisation**» des questions forestières (Aykut, 2020 ; Ginelli, 2017), ces luttes argumentatives établissent des ponts entre problèmes. Ainsi, la coupe rase est un point de départ qui élargit les débats à d'autres enjeux tels que la diversification des sylvicultures et l'évaluation de leurs impacts, le rôle de la forêt dans la transition énergétique, la pertinence des instruments de neutralité carbone, la pluralité des modes de gouvernance en forêt, l'efficacité des écolabels et, *in fine*, à une refonte du contrat social entre forestiers et usagers. La clôture de ces débats a donc peu de chances de se faire à la seule force du meilleur argument. Si la confrontation rationnelle de ces différents arguments reste centrale pour dégager un horizon commun, les avancées vers des accords négociés reposera probablement sur un arbitrage entre ces différents registres de justifications.

3.1.5 Quelles voies de résolutions des conflits autour des coupes rases sont mises en œuvre ?

Pour faire face aux conflits autour des coupes rases, les protagonistes mobilisent différents types de solutions de façon combinée sachant qu'aucune ne résout ces conflits à elle seule. Si l'éducation du jeune public et la communication de masse auprès des adultes restent des outils assez classiques de sensibilisation, ils montrent aussi leur limite. Depuis quelques années, le recours à une participation élargie et la mise en place et l'ouverture d'**arènes de négociation** à tous les niveaux territoriaux et à une pluralité d'organisations apparaît comme une nouvelle façon de renouer le dialogue entre les acteurs du débat et un moyen d'apaiser les tensions. Le succès de ces dispositifs dépend des conditions dans lesquelles ils sont instaurés et de la façon dont les acteurs s'en servent. Un des écueils est en effet d'éviter d'en faire de simples chambres d'enregistrement de décisions déjà prises ou prises ailleurs, ou des lieux de réactivation des

polémiques et de blocage des prises de décision. Si les discussions au sein de dispositifs comme PEFC ou FSC permettent de faire évoluer les référentiels avec l'introduction de nouveaux seuils, aucune réglementation contraignante équivalente à ce qui se fait dans d'autres pays européens n'a été promulguée jusqu'ici. Si, avec les conflits sur les coupes rases, on reste sur un niveau d'opposition binaire entre environnement et économie, on voit aussi poindre des **questionnements plus fins** sur les avantages et inconvénients de certaines solutions alternatives vis-à-vis du changement climatique, de la biodiversité ou du paysage. Ces réflexions se traduisent par une inflexion – difficile cependant à évaluer aujourd'hui – des **pratiques sur le terrain**, moins visible qu'une refonte réglementaire mais à portée transformative non négligeable au moins au niveau local. Le réexamen critique de certaines techniques sylvicoles amène ainsi des professionnels forestiers à diminuer d'eux-mêmes les surfaces de coupes, à diversifier les essences de reboisements, etc. Dans un nombre limité de cas, ils transforment même leurs forêts de façon à ne plus avoir à pratiquer de coupe rase pour exploiter les bois. Ces changements auraient sans doute eu lieu à un moment donné ou à un autre, sous la contrainte technique, économique, sociale ou climatique. Les mobilisations actuelles contre les coupes rases accélèrent probablement ce mouvement tout en élargissant le champ des questionnements aux modes de gestion et de renouvellement des forêts, à la contribution de la forêt au développement territorial, aux modes de gouvernance forestière, etc. Le caractère conflictuel ou non de ces futurs sujets de débat dépendra sans doute pour partie de la façon dont les dispositifs de discussion seront organisés et de la volonté des différents protagonistes d'aboutir à des accords justes et équitables pour tous.

3.2 Aspects réglementaires de la pratique des coupes rases

3.2.1 Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ?

La question de l'**encadrement réglementaire des coupes rases** en France se pose actuellement avec une acuité particulière. Un des éléments du débat est l'intérêt de seuils au-delà desquels les coupes rases pourraient ou devraient être proscrites. L'objectif de ce travail a été d'identifier et d'analyser ce qui, dans le Code forestier et l'ensemble du corpus réglementaire, a trait aux questions suivantes :

- La coupe rase est-elle définie et encadrée par les textes législatifs ou réglementaires ?
- Existe-t-il un seuil juridiquement fixé au-delà duquel les coupes rases sont proscrites ?
- Ce seuil, s'il existe, est-il fixé par des textes de portée nationale, régionale ou départementale ?

Notre analyse a été fondée sur une large synthèse bibliographique, la consultation et l'analyse des textes législatifs et réglementaires des Codes forestier, de l'environnement, de l'urbanisme et rural.

Aucune définition et encadrement réglementaire de portée nationale ne cible les coupes rases, que ce soit en forêt des particuliers ou dans les forêts relevant du régime

forestier. Dans les forêts bénéficiant d'un **document de gestion durable** (DGD), les garanties sont apportées par l'approbation de la puissance publique. La seule **obligation réglementaire** à la suite d'une coupe rase concerne le **reboisement** (art. L. 124-6). Cette disposition oblige le sylviculteur à reboiser dans les 5 ans suivant la coupe rase ou l'exploitation d'une surface supérieure à un seuil fixé par le préfet de Département. À l'exception de cette obligation de reboisement, le Code forestier ne distingue pas les coupes rases des autres types de coupes. C'est à l'échelle départementale qu'un seuil peut-être fixé par le Préfet pour les coupes prélevant plus de 50 % du volume des arbres de la futaie (art. L. 124-5 – Figure 3-2). Ce dispositif exclut les coupes de taillis.

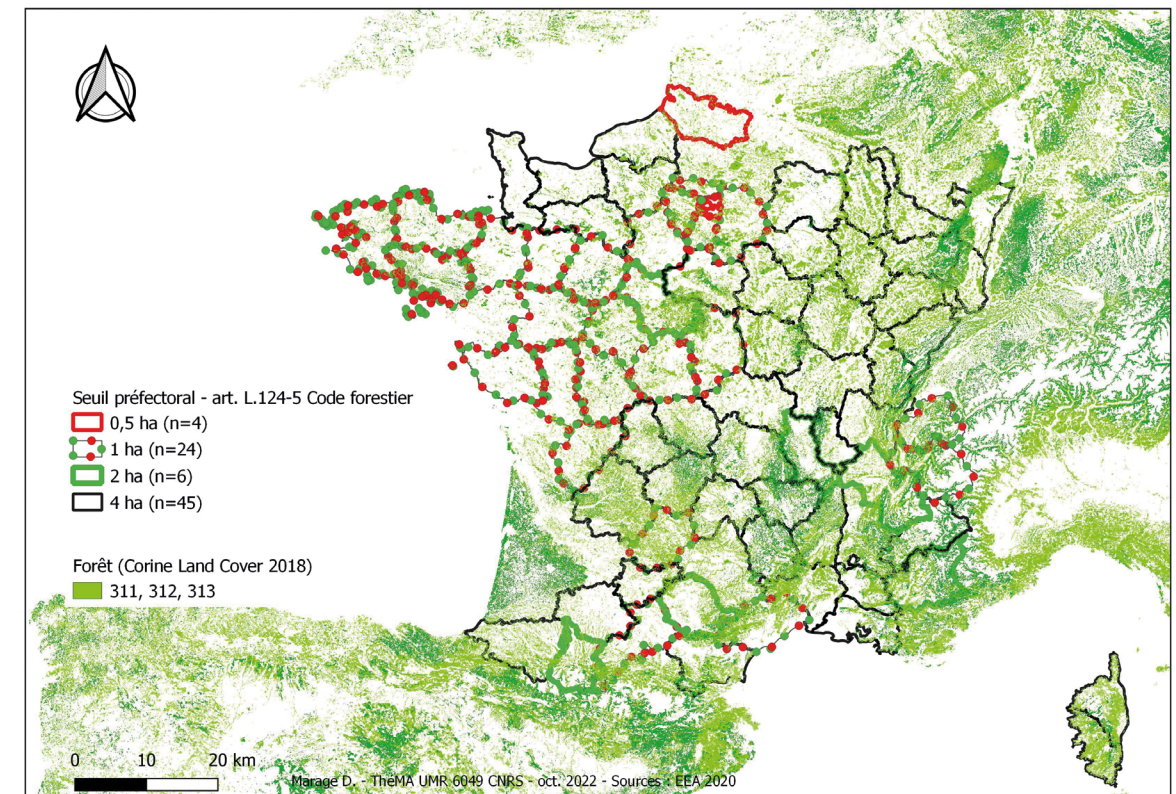


Figure 3-2 : Répartition par département des seuils préfectoraux d'autorisation des coupes prélevant plus de 50 % du volume de la futaie au titre de l'article L. 124-5 du Code forestier.

3.2.2 Quels sont l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification ?

Les forêts françaises peuvent être concernées par deux systèmes de certification que sont PEFC ou FSC. Ces deux systèmes de certification de la gestion forestière comprennent deux **cahiers des charges** qui traitent des coupes rases au travers de quelques critères. Les révisions des exigences respectives sont en cours depuis 2021 et prendront fin en 2023.

Jusqu'à présent, les exigences PEFC sur la coupe rase portaient sur la taille de ces types de coupes en les limitant pour les cas de pente de 30 % et plus entre 2 et 5 ha et dans les autres cas entre 10 et 25 ha sauf cas particulier documenté. Il n'existait pas de définition PEFC de la coupe rase. L'état actuel des exigences de FSC sur la coupe rase en donne une définition et en limite la taille à 2 ha en cas de pente (> 40 %), à 10 ha dans les autres cas, sauf dans les Landes (25 ha).

Les discussions sur la révision de ces deux référentiels tendent à proposer d'une part des **définitions** et d'autre part des **réductions de taille des surfaces admissibles**, voire leurs **interdictions** dans quelques cas d'habitats particuliers. Pour PEFC, une définition est proposée ainsi que des interdictions dans des zones forestières à haute valeur écologique; la taille est réduite à 2 ha dans les pentes, une cible est visée à 5 ha et toute autre coupe rase jusqu'à 10 ha doit être justifiée, hormis les cas de plantations monospécifiques. Pour FSC, la tendance est la même, avec des interdictions pour certains habitats ou réseau de conservation et des limitations de la taille qui ne sont pas encore arrêtées mais sont plus réduites que les références actuelles.

3.2.3 Quelles sont les situations en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases dans différents pays européens ?

La pratique des coupes rases est réglementée dans la plupart des pays européens, mais les dispositifs institutionnels et juridiques sont très hétérogènes d'un pays à l'autre. L'analyse de la **réglementation** des coupes rases doit être replacée au regard des politiques forestières nationales et de la place de la forêt dans l'économie et la vie de ces territoires.

Les questions suivantes ont été évaluées sur la base d'une analyse bibliographique de la réglementation de 23 pays européens :

- Y trouve-t-on la prise en compte des caractéristiques des coupes (taille, forme, volume, etc.) ?
- Les déterminants de ces limitations sont-ils de natures écologiques, paysagers, économiques, sociétaux ?
- Les différences de régimes juridiques expliquent-elles ces différences ? Une vision cohérente se dégage-t-elle à l'échelle européenne ?

De fait, des limitations existent dans certains pays en fonction de l'**histoire forestière** et des **contextes biogéographiques**. Un grand pays forestier comme la Finlande n'impose pas de limites pour les coupes rases. Il en va de même pour le Royaume-Uni, l'Espagne et la France. *A contrario*, cinq pays où les massifs forestiers sont principalement situés en montagne, à savoir la Suisse, la Slovénie, la Slovaquie, l'Italie et la Bulgarie, interdisent totalement les coupes rases (Figure 3-3). Des dérogations sont toutefois possibles et ces interdictions excluent les coupes de taillis. D'autres pays restreignent les coupes rases selon des seuils variables en fonction des régions administratives comme en Allemagne (Figure 3-4), les types de peuplement comme en Roumanie, les types de sols comme en République tchèque ou dans le Land de Saar en Allemagne, ou encore la nature de la propriété comme en Pologne et en Lituanie.

Plusieurs pays ont renforcé depuis 1970 environ leur législation et leurs lois régissant les zones de coupes rases et leur octroi d'autorisation (Onida, 2020). Il s'agit notamment de la Belgique, de la Hongrie et de la République tchèque. En lien avec l'entrée en vigueur des principes et critères de gestion durable des forêts et de la certification, une refonte des critères déterminant les localisations où les coupes sont autorisées, ainsi que leur taille ou leur forme, est en cours dans plusieurs pays (Irlande, Espagne, Suède, Norvège) en raison de l'importance donnée à leurs effets sur le paysage et le fonctionnement des écosystèmes par la société et les ONG environnementales. Jusque-là, aucune vision homogène ne se dégage, probablement en raison de l'absence d'une politique forestière européenne (Wolfslehner *et al.*, 2020 ; Sotirov *et al.*, 2022).

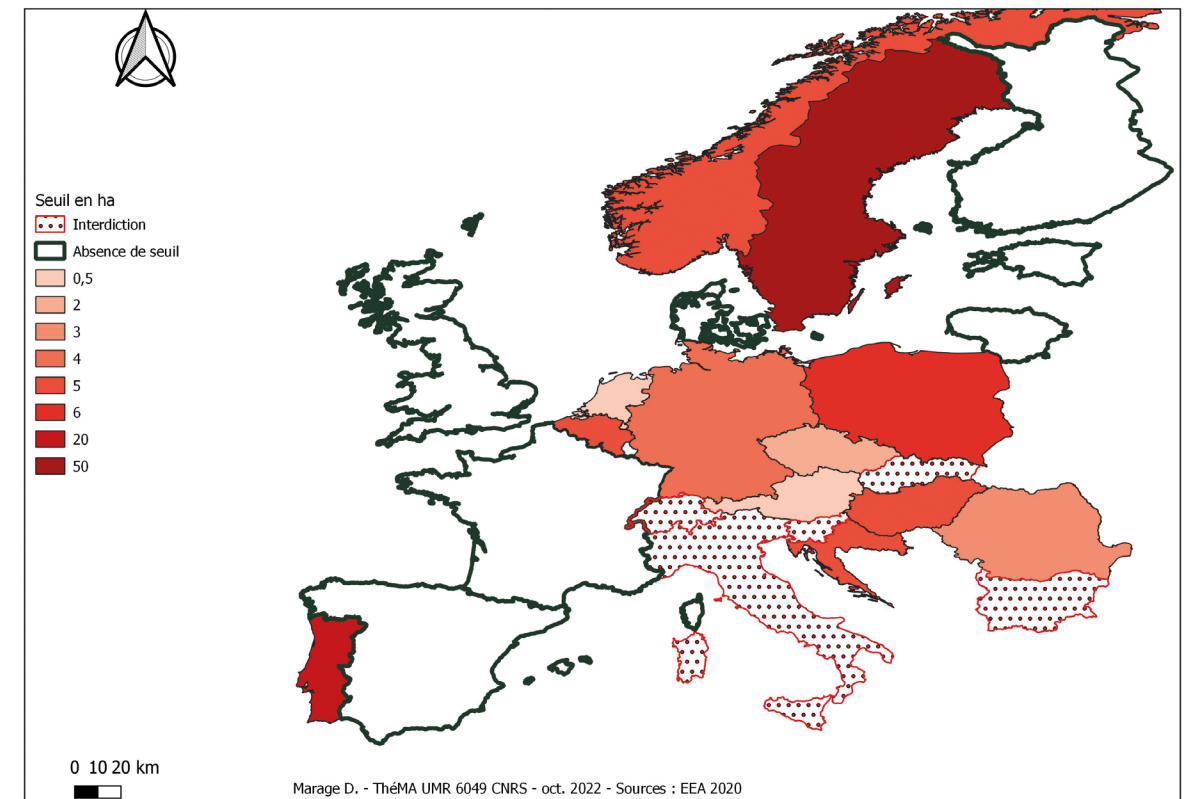


Figure 3-3 : Seuil réglementaire maximal des coupes rases dans les pays européens.

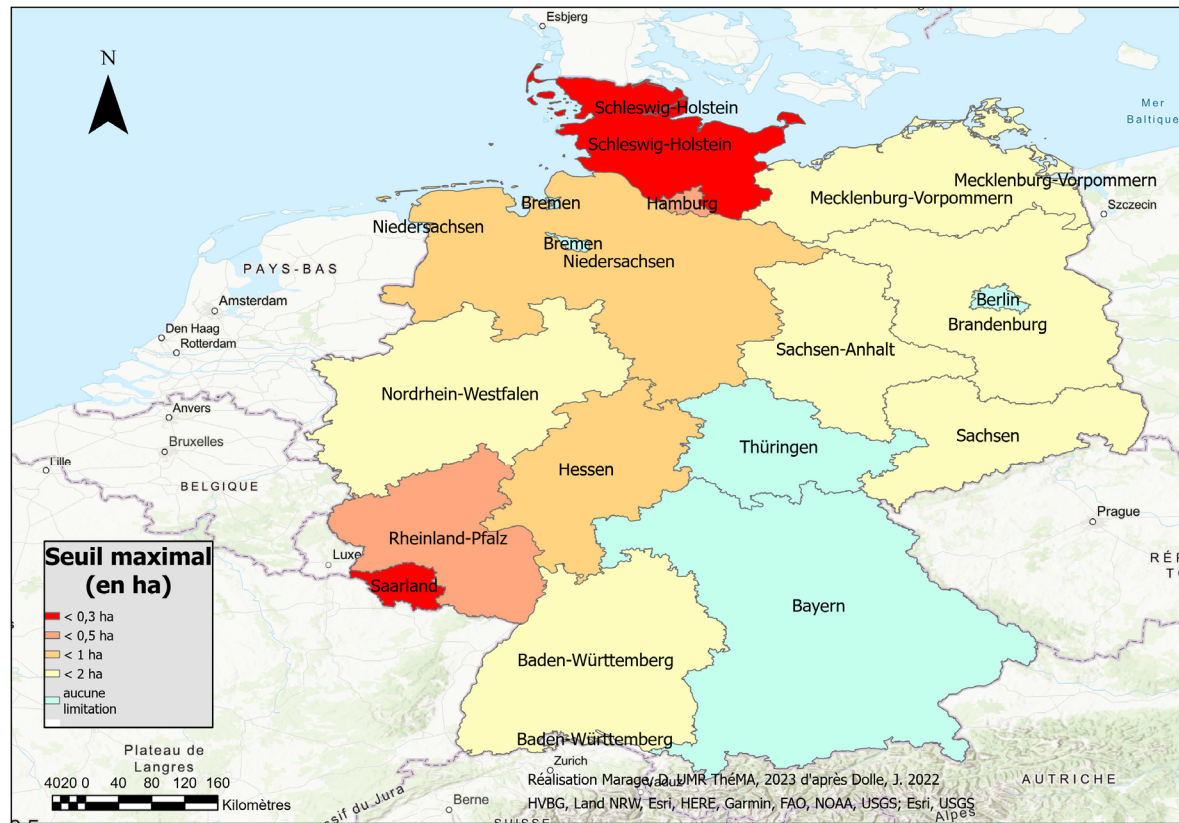


Figure 3-4 : Seuil réglementaire des coupes rases dans les 16 Landers allemands (d'après Dolle, 2022).

3.3 Analyse technico-économique de la pratique des coupes rases

3.3.1 Quelles sont les caractéristiques technico-économiques générales des coupes rases ?

Les coupes rases constituent une réponse à des enjeux variés et variables au cours du temps. S'il semble normal de considérer ces enjeux, il faut reconnaître qu'ils sont rarement exprimés, les coupes rases étant plus souvent étudiées sous l'angle de leurs limites (notamment écologiques et paysagères) que de leurs intérêts. C'est donc une analyse bibliographique sommaire qui a été réalisée ici.

Hormis les coupes de taillis et les défrichements (changement d'occupation des sols) qui constituent des cas à part, les coupes rases sont associées aux plantations qui leur font suite. Elles sont en partie subies (après sinistre ou échec de la régénération naturelle). Lorsqu'elles sont délibérées, elles relèvent parfois de **raisons écologiques** (comportement des essences, adaptation aux conditions locales et au changement climatique) ou **ergonomiques** (moindre risque d'accident, facilités de mécanisation). Mais

les logiques dominantes sont souvent d'ordre **économique** (recherche d'une productivité des peuplements, adaptation au marché des bois, réduction de certains coûts par concentration des opérations dans l'espace et le temps, absence de blessure d'arbres restant sur pied...). Elles sont également largement **logistiques** (rationalisation des opérations d'exploitation, de renouvellement, de protection, de gestion, de suivi...).

Les perspectives de recherche consistent à évaluer les conséquences économiques de contraintes à la réalisation des coupes rases pour les mettre en regard de leurs effets écologiques et paysagers et trouver un équilibre entre économie, écologie et attentes sociétales. Il s'agit ainsi notamment de poursuivre les travaux sur les deux questions dont des réponses sont esquissées ci-après :

- Quelles sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ?
- Quelle est l'opportunité économique d'une conversion entre futaies régulière et irrégulière ?

Quelques références bibliographiques : Beck *et al.* (2021), Kimmins (1997), Sotirov *et al.* (2022).

3.3.2 Quelles sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ?

Au-delà de l'opposition entre systèmes à coupes rases et à couvert continu, il existe toute une gradation de situations selon la surface des zones découvertes depuis des trouées de quelques ares jusqu'à des parcelles complètes de plusieurs dizaines d'hectares. Si les impacts écologiques et paysagers des coupes augmentent avec leur étendue, qu'en est-il des coûts associés aux chantiers d'exploitation et de reboisement ?

Le coût d'un chantier se décompose en frais fixes indépendants de la taille du chantier (gestion administrative et technique, logistique) et frais variables avec l'ampleur de l'activité (salaires, consommables, usure du matériel...). Lorsqu'on raisonne par unité de surface, les frais variables sont inchangés avec la taille du chantier tandis que les frais fixes, donc aussi le coût du chantier, diminuent. Une analyse a porté sur le coût à l'hectare de près de **20 000 chantiers élémentaires** relevant soit de l'**ONF** entre 2017 et 2020, soit de **Alliance Forêt Bois (AFB)** entre 2020 et 2022.

Les chantiers suivis par AFB sont en moyenne plus grands que ceux suivis par l'ONF (6,5 ha contre 3,3). Ils sont aussi plus mécanisés et montrent de ce fait une plus forte diminution des coûts moyens à l'hectare avec la taille des chantiers. Le nombre de chantiers serait approximativement doublé pour une limitation de la surface des coupes à 5 ha pour AFB et à 2 ha pour l'ONF. En l'absence de mesures compensatoires de coordination des différents chantiers pour lutter contre leur multiplication, le coût à l'hectare des opérations réalisées par AFB augmenterait de 50 % pour une limitation à 5 ha de la taille des chantiers et il doublerait pour une limitation à 2 ha. Pour ce qui concerne l'ONF, les conséquences apparaissent cependant faibles. Dans les cas où elle est forte, l'augmentation du coût à l'hectare est susceptible d'affecter aussi bien les entreprises de travaux forestiers que la rentabilité de la sylviculture et, globalement, la création de valeur. À défaut de pouvoir quantifier tous les phénomènes, on peut s'attendre à un

certain fléchissement de la récolte de bois, à un recours moindre à la mécanisation mais accru à des importations ou à d'autres matériaux que le bois et, par conséquent, à un accroissement des émissions de dioxyde de carbone (du fait des importations et de la multiplication du nombre de chantiers).

Les perspectives de recherche consistent à mieux apprécier les conséquences d'une limitation des coupes rases :

- au niveau microéconomique en élargissant le champ des opérateurs pris en compte, notamment au service de la forêt privée ;
- au niveau macroéconomique en quantifiant mieux les conséquences potentielles évoquées ci-dessus sur la récolte de bois, les importations, la mécanisation et les émissions de dioxyde de carbone, entre autres.

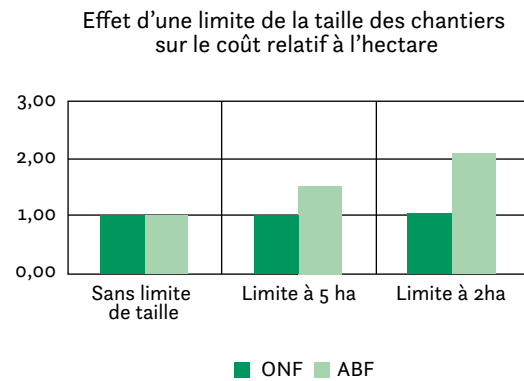


Figure 3-5 : Facteur par lequel se trouve multiplié le coût à l'hectare des chantiers lorsqu'on limite leur taille à 5 ha ou à 2 ha avec les données de l'ONF et celles d'ABF.

3.3.3 Quelle est l'opportunité économique d'une conversion entre futaies régulière et irrégulière ?

Les systèmes sylvicoles à couvert continu, dont la futaie irrégulière, permettent d'éviter la réalisation de coupes rases pour autant qu'ils soient compatibles avec le milieu naturel et les peuplements forestiers en place. Il s'avère donc utile, lorsqu'on désire limiter l'effet des coupes rases, d'analyser l'opportunité ou non, selon les cas et les points de vue, de convertir une **futaie régulière** en **futaie irrégulière**.

Une telle comparaison peut être faite en mobilisant les **méthodes économiques des ressources naturelles** (surtout pour traiter de la fourniture de bois) et de **l'environnement** (pour prendre en compte tous les autres services écosystémiques, la plupart du temps non marchands). La seule méthode exacte consiste à estimer, pour différentes options de gestion, la valeur d'une forêt donnée par la somme de tous les avantages nets futurs qu'on attend d'elle ; elle suggère alors de retenir l'option qui confère à la forêt actuelle sa plus forte valeur. Les options convergent en général vers un régime

stabilisé régulier ou irrégulier, précédé par une période de conversion entre l'état actuel et ce régime à terme. Une optimisation complète s'avérant lourde, les méthodes utilisées sont la plupart du temps approximatives, ce qui relativise l'analyse des enseignements à en tirer.

L'analyse bibliographique révèle que les résultats ne plaident en faveur ni d'un système, ni de l'autre et dépendent beaucoup des hypothèses et des paramètres. Parmi les tendances qui apparaissent, on peut cependant noter que les peuplements réguliers jeunes ou vieillis ne sont pas adaptés à une conversion immédiate, que les contraintes imposées à la gestion ont un coût qui peut changer les résultats, qu'une forte préférence pour le présent favorise la conversion en futaie irrégulière, que les risques peuvent peser plus que le choix du système sylvicole.

Les principales perspectives de recherche portent essentiellement sur les conditions d'application, en France, de méthodes existantes :

- on manque de données sur l'ensemble des services écosystémiques ;
- il existe très peu de modèles de croissance pour la futaie irrégulière, encore moins pour toute forêt quelle que soit sa structure (ce qui permet d'analyser la conversion entre systèmes) ;
- la prise en compte de la multifonctionnalité des forêts est souvent réalisée de manière expéditive et nécessite donc des développements conséquents pour une vision plus réaliste.

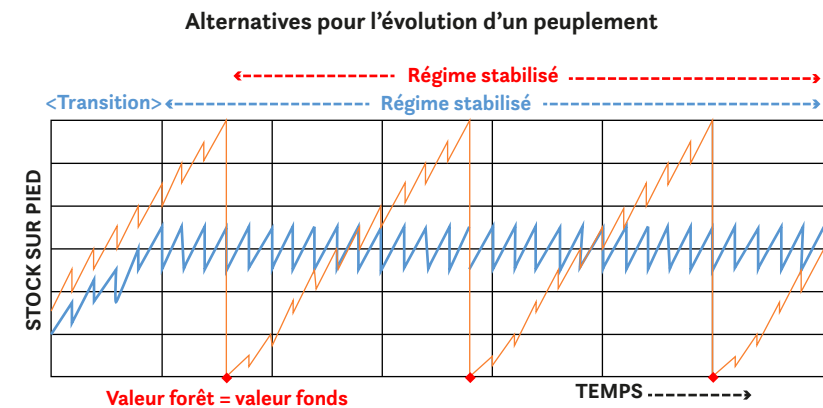


Figure 3-6 : Exemple d'évolution du stock sur pied d'une forêt selon deux options : transition vers une futaie régulière (en rouge) ou irrégulière (en bleu).

Dans les deux cas, une transition précède un régime stabilisé. Dans le cas de la futaie régulière, le stock repasse à zéro à la fin d'un cycle et au début du suivant.

Référence bibliographique sélectionnée : Knoke (2012).

Partie 4 | Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique

Le renouvellement des forêts assure leur pérennité et, par-là, le maintien de l'ensemble des services écosystémiques qu'elles fournissent. Il peut être réalisé (i) par régénération naturelle, qui constitue le mode le plus fréquent en France, notamment en forêt feuillue et en forêt de montagne, (ii) par voie végétative (rejets de taillis), surtout pratiquée dans les peuplements feuillus dans la partie Sud du pays, (iii) par plantation, qui concerne en majorité les forêts résineuses, et (iv) par semis de graines, qui est une pratique très minoritaire à l'heure actuelle en France.

Dans un contexte de changements climatiques, de progression des aléas biotiques et d'évolution des demandes sociétales, les objectifs et les conditions du renouvellement forestier se modifient. Pour assurer ce dernier, le défi est alors d'adapter les itinéraires techniques et d'aller vers une organisation optimisée de la filière, pour être en mesure d'installer de jeunes peuplements capables de s'adapter aux conditions futures, à la fois contraignantes et incertaines.

Les thèmes abordés successivement sont (1) l'approvisionnement en graines et plants forestiers, (2) les facteurs de réussite des renouvellements forestiers, (3) l'influence des pratiques de renouvellement sur les dégâts d'origine biotique et (4) l'amélioration des pratiques de renouvellement en contexte de changement climatique.

4.1 Approvisionnement en graines et plants forestiers

4.1.1 Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France entre 1992 et 2020 ?

La plantation contribue au renouvellement des forêts en France depuis le XVII^e siècle. Un état des lieux des plantations entre 1992 et 2020 a été réalisé à partir d'enquêtes sur les ventes de plants, de données d'inventaire forestier de l'IGN et de sources bibliographiques.

Historiquement, les plantations forestières ont été réalisées dans des objectifs très différents selon les périodes : fourniture de bois pour les bateaux de la Marine,

production de bois de construction, mise en valeur des terres non cultivées, restauration des terrains de montagne, restauration des forêts endommagées et, plus récemment, adaptation aux changements globaux.

Sur les 20 dernières années, en moyenne 60 millions de **plants** ont été vendus (et majoritairement plantés en France) chaque année. La quantité et le type de plants vendus sont fortement influencés par les politiques publiques et par les activités de reconstitution à la suite de catastrophes naturelles (tempêtes, dépérissements). La fin des aides à la plantation via le Fonds forestier national (FFN) en 2000 a marqué une diminution des ventes de plants, à l'exception notable du pin maritime majoritairement planté dans les Landes de Gascogne.

D'après l'IFN, la **surface de plantation** annuelle moyenne a fortement diminuée depuis le début du FFN (70 000 ha/an en 1949) pour atteindre un creux à 30 000 ha/an dans les années 2000 et remonter en 2015-2020 autour de 50 000 ha/an.

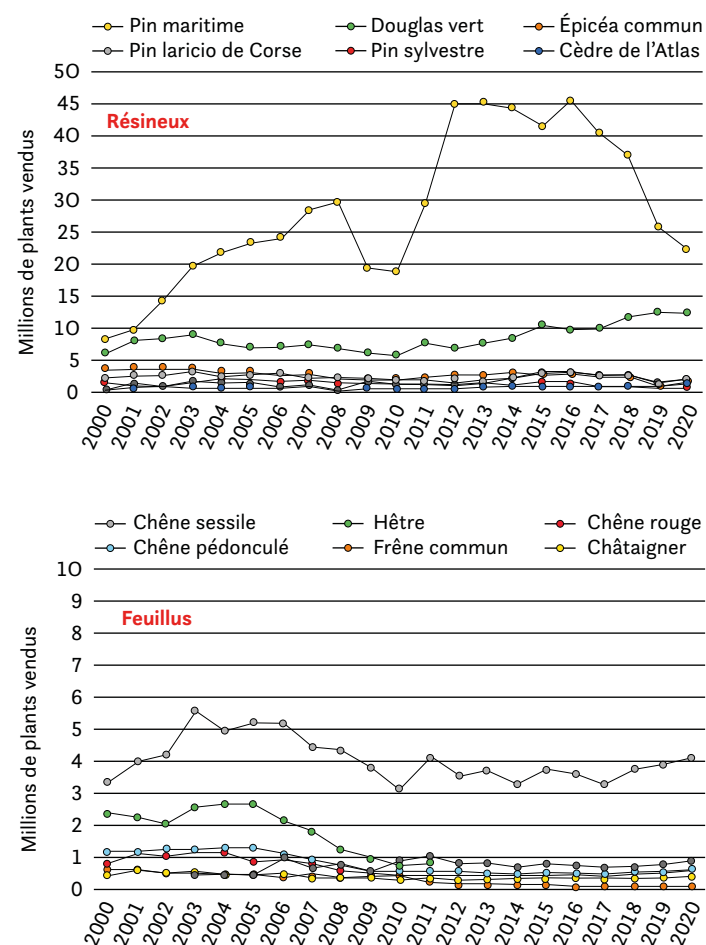


Figure 4-1 : Nombre de plants vendus annuellement en France, pour les principales essences résineuses et feuillues de 2000 à 2020.

Historiquement, les plantations ont été très axées sur le résineux, mais les évolutions récentes des objectifs des plantations (diversification et adaptation) encouragent les plantations de feuillus. Depuis les années 2000, le marché des plants forestiers repose essentiellement sur trois essences : pin maritime, douglas, chêne sessile (contre six essences majeures en 1992, les mêmes auxquelles s'ajoutaient l'épicéa commun, le hêtre et le pin laricio de Corse). Actuellement, certaines essences subissant de forts dépérissements sont en déclin (frêne, épicéa commun, sapin pectiné, hêtre) tandis que d'autres espèces émergent (cèdre de l'Atlas, pin de Brutie, pin de Salzmann, sapin de Bornmueller, sapin de Céphalonie, chêne pubescent), notamment en lien avec l'adaptation des forêts au changement climatique (Tableau 4-1).

Globalement, les plantations réalisées depuis l'après-guerre n'ont pas transformé radicalement la nature de la forêt métropolitaine; en 2017, environ 13 % de la surface forestière présentaient un aspect de plantation selon les relevés de l'IFN.

	Essences	Raison(s) identifiée(s)
Extinction X	frêne commun	chalarose
Très forte baisse ↘↘	épicéa commun	scolytes
Baisse ↘	sapin pectiné hêtre	dépérissements
Stables →	mélèzes Europe et hybride pin sylvestre, pin à l'encens, pin d'Alep, pin parasol, pin noir d'Autriche, érable sycomore, châtaigner, chêne pédonculé	-
Augmentation ↗	douglas	besoins de renouvellement forestier intérêt économique
	pin laricio Corse et Calabre	conjoncturel
	pin maritime	impact des incendies 2022 intérêt économique
	chêne vert, chêne liège, chêne chevelu	diversification
	chêne sessile	« valeur sûre »
	chêne rouge	conjoncturel
Très forte augmentation ↗↗	érable plane, alisier torminal, cormier, merisier, tilleul	diversification, changements climatiques
	cèdre de l'Atlas, pin de Brutie, pin de Salzmann, sapin de Bornmueller, sapin de Céphalonie, chêne pubescent	adaptation changement climatique (mais surfaces encore très faibles)

Tableau 4-1 : Évolution des ventes depuis la saison 2020-2021.

4.1.2 Quels sont les freins pour approvisionner la filière en matériel de reproduction attendu pour réaliser les futures plantations ?

En France, les besoins en **Matériel Forestier de Reproduction** (MFR) vont fortement augmenter, notamment en raison des changements climatiques qui induisent des dépérissements et un effort de renouvellement forestier soutenu et entraînent des demandes importantes, particulièrement pour certaines essences. Les pouvoirs publics accompagnent ces transformations (plan France Relance, plan d'investissement France 2030). L'atteinte des objectifs ambitieux de reconstitution forestière est conditionnée par l'approvisionnement régulier de la filière en MFR performants et diversifiés. Pour cela, il est nécessaire de disposer de **ressources en graines** (peuplements sélectionnés, vergers à graines) suffisantes et adaptées aux nouveaux besoins, et d'une capacité de production (semences, plants) en mesure de répondre à l'accroissement de la demande.

La France dispose d'une filière MFR structurée et organisée au niveau national. Néanmoins, peu de données permettant de mesurer le volume des flux de semences et de plants forestiers intégrée au niveau de la filière et peu d'indicateurs permettant d'anticiper leur évolution dans un futur proche sont actuellement disponibles, et les tendances dans les évolutions à venir quant au choix des essences et des provenances s'apprécient actuellement par l'expertise des acteurs de la filière.

Ces dernières années, des pénuries conjoncturelles ou tendanciennes de MFR ont été observées. Elles étaient multifactorielles : problèmes phytosanitaires et/ou climatiques qui affectent les floraisons ; aléas naturels des fructifications ; mais également défauts d'anticipation de la filière pour l'expression en amont de ses besoins (essences, provenances).

Le parc de **vergers à graines** est actuellement en cours de renouvellement progressif. Cet élan doit être complété par les travaux de création variétale de façon à bénéficier en continu des acquis de la recherche. Les infrastructures de production (semences et plants) sont calibrées pour répondre à une demande en augmentation. Elles doivent cependant être modernisées afin de satisfaire aux nouvelles exigences de qualité, de diversité, et de rapidité de mise à disposition des MFR.

Il est primordial d'anticiper au mieux les besoins des gestionnaires, afin de produire les plants attendus tout en intégrant les durées nécessaires pour récolter les semences et gérer les cultures. À défaut, certains MFR ne seront jamais disponibles.

4.2 Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

4.2.1 Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ?

Des difficultés dans l'acquisition des **régénérations naturelles** gagnent actuellement en fréquence et en intensité, à travers le monde. En France, des études menées récemment dans quelques grands contextes forestiers considérés comme problématiques (sapinière-pessière-hêtraie de montagne, chênaie hydromorphe de plaine, pinèdes de la forêt dunaire aquitaine, chênaie méditerranéenne) ont montré des niveaux faibles de

régénération naturelle, qui ne permettent pas d'assurer un recrutement satisfaisant des tiges. Néanmoins, les études disponibles ne fournissent pas de vision d'ensemble de l'état de la régénération des forêts.

Une **enquête** a été menée en octobre 2021 dans le cadre de l'expertise CRREF (372 réponses reçues) pour estimer le niveau de satisfaction des gestionnaires par rapport aux régénérations naturelles qu'ils ont menées dans différents contextes forestiers.

Trois critères différents étaient proposés. Le critère de **composition et diversité ligneuse** présentait 58 % de réponses positives (« Très satisfait » ou « Satisfait »), le critère de **densité des tiges** 71 % et le critère de **couvert ligneux et d'ambiance forestière** 76 %. Globalement, 45 % des réponses étaient positives pour les trois critères simultanément et 13 % ne l'étaient pour aucun critère.

Dans le cas des hêtraies-chênaies en futaie régulière du Nord-Est et de hêtraies résineuses, régulières ou irrégulières, de montagne, environ les deux tiers des gestionnaires sont satisfaits des régénérations obtenues. Le tiers restant des gestionnaires estiment ne pas être satisfaits. Dans la hêtraie-chênaie en futaie régulière du Centre et du Nord, le niveau de satisfaction est globalement plus élevé.

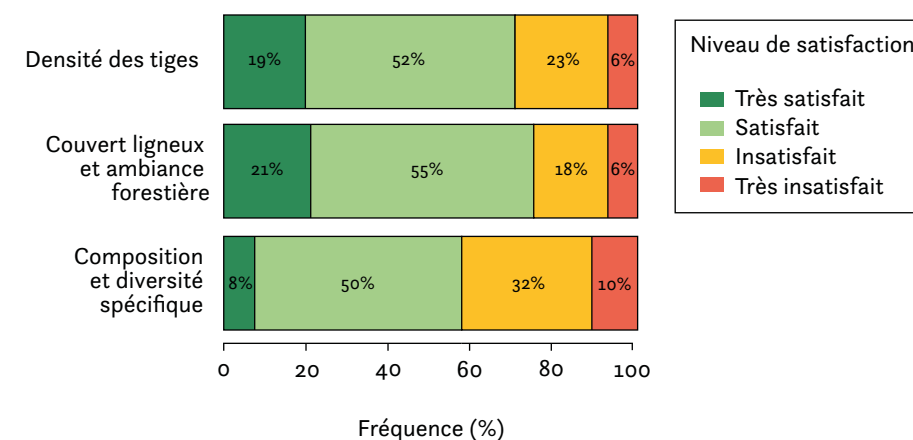


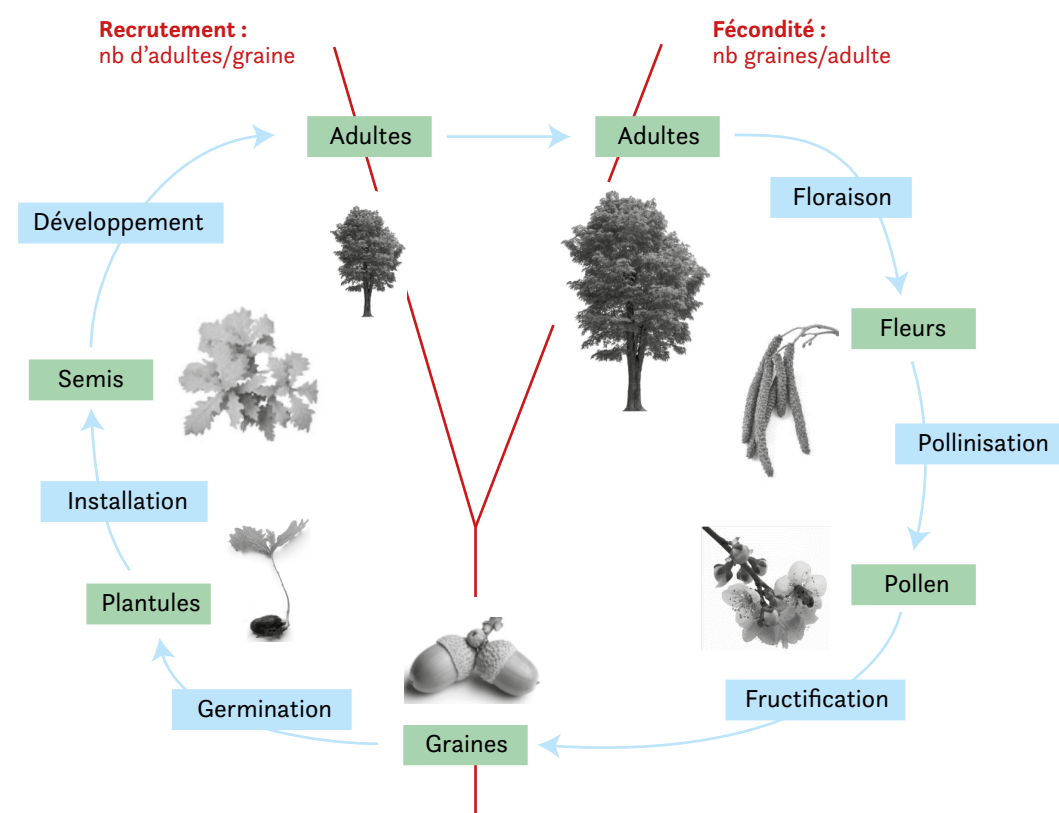
Figure 4-2 : Satisfaction concernant la régénération naturelle selon trois critères, exprimée en pourcentage du nombre de réponses dans une enquête menée en octobre 2021 en France (n = 372).

4.2.2 Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ?

Depuis quelques décennies, les changements climatiques créent des conditions météorologiques moins favorables à la régénération naturelle des forêts. Une synthèse bibliographique approfondie a été menée sur ce sujet.

Le processus de régénération se divise en étapes successives, qui répondent de façon différenciée aux changements climatiques. La **fécondité** (qui réunit les phases

de floraison, pollinisation, fructification) répond aux changements climatiques de façon très différente selon les espèces. Néanmoins, en moyenne, on observe qu'elle dépend fortement de la température et est généralement favorisée par des températures plus élevées que les températures actuelles. À l'inverse, le **recrutement** (qui réunit les phases de germination, établissement et développement des semis) est défavorisé par des températures plus élevées et des bilans hydriques plus faibles, en comparaison avec les conditions actuelles.



Pour de nombreuses essences forestières :

Recrutement :

- défavorisée par des températures plus élevées et des bilans hydriques plus faibles ;
- effets bénéfiques de l'abri dispensé par le couvert plus marqués.

Fécondité :

- favorisée par des températures plus élevées ;
- augmentation du masting (=fluctuation annuelle de la fructification).

Figure 4-3 : Décomposition du processus de régénération et impacts du changement climatique sur les différentes phases.

En forêt tempérée de plaine, les **effets compétitifs** de la végétation et du couvert adulte sur les semis sont généralement plus marqués que les **effets abri**, et le maintien d'une végétation ou d'un couvert adulte au-dessus des graines et des semis s'avère généralement défavorable à leur développement. Dans le futur, si les conditions climatiques se font plus sèches, l'effet abri dispensé par le couvert végétal gagnera en importance et pourrait devenir prépondérant par rapport aux effets négatifs de la compétition.

4.2.3 Quelle a été l'évolution du taux de succès des plantations de l'année au cours des dernières décennies ?

La première année de plantation est une période cruciale pour la **réussite de la plantation** en raison de la fragilité des plants en sortie de pépinière, du transport, du stockage et des contraintes climatiques et biotiques qui conditionnent leur reprise.

Depuis 2007, le Département de la Santé des Forêts (DSF, ministère de l'Agriculture) **enquête** à l'échelle nationale sur les réussites des plantations. Tous les ans, environ 1 000 plantations sont investiguées en fin de première année. L'échantillonnage reflète la diversité des essences plantées dans les différentes régions. Le taux de survie est compté, et les causes de mortalité sont déterminées dans la mesure du possible, qu'elles soient biotiques (insectes, champignons, grands mammifères, rongeurs), abiotiques (sécheresse, gel, etc.) ou anthropiques (qualité des plants, travaux de plantations). Une plantation est considérée comme réussie si plus de 80 % des plants sont vivants.

Sur les 14 années de suivi, 12 % des plants sont morts et 18 % des plantations sont non réussies. Il existe une grande variabilité entre années : 2015, 2018, 2019 et 2020 (années à fort déficit hydrique estival) affichent entre 25 % et 30 % de plantations non réussies. À l'inverse, en 2013, 2014 ou 2021 (années pluvieuses), seulement 10 % des plantations ont échoué. Les **conditions climatiques** ressortent comme le principal facteur de réussite : 85 % des mortalités de plants sont attribuées à une cause abiotique (le plus souvent climatique), complexe (interactions de plusieurs facteurs) ou indéterminée, 8 % sont dues à des attaques de grands mammifères ou rongeurs, 5 % à des insectes et 1 % à des pathogènes. L'impact des pathogènes est certainement sous-estimé en raison de difficultés de diagnostic.

Les peupliers et le pin maritime présentent les meilleurs taux de reprise. Ces **essences** bénéficient d'un itinéraire technique soigné, de stations moins impactées par les aléas climatiques (peuplier) et d'une meilleure tolérance au déficit hydrique (pin maritime).

Une forte **disparité régionale** est observée : les régions Corse, méditerranée, Grand-Est et centre-nord présentent des taux de reprise inférieurs à la moyenne qui s'expliquent essentiellement par les conditions climatiques peu favorables ces dernières années (Tallieu *et al.*, 2022).

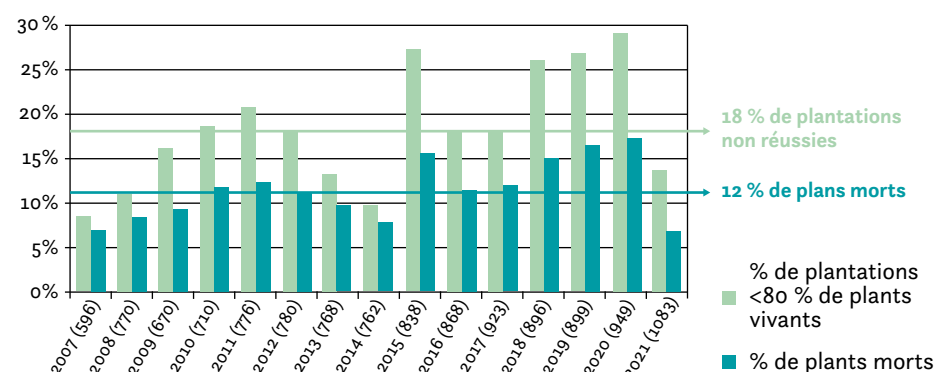


Figure 4-4 : Pourcentage de plants morts et pourcentage de plantations non réussies par an, de 2007 à 2021, toutes essences confondues (enquête nationale DSF).

4.2.4 Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ?

La chaîne de transplantation d'un plant, depuis son milieu d'élevage en pépinière vers son site de plantation en forêt, est un processus critique pour la réussite des reboisements. L'implantation d'un jeune arbre est acquise lorsqu'il a mis en place un système racinaire fonctionnel permettant d'acquérir l'eau et les nutriments dont le plant a besoin pour survivre et croître. Tout dysfonctionnement du système racinaire et toute altération de la circulation de l'eau entre le sol et la plante génère un stress pour le plant. Les accidents météorologiques (sécheresses, chaleurs précoces et gelées tardives) accentuent les contraintes pour la survie et la croissance des plants. Le travail de synthèse bibliographique a mis en évidence deux leviers d'action : l'un sur les plants et l'autre sur le milieu d'accueil.

Les divergences entre comportement juvénile et niche climatique incitent à choisir les essences selon leur potentiel d'avenir mais aussi la robustesse des plants aux accidents météorologiques. Les **caractéristiques biologiques des plants** déterminent leur capacité à surmonter des stress hydriques lors de la transplantation, notamment le potentiel de croissance racinaire. En conditions de fortes contraintes hydriques, les plants de plus gros diamètres au collet apparaissent plus résistants aux contraintes. Le conditionnement en godet, s'il est de taille suffisante, semble donner de meilleurs résultats. Un transport rapide des plants en période de repos végétatif ainsi qu'un stockage soigneux avant plantation sont des gages de qualité et de réussite de reprise.

La **préparation mécanisée du site** limite les risques de stress de transplantation, essentiellement par réduction de la végétation concurrente dans le voisinage immédiat des plants. En revanche, en conditions de canicule, le couvert végétal peut avoir un rôle protecteur pour les plants et son maintien peut s'avérer bénéfique. En zone aride, des techniques de gestion de l'eau permettent de limiter l'intensité et la durée du stress hydrique lors des sécheresses.

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

4.3.1 Comment surveiller les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers et comment limiter leurs impacts ?

Les **champignons pathogènes** et les **insectes ravageurs** causent des dégâts (mortalité, retard de croissances, déformation) dans les renouvellements forestiers. Identifier, quantifier et mieux connaître les agresseurs est indispensable pour estimer l'impact des bioagresseurs et particulièrement les bioagresseurs exotiques en forêt, et concevoir des méthodes de lutte. Cette synthèse s'appuie sur des relevés de dégâts causés par les bioagresseurs réalisés par les correspondants-observateurs du DSF dans le cadre d'une part de la **veille sanitaire opportuniste** menée sur les plantations et régénérations naturelles (5 000 signalements enregistrés) et, d'autre part, de l'**enquête annuelle des plantations** (12 000 plantations inventoriées) sur la période 2007-2021.

Près de 400 problèmes biotiques (champignons ou insectes) ont été notés. Cependant, seuls une quinzaine de bioagresseurs posent réellement problème. Certains peuvent être létaux, comme l'hylobe sur résineux, l'oïdium du chêne, la chararose du frêne, ou encore l'armillaire sur les résineux. D'autres induisent des déformations, des réductions de croissance ou des mortalités de pousses comme le sphaeropsis, la maladie des bandes rouges ou la processionnaire sur les pins. Une proportion notable (25 %) des bioagresseurs incriminés sont d'origine exotique. De fortes disparités spatiales des bioagresseurs sont observées en raison d'une aire de distribution de l'hôte limitée (parasites inféodés au pin maritime ou au peuplier), d'exigences climatiques (rouille suisse du douglas, hanneton) ou d'un processus invasif en cours (cécidomyie du douglas).

L'hylobe (80 % des mortalités entomologiques ou pathologiques) a fait l'objet d'un bilan spécifique. Différents facteurs de vulnérabilité ont été mis en évidence, liés à l'essence (douglas, épicéa de Sitka, épicéa commun sont les plus attaqués), à l'antécédent cultural (les antécédents douglas, épicéa de Sitka, épicéa commun sont les plus attaqués), au délai entre coupe et plantation (les attaques diminuent progressivement et sont faibles au-delà d'un délai de 3 ans) ou aux travaux avant plantation (l'andainage favorise les attaques, la scarification du sol les réduit).

Les changements globaux laissent présager une amplification des problèmes biotiques. La lutte curative étant limitée en forêt, la lutte préventive (travaux sylvicoles, surveillance, diagnostic) offre les leviers les plus importants.

Référence bibliographique sélectionnée : Saintonge *et al.* (2023a).

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

Depuis plusieurs décennies, les populations d'**ongulés sauvages** en France n'ont cessé de croître. Les jeunes arbres sont vulnérables à l'abroussement et les dégâts infligés peuvent altérer fortement le renouvellement. Le niveau d'appétence des différentes essences, combiné à leurs capacités de résistance et de résilience aux abroussements, confère aux essences des avantages ou des inconvénients compétitifs. En présence d'ongulés, les essences les moins abrousées et/ou les plus résilientes à l'abroussement seront favorisées face à celles qui sont les plus abrousées et moins résilientes (Côté, 2004).

Une synthèse a été réalisée sur la base d'informations à dire d'expert, de bases de données bibliographiques et des résultats d'un travail de veille courant.

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 quantitative et qualitative du renouvellement des peuplements (Redick et Jacobs, 2020).

L'usage des **dispositifs de protection ou répulsifs** est un pis-aller permettant de s'affranchir temporairement des dégâts mais avec des coûts monétaires, sociaux et environnementaux à évaluer finement.

Les différentes techniques de gestion de la végétation du sous-étage ont un effet de second ordre sur la réduction des dégâts. À des niveaux de populations modérées, ces travaux portent leurs fruits et le rôle des ongulés peut aussi s'avérer bénéfique pour la régénération (Stokely et Betts, 2020).

Enfin, les dégâts causés par les ongulés au renouvellement des peuplements constituent un frein majeur à la mise en œuvre des stratégies d'adaptation des forêts gérées aux changements climatiques tant pour la réussite des plantations de nouvelles essences que pour l'acquisition d'une complexité de structure visant à accroître la résilience des peuplements (Champagne *et al.*, 2021).

4.3.3 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 ?

Au sein de l'écosystème forestier, les microrongeurs contribuent à disséminer des graines et au travail superficiel du sol, et constituent la proie de prédateurs. Les **dommages** qu'ils causent dans les **jeunes plantations forestières** principalement surviennent dans les tous premiers stades. Les principaux massifs montagneux français de moyenne altitude (Massif central, Vosges, Jura) sont particulièrement concernés. Les signalements de dégâts rapportés par le DSF sont issus de la veille sanitaire et des enquêtes annuelles sur la réussite des plantations. La bibliographie internationale concerne surtout la dynamique des populations de microrongeurs et comporte peu de choses sur les dommages et les méthodes de contrôle (Jacob et Tkadlec, 2010).

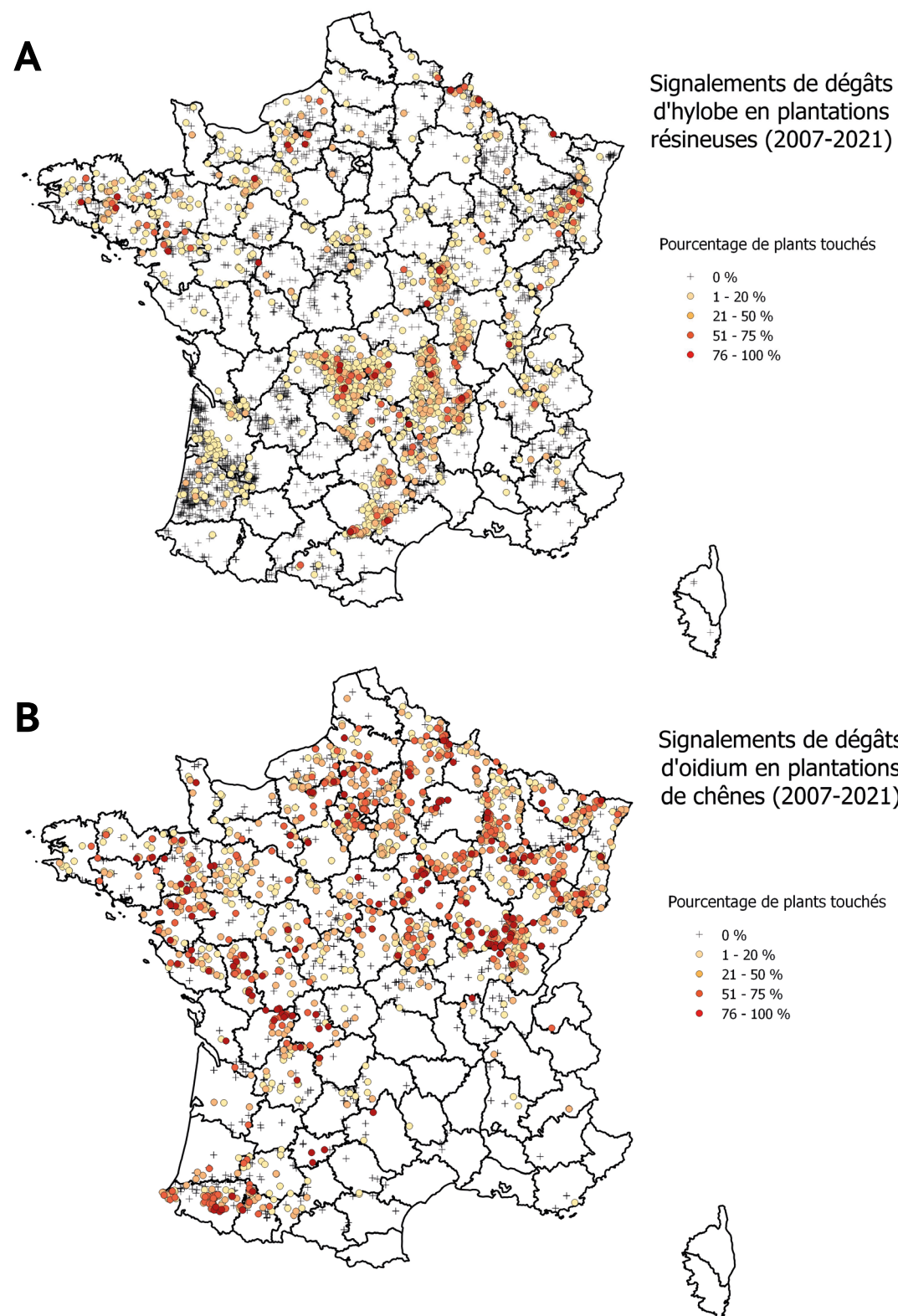


Figure 4.5 : Signalement des dégâts des deux ravageurs les plus fréquents : A) hylobe et B) oidium, de 2007 à 2021.

Pendant les phases de développement démographique des microrongeurs dans les prairies, les prédateurs délaissent les milieux forestiers pour les milieux prairiaux, ce qui facilite l'apparition de dommages en forêt. Les microrongeurs sont très sensibles à l'introduction de plants forestiers sortant de pépinières qui sont repérés et consommés fréquemment dans les jours ou semaines qui suivent leur installation. Les dégâts causés par ces rongeurs concernent les racines et le collet (campagnol terrestre et agreste) qui sont écorcés voire coupés et les parties aériennes au-dessus du collet qui sont le plus souvent écorcées (campagnol roussâtre). Ils sont essentiellement liés à l'espèce de rongeur impliquée, concernent davantage les feuillus que les résineux et surviennent principalement dans la première partie de l'hiver. Plus les surfaces sont importantes et d'un seul tenant, vierges d'arbres perchoirs pour les rapaces, plus l'action des prédateurs est difficile. Si les dommages sont globalement faibles depuis le début des années 2000, ils remettent en cause tout ou partie de la plantation dans 30 % des signalements relatifs aux dégâts de microrongeurs.

L'utilisation des rodenticides étant proscrite au vu du risque d'intoxication de la faune non cible, seule la prévention est envisageable. Si les opérateurs observent (parfois facilement) des rongeurs lors de plantations précoces à l'automne, il est alors préférable d'arrêter le chantier et de le reporter en fin d'hiver, quand le niveau des populations se sera effondré.

À l'avenir, le changement climatique conduira à un allongement de la saison de végétation et de la période de reproduction des rongeurs, ce qui devrait se traduire par une augmentation des populations. Les risques de dégâts dus aux microrongeurs risquent donc de s'accroître surtout si l'on privilégie la plantation comme mode de renouvellement des forêts.

76

4.4 Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

4.4.1 Comment raisonner le choix de la densité et du schéma de plantation des peuplements en monoculture ?

Quand la plantation est choisie pour réaliser le renouvellement forestier, trois questions se posent : (i) quelles sont les capacités actuelles et futures de production de la zone impliquée, (ii) quelles espèces pourront s'y développer en courant le minimum de risques sur le moyen et, si possible, le long terme, et (iii) comment implanter les espèces choisies ? Pour cette dernière question, le **choix de la densité** et du **schéma de plantation** demande réflexion car leurs impacts sont importants sur la dynamique de croissance future du peuplement.

Riou-Nivert (2019) a dressé un inventaire des facteurs influant sur le choix de la densité de plantation regroupés en quatre catégories : techniques, environnementaux, économiques et sociologiques. Sur ce sujet déjà extrêmement documenté dans la littérature scientifique, une synthèse bibliographique a été réalisée avec un focus particulier sur l'impact des agencements. On pourra aussi se référer à West (2013).

La densité de plantation a des effets sur la vitesse de croissance des arbres, le développement de leur houppier, la qualité du bois et la production totale du peuplement et par conséquent est en prise directe avec les objectifs du scénario sylvicole. Pour quelques espèces traditionnellement plantées en France, l'IGN (2017) a montré que les densités utilisées ont diminué globalement au cours des décennies récentes. Pour une même densité, il existe de nombreuses possibilités d'organisation spatiale de la plantation dans l'unité de gestion qui doivent prendre en compte l'antécédent cultural, les espèces présentes, la dynamique du recru, etc. Enfin, la densité de plantation modifie la vulnérabilité des jeunes peuplements aux aléas biotiques et abiotiques sans qu'une réponse simple d'augmentation ou de diminution généralisée puisse être proposée quelles que soient les menaces.

4.4.2 Comment installer et conduire les plantations mélangées ?

Dans un contexte marqué par l'incertitude et le changement, la constitution de **peuplements mélangés** présente plusieurs intérêts potentiels par rapport aux monocultures correspondantes : plus large palette de services écosystémiques ; productivité relative fréquemment supérieure ; stabilité, résilience et flexibilité souvent accrues. À l'heure actuelle, les praticiens sont peu outillés pour installer ces peuplements complexes, ce qui constitue un obstacle à leur mise en place.

L'analyse des ouvrages de référence et des synthèses bibliographiques sur le fonctionnement des peuplements mélangés conduit à identifier trois grands principes qui devraient guider l'installation des mélanges (Bauhus *et al.*, 2017).

Premièrement, il s'agit de définir l'**objectif du mélange** installé et le rôle des espèces constitutives. Le mélange peut viser différents objectifs : faciliter l'installation d'une essence objective ; optimiser la culture d'essences objectives en les associant à des essences d'accompagnement ; installer un mélange d'essences objectives comportant, le cas échéant, des essences principales et associées.

Deuxièmement, il est important de bien raisonner le **nombre**, la **compatibilité** et la **complémentarité des espèces associées**. L'effet bénéfique sur la production peut être obtenu avec un nombre limité d'espèces (deux ou trois). Le choix des espèces doit être fait en fonction de la compatibilité des cycles sylvicoles des espèces, afin d'éviter l'élimination précoce des espèces et de bénéficier au mieux des effets positifs en termes de croissance, qualité du bois, réduction des risques biotiques et abiotiques, et levée des contraintes du milieu.

Troisièmement, enfin, il faudra moduler l'**installation des espèces dans l'espace et dans le temps**. Cette stratégie vise à minimiser la compétition et à maximiser les interactions positives entre espèces, dès la phase d'installation ; elle permet ainsi de réduire la complexité et la récurrence des interventions de gestion ultérieures.

4.4.3 Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements dévastés après une tempête ?

La gestion des peuplements forestiers endommagés par les tempêtes nécessite des stratégies de reconstitution adaptées aux conditions particulières de ces situations : caractère non planifié de l'évènement, présence d'arbres enchevêtrés, présence de

77

nombreux rémanents, réduction brutale du capital financier du propriétaire, demandes fortes en matériel de reboisement et en opérateurs techniques. Un travail de bibliographie scientifique et technique a été mené pour évaluer les principales options sylvicoles envisageables dans ces situations.

Le plus souvent, une dynamique spontanée de reconstitution se met en place après tempête. Néanmoins, les attentes économiques peuvent pousser le gestionnaire à accélérer voire transformer la succession naturelle pour installer plus rapidement un peuplement répondant aux objectifs de gestion. Les quatre grands types de stratégies de reconstitution post tempête, par ordre d'intensité d'intervention sylvicole croissant, sont : la **libre évolution**, la **régénération naturelle**, l'**enrichissement** et la **plantation en plein**.

Il est important de réaliser un **diagnostic** simple et rapide de la situation après tempête pour pouvoir orienter les choix sylvicoles. Le choix de la méthode de reconstitution dépend de la potentialité de la station, du potentiel d'adaptation au changement climatique des essences présentes, de l'état de la parcelle forestière sinistrée, mais aussi de divers facteurs « extérieurs » à l'écosystème tels que les conditions techniques, administratives et réglementaires ou encore les objectifs du propriétaire. Un intérêt particulier doit être apporté à l'exploitation, à la gestion des arbres survivants, à la gestion des rémanents, au développement de la végétation accompagnatrice et à l'état de l'équilibre sylvo-cynégétique.

Les grandes tempêtes peuvent affecter des surfaces importantes et, dans ces situations, la reconstitution représente une fenêtre d'opportunité pour adapter les forêts aux conditions (climatiques et sociétales) futures. Le choix d'un itinéraire de reconstitution doit inclure les réflexions actuelles sur la résilience et la diversité des forêts et sur la multifonctionnalité qui leur est associée, qui pointent notamment vers le recours aux peuplements mélangés.

78

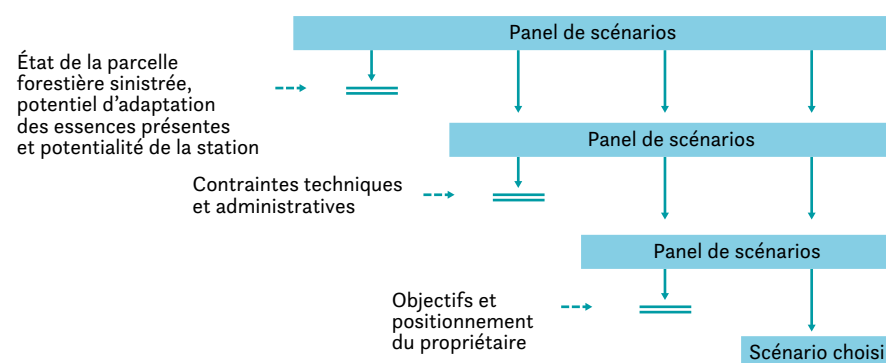


Figure 4-6 : Les principaux filtres qui structurent le choix d'un scénario de reconstitution.

4.4.4 Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements forestiers après une attaque de scolytes ?

Le scolyte **typographe de l'épicéa** (*Ips typographus*) est le ravageur le plus important de l'épicéa commun. Il est connu depuis toujours, mais les dégâts observés depuis 2018 n'ont pas d'équivalents répertoriés depuis au moins les années 1940-50¹. Le DSF évalue à 20 Mm³ le volume de bois scolytés récolté sur la période 2018-2021 dans le Nord-Est, soit un tiers du volume sur pied des pessières situées à moins de 800 m d'altitude dans cette région (Saintonge *et al.*, 2023b).

On peut s'attendre à des épisodes équivalents dans le futur car (i) les étés seront plus chauds et secs du fait du réchauffement climatique, ce qui favorise les pullulations de scolytes (notamment en raison d'un nombre de générations annuel plus important) et une moindre résistance des arbres aux attaques parasitaires, (ii) les tempêtes mais aussi les vents d'intensité moyenne comme ceux qui ont causé des dégâts dispersés en 2018 (Gardiner, communication personnelle) constituent des facteurs d'initiation importants des pullulations, et (iii) la récolte rapide des arbres scolytés, seule modalité de lutte efficace – et qui a fait ses preuves au cours des décennies écoulées (Marini *et al.*, 2017), n'est pratiquement plus appliquée du fait de la généralisation de la récolte mécanisée à l'aide d'abatteuses (qui ne sont pas mises en œuvre pour des arbres ou bouquets d'arbres dispersés) alors que jusqu'au début des années 2000, les tracteurs débardeurs travaillaient encore en association avec des bûcherons.

Des surfaces importantes de bois scolytés, comme celles qu'il faut gérer à la suite des attaques récentes, seront donc à reconstituer, jusqu'à extinction des surfaces des pessières vulnérables. Parmi les solutions à disposition, il est possible d'opter pour une plantation, en remplaçant l'épicéa par une essence mieux adaptée à la station actuelle et aux conditions climatiques futures ou, afin d'intégrer les incertitudes sur l'ampleur des changements climatiques, d'opter pour un mélange d'essences qui permettra, en principe, de disposer d'alternatives de production et de la conservation d'une ambiance forestière en cas de dépérissement massif d'une essence. La reconstitution pourra s'effectuer par (i) **plantation de plusieurs essences** sur l'ensemble de la surface à reconstituer, (ii) valorisation de la **régénération naturelle** présente, en favorisant le maintien de plusieurs essences lors de son développement, ou (iii) **enrichissement** de la régénération naturelle par plantation d'essences complémentaires à celles présentes naturellement.

Dans le cas où les bois scolytés n'ont pas été coupés rapidement (environ 1 an après l'attaque de scolytes) et sont dégradés, ce qui diminue la valorisation économique, l'option de **non intervention**, sans coupe ni extraction des bois scolytes, présenterait les avantages (i) de faire l'économie de l'exploitation et du nettoyage de la parcelle, (ii) de préserver les sols (non parcourus par des engins), et (iii) d'assurer (par le biais des arbres morts qui s'effondrent progressivement) une certaine protection de la régénération naturelle contre l'abrutissement par les cervidés. *A contrario*, cette solution accroît aussi les risques (incendies, sécurité pour les promeneurs liée aux chutes

1. Dans la mémoire des forestiers subsiste le souvenir qu'immédiatement après la Seconde Guerre mondiale, les étés secs (1949 notamment) en l'absence de lutte à cette époque avaient occasionné des dégâts considérables, notamment dans les Vosges.

79

d'arbres) (Hlásny *et al.*, 2019). Une telle option serait à réserver, le cas échéant, à des zones où la régénération en épicéa n'est pas abondante lorsqu'on souhaite écarter une succession par l'épicéa.

Les différents itinéraires de reconstitution, avec ou sans récolte des rémanents, et leurs conditions d'application sont détaillés dans le guide pour la mise en œuvre de renouvellements mélangés, basés sur les principes de la sylviculture mélangée à couvert continu (Laurent *et al.*, 2022). De manière générale, la méthode de reconstitution dépendra de la nature de la régénération naturelle disponible mais, avant tout, des moyens dont dispose le propriétaire pour gérer le mélange lors du développement du peuplement. Pour tester des itinéraires de reconstitution et évaluer dans quelle mesure ils permettent de répondre aux objectifs du propriétaire, des réseaux d'expérimentation et de suivi se mettent en place, comme l'Observatoire des Reconstitutions Mélangées post-Scolytes du projet EGIDE (installation en 2023 et 2024), qui compléteront une analyse des approches mises en œuvre dans les pays voisins parfois touchés plus durement encore par les scolytes.

4.4.5 Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements après un incendie ?

En France, le risque d'incendie en forêt concerne traditionnellement et en premier lieu la zone méditerranéenne et le Sud-Ouest. Après incendie, une forte pression sociétale pousse généralement à reconstituer rapidement les peuplements sinistrés. Les différentes options disponibles pour la reconstitution ont été explorées sur la base d'un travail de capitalisation d'expérience sur la gestion post-incendie par les acteurs de gestion.

Le choix d'une stratégie de reconstitution des peuplements débute par une réflexion sur les **objectifs** poursuivis par la **reconstitution**, qui se trouvent généralement parmi la protection des milieux naturels, les actions incluses dans la Défense des Forêts Contre les Incendies (DFCI), la préservation de la qualité paysagère, la préservation de la biodiversité, la production forestière et la séquestration du carbone.

Ensuite, il est nécessaire d'évaluer les capacités de reconstitution par la **dynamique spontanée** de la flore forestière. Cette évaluation implique une analyse experte des caractéristiques des peuplements en place, ainsi que de l'ensemble des facteurs susceptibles d'influencer leur reconstitution. Le diagnostic se base sur une évaluation de la sévérité de l'incendie, de l'historique du peuplement, des caractéristiques stationnelles et prend en compte la taille et la forme des zones incendiées.

L'**itinéraire technique** est choisi en fonction de la capacité de reconstitution spontanée et des objectifs de la reconstitution. Les opérations d'abattage des bois brûlés, souvent mises œuvre pour des raisons paysagères, ou de mise en sécurité du site, doivent être raisonnées en fonction de leur impacts potentiels sur les sols et la régénération, ainsi que sur la biodiversité. Le niveau d'intervention pour la reconstitution peut varier, selon une intensité croissante, d'un simple suivi de la reconstitution naturelle, à des actions d'accompagnement des dynamiques naturelles jusqu'à la restauration par reboisement. L'intensité du feu, la récurrence, le potentiel de semenciers, les conditions stationnelles et la concurrence de la végétation spontanée mais aussi les objectifs

des propriétaires, des contraintes liées à la prise en compte du changement climatique ou la pression d'abrutissement sont autant de facteurs qui vont conditionner les choix techniques.

Référence bibliographique sélectionnée : Moreira *et al.* (2012)

4.4.6 Quelle est la diversité des initiatives de renouvellement forestier testées dans les territoires ? Peuvent-elles venir appuyer une réflexion sur la diversification des pratiques de renouvellement ?

Le choix des itinéraires techniques de renouvellement à privilégier dans un contexte de changement climatique doit être guidé par des recommandations préalablement validées sur le terrain. Ces recommandations peuvent s'appuyer sur des expérimentations installées avec un protocole scientifique et sur des **initiatives de renouvellement dans les parcelles test**. Une enquête a permis de réaliser un premier panorama des initiatives de renouvellement mises en place par les acteurs de la R&D au cours des 20 dernières années en France. Ce travail a visé préférentiellement des alternatives à la plantation monospécifique en plein régulière et dense après coupe rase et/ou des initiatives visant à faire face à diverses contraintes du changement climatique.

Au total, 143 initiatives signalées par le CNPF, l'ONF, les Coopératives forestières, les Chambres d'agriculture et les propriétaires forestiers ont été recensées sur l'ensemble du territoire français. Parmi elles, 60 ont été sélectionnées pour une caractérisation plus poussée.

La mobilisation des répondants témoigne d'une forte préoccupation pour la recherche d'alternatives aux pratiques les plus communes jusque-là et pour le partage d'expérience. L'intérêt pour la mise en place de **mélanges d'essences** se révèle important. Les schémas d'installation sont parfois complexes (densités variables, association de zones plantées et de zones en régénération naturelle, motifs associant différemment dans l'espace plusieurs essences, etc.). Une des difficultés de cette enquête réside dans la caractérisation des initiatives et une clarification du vocabulaire utilisé a été nécessaire (Bastien et Gauberville, 2011). Cette enquête, qui débouchera sur l'élaboration d'un catalogue, constitue une **référence de travail** pour de futurs recensements. Elle pourra donner lieu à une analyse approfondie de l'intérêt des démarches recensées et permettra le pointage de certains schémas d'installation qu'il serait intéressant de tester sur le terrain.

4.4.7 Quelles sont les évolutions récentes et pressenties en Europe dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique ?

Les changements climatiques amènent les acteurs forestiers à questionner leurs pratiques sur le renouvellement forestier. Une **consultation d'experts européens** sur les évolutions récentes et pressenties des modes de régénération a été organisée dans le cadre de l'expertise CRREF. L'enquête s'est appuyée sur l'Institut européen de la forêt cultivée qui a contacté par courriel plus de 130 professionnels (chercheurs, universitaires, gestionnaires et responsables d'administrations ou de services forestiers) de son réseau, répartis dans toute l'Europe (21 pays). Compte tenu des moyens et des délais

imputés à cette tâche, il n'a pas été possible de faire un échantillonnage stratifié complet et d'y associer la société civile de chaque pays.

Des experts des **dix pays** suivants ont répondu : Norvège, Suède, Pays-Bas, Allemagne, République tchèque, Suisse, Royaume-Uni, Irlande, Espagne, Portugal. C'est donc essentiellement un gradient nord-sud, de la Scandinavie au Portugal, qui a été renseigné. La moitié des répondants sont des chercheurs, les autres sont essentiellement des gestionnaires forestiers (privés ou publics).

Les principaux enseignements de l'enquête sont les suivants :

- les informations récoltées sur les **alternatives à la plantation traditionnelle** sont peu nombreuses et relativement pauvres. Il est vraisemblable que cela soit plus dû à un manque d'information des répondants qu'à un défaut d'initiatives dans ce domaine, mais on ne peut le vérifier ;
- les causes d'**échec des plantations** après coupes rases semblent assez classiques (hylobe, grands ongulés, etc.), avec une seule mention aux problèmes liés à la surface des reboisements faisant suite aux problèmes sanitaires de grande envergure ;
- le système de **suivi des plantations de l'année** mis en œuvre en France par le DSF ne semble pas avoir d'équivalents dans d'autres pays. Le système suédois, seul outil standardisé mentionné, ne se limite pas, à la différence du suivi français, aux plantations de l'année ;
- les régions où la **régénération naturelle** est en progression semblent correspondre davantage à des situations de fortes perturbations qu'à des choix. Ailleurs, la **régénération artificielle** voit sa place augmenter en lien avec la nécessité d'adapter les forêts au changement climatique.

Alors que la pratique de la coupe rase est décriée par la société civile dans de nombreux pays (Sotirov *et al.*, 2022), on ne semble pas observer, jusque-là, de recul net de la pratique des coupes rases dans les pays où l'économie forestière est importante. Il pourrait en fait exister des mouvements opposés, vers plus de sylviculture à couvert continu dans certaines conditions, et vers plus de plantations et de coupes rases dans d'autres.

Partie 5 | Questions transversales

L'expertise CRREF a été conduite en traitant de façon largement indépendante la thématique du système coupe rase-renouvellement et celle du renouvellement des peuplements en contexte de changement climatique, ce qui semble mener parfois à des paradoxes.

L'objectif de cette Partie est d'explicitier et de discuter brièvement certaines divergences à travers deux sujets : (1) les questions que pose la mise en œuvre d'une adaptation « active » au changement climatique pour la politique de conservation des écosystèmes forestiers et (2) la façon de concilier la mise en œuvre d'une sylviculture « intensive » et la préservation des écosystèmes forestiers ainsi gérés.

5.1 Adaptation accélérée au changement climatique (notamment choix d'essences pour le futur) *versus* politique de conservation des écosystèmes forestiers

L'expertise CRREF met en évidence des contradictions entre la **nécessité de renouveler des peuplements par plantation** et le besoin de **tenir compte des impacts négatifs des coupes rases et des plantations sur la biodiversité forestière**. Par exemple, on conclut d'un côté qu'il est préférable, pour conserver la biodiversité forestière, de promouvoir la régénération naturelle, de réduire la place des plantations, de recourir de façon limitée aux essences exotiques, mais sans prendre en compte la question du changement climatique, notamment parce que le sujet est complexe, l'analyse compliquée, et la disponibilité de résultats faible. De l'autre, l'adaptation des forêts au changement climatique, qui vise à limiter les dépérissements et les problèmes sanitaires, à maintenir un couvert boisé, et à assurer l'approvisionnement de bois de qualité à moyen/long terme, pousse la filière forêt-bois à créer dès à présent les conditions de maintien d'un couvert boisé et de garantie de l'approvisionnement en bois, en appliquant des méthodes de gestion et de renouvellement des peuplements plus « interventionnistes ».

Ces deux préoccupations sont légitimes, mais elles ont chacune leurs limites. En effet, raisonner la gestion forestière de demain sous contrainte du changement climatique sans considérer l'ensemble de l'écosystème forestier et sa biodiversité, de même que préconiser des choix sylvicoles favorables à la biodiversité sans tenir compte des

effets induits par le changement climatique sur le peuplement forestier et la biodiversité, ne constituent pas des démarches abouties.

Ainsi, ces questions sont traitées de façon incomplète en considérant les relations entre deux des trois compartiments « changement climatique », « gestion forestière » et « biodiversité » en analysant :

- soit (1) les effets du changement climatique sur les arbres et les peuplements forestiers, dans l'objectif de dégager des pistes pour adapter la gestion forestière au changement climatique ;
- soit (2) les impacts de la gestion forestière sur la biodiversité associée, avec l'objectif de fournir des recommandations pour une gestion forestière plus favorable à la biodiversité ;
- soit enfin (3) les effets du changement climatique sur la biodiversité (non ligneuse), avec l'objectif d'évaluer les déplacements des aires de distribution des espèces induits par une hausse des températures ou une modification du régime des précipitations.

Or, dans chaque cas, l'analyse oublie les effets induits par – ou sur – le troisième compartiment.

Autrement dit, il est important de dépasser ces visions partielles pour adopter une vision plus intégrée, qui considère le triptyque « changement climatique, gestion forestière et conservation de la biodiversité ». En effet, l'adaptation concerne aussi la biodiversité et toutes les dimensions forestières.

Par exemple, les stratégies d'adaptation de la sylviculture aux changements climatiques, qui proposent d'augmenter le niveau des prélèvements de bois, de raccourcir la durée des cycles sylvicoles et d'augmenter la densité des routes forestières pour pouvoir être plus réactif aux crises, sont discutables car elles ne sont pas compatibles avec une gestion forestière favorable à la biodiversité. *A contrario*, promouvoir une gestion forestière vertueuse en termes de biodiversité sans tenir compte des effets induits par le changement climatique sur la répartition des essences forestières peut conduire à des impasses si l'habitat forestier qui héberge la biodiversité que l'on veut protéger a de fortes chances de disparaître selon les projections climatiques futures. Ainsi, une étude réalisée dans un grand massif forestier en Loire et Allier (visant à isoler, au sein des effets globaux des changements climatiques, le rôle spécifique des changements de composition en essences induits par le climat) indique que la quantité d'habitat disponible pour certaines espèces d'oiseaux forestiers d'ici 2050 (associées préférentiellement à des essences particulières) peut être bien plus influencée par les changements de composition en essences induits par les changements climatiques que par les changements directs liés aux variations de l'enveloppe climatique des oiseaux (Lalechère et Bergès, 2022). Il est donc crucial de comprendre comment le climat modifie indirectement la distribution de la végétation dominante et de saisir clairement les effets en cascade des changements climatiques sur la dynamique des espèces (Titeux *et al.*, 2016 ; He *et al.*, 2019). Un point clé réside dans notre méconnaissance des capacités d'adaptation des peuplements forestiers aux changements climatiques, en ce sens qu'il n'est pas certain que tous les peuplements situés en dehors des aires prédites futures disparaissent aussi vite et massivement que les modèles ne le prédisent. De même, les modèles d'habitat d'espèces tiennent rarement compte des capacités d'adaptation des espèces animales

face au changement de ressources disponibles de leur environnement à la suite d'une modification de leur habitat. De plus, dans leur crainte de voir toutes les forêts productives s'effondrer, les pouvoirs publics et la filière forêt-bois peuvent opter pour des stratégies très « interventionnistes », et aller au-delà des prévisions les plus pessimistes des modèles climatiques, quitte à reproduire certaines erreurs du passé (n'oublions pas que la gestion des plantations, avec leurs échecs éventuels, et des exotiques est sujette à des difficultés). *A contrario*, étant donné la vitesse du changement climatique, bien supérieure aux capacités de migration de nombreuses espèces (Loarie *et al.*, 2009), la migration assistée des espèces (ligneuses et autres) doit être envisagée pour assurer leur maintien à moyen terme (Vitt *et al.*, 2010), même si la pertinence de la migration assistée fait l'objet de débats (Hewitt *et al.*, 2011 ; Loss *et al.*, 2011).

Enfin, une quatrième dimension qui doit entrer en ligne de compte dans ce type d'arbitrage est le rôle de la forêt pour la régulation du climat à court ou moyen terme, au travers du stockage de carbone *in situ*. Ainsi, la conservation des écosystèmes forestiers peut être comprise non seulement comme la préservation de la biodiversité mais aussi comme le développement du stock de carbone dans le sol (avec notamment le maintien du couvert) et le peuplement (par exemple plus de gros bois). Cette dimension supplémentaire va cependant relativement de pair avec la conservation de la biodiversité, c'est-à-dire que les pratiques qui favorisent le stockage de carbone dans le sol et le peuplement sont en général favorables à la biodiversité (Pichancourt *et al.*, 2014 ; Di Marco *et al.*, 2018).

Pour proposer des modes de gestion forestière et de renouvellement des peuplements permettant de répondre au double enjeu d'adaptation au changement climatique et de préservation de la biodiversité, la solution n'est pas seulement « technique », mais implique de progresser le plus rapidement possible dans plusieurs domaines, pour combler les lacunes de connaissances sur les effets directs et indirects induits par le changement climatique sur les écosystèmes forestiers et leur biodiversité : (1) poursuivre l'amélioration des modèles prédictifs de réponse des essences forestières aux climats futurs en tenant compte de tous les processus écophysologiques (mortalité, capacité d'adaptation des peuplements aux changements environnementaux, dispersion des individus), (2) réduire les niveaux d'incertitude des modèles prédictifs, et (3) continuer et amplifier les expérimentations de réaction des végétaux (ligneux et non ligneux) au changement climatique (*ex et in situ*, plantations comparatives, etc.)

5.2 Préserver les écosystèmes forestiers en contexte de sylviculture mécanisée

Le système coupe rase-plantation recourt largement à une **sylviculture mécanisée** pour la réalisation de différentes opérations : exploitation des arbres adultes (coupe, débardage), gestion des rémanents après coupe (exportation, broyage, éventuellement andainage ou dessouchage), préparation mécanisée du site (PMS) avant plantation, entretiens des cloisonnements et travaux sylvicoles après plantation (principalement des dégagements). Pour chacune de ces opérations, la mécanisation vise une simplification de la mise en œuvre, une réduction des coûts, ainsi qu'une réduction de la pénibilité du travail pour les opérateurs. Dans le cas de la PMS, il y a en outre une amélioration

significative de la reprise et une meilleure croissance initiale des plants, tout particulièrement les années marquées par des sécheresses estivales et dans les situations de forte concurrence herbacée.

Le revers de la mécanisation est qu'elle comporte des risques avérés de dégradation de l'écosystème, et notamment des propriétés physiques, chimiques et biologiques (dont la perte de carbone) du sol. Si la mécanisation des pratiques est amenée à s'accroître dans les années à venir, cette évolution demande de disposer et de mettre en œuvre des méthodes respectueuses des sols et de leur biodiversité, à la fois pour l'exploitation, la plantation et les travaux sylvicoles.

En France, ces questions ont été abordées après les tempêtes de 1999, dans un premier temps pour la **phase d'exploitation**, et ont abouti aux guides Prosol (Pischeda, 2009) et Pratic'sols (Augoyard *et al.*, 2021) qui présentent une série de recommandations : réglementer strictement la circulation des machines dans les peuplements selon le niveau de sensibilité des sols au tassement, installer des cloisonnements pérennes et limiter le poids des machines. Plus récemment, l'enchaînement des opérations d'exploitation, de nettoyage, de reboisement et d'entretien a été questionné du point de vue de leur cohérence en matière de protection des sols et de la biodiversité, et le besoin crucial d'une meilleure connexion de ces opérations, qui doivent être réfléchies au sein d'un itinéraire technique global, est apparu. Les principaux enjeux sur cette cohérence sont les suivants :

- réduire le plus possible la surface circulée, et donc tassée, par les engins entrant successivement dans la parcelle. Cela passe notamment par le maintien de l'emplacement des cloisonnements à toutes les étapes de la vie du peuplement et entre les deux générations de peuplements, au moyen de leur matérialisation durable (souches hautes ou jalons) dans les parcelles ou de leur repérage précis dans un système SIG couplé à l'utilisation de GPS dans les machines. La faisabilité de ces méthodes est actuellement en cours d'évaluation dans différentes régions ;
- limiter le plus possible les opérations de broyage, d'andainage et de dessouchage après coupe, ce qui requiert la conception de méthodes alternatives de reboisement. La méthode Eco-Reboisement développée par la Coopérative Forestière Bourgogne Limousin est un exemple de ce type d'itinéraires intégrés.

Les recherches sur la **PMS** menées depuis le milieu du XXe siècle se sont très longtemps cantonnées aux performances technico-économiques des méthodes, alors que la prise en compte des dimensions environnementales et sociales des méthodes n'a débuté que récemment. Dans un contexte de changement climatique avec des étés chauds et secs qui exacerbent l'échec des plantations notamment en cas de végétation concurrente ou de tassement du sol, la PMS apparaît, en cas de coupe rase et reboisement en plein, de plus en plus comme un outil indispensable pour assurer la bonne installation des plants. Dans ces conditions, le succès de la plantation est en général positivement corrélé à l'intensité des travaux réalisés (que l'on peut estimer par le volume de sol travaillé, ou par la quantité de végétation supprimée) sauf s'ils sont réalisés en condition humide. Ces travaux peuvent être limités à une zone réduite autour du plant (50 à 100 cm), ce qui permet de réduire très significativement les perturbations du sol au niveau de la parcelle, en comparaison avec des travaux réalisés en plein sur la

parcelle. Ces observations militent en faveur de travaux de PMS intensifs mais très localisés, typiquement des potets individuels ou des placeaux de 9 à 25 plants, afin de laisser intact le reste de la parcelle. En outre, il est primordial d'éviter de réaliser ces travaux en conditions de sol humide, d'utiliser des machines légères et de limiter les déplacements dans la parcelle, afin de réduire le tassement et l'orniérage du sol. Notons qu'au-delà de ces recommandations très générales, il n'existe actuellement pas de guide opérationnel pour choisir les outils et encadrer les conditions de réalisation de PMS, dans le but de garantir des impacts limités sur le sol. Par ailleurs, dans la pratique actuelle, la disponibilité des machines et des chauffeurs et l'organisation des campagnes de travaux ne garantissent pas le respect des recommandations générales, et de nombreux chantiers de PMS se déroulent dans des conditions où le sol est sensible aux contraintes induites par la mécanisation.

À l'heure actuelle, les **travaux d'entretien** des plantations sont peu mécanisés en France, mais la nécessité de réduire la pénibilité du travail des ouvriers sylvicoles, la demande pour des métiers plus qualifiés et la réduction de la main d'œuvre disponible poussent à augmenter la mécanisation de ces opérations. Comme pour la PMS, la mécanisation des travaux d'entretien devra passer par le développement de machines légères, agiles et réalisant des travaux localisés, afin de réduire leurs impacts sur les qualités physiques et biologiques et ainsi maintenir la productivité future des peuplements.

Pour finir, rappelons qu'avant de s'engager dans un itinéraire de plantation, il est important de comparer les options qui s'offrent pour renouveler le peuplement, qui se situent dans un gradient d'intensité d'intervention de la régénération naturelle à la plantation en enrichissement et la plantation en plein. Pour cela, il est nécessaire de connaître à la fois la capacité de régénération naturelle du site et sa sensibilité aux interventions mécanisées. Ces diagnostics seront mis en regard avec les objectifs de gestion, et la plantation devra être réservée aux situations où la régénération ne permet pas de remplir ces objectifs et où les conditions locales (caractéristiques stationnelles du site, organisation du chantier, disponibilité des opérateurs, etc.) permettent d'assurer la mise en œuvre d'interventions assurant le reboisement qui soient respectueuses des sols. Dans les autres situations, les itinéraires utilisant la régénération naturelle et minimisant les interventions mécanisées seront préférés. Pour mettre en place cette démarche, des outils de diagnostic du potentiel de régénération et de sensibilité des sols vis-à-vis de la PMS ainsi que des **guides pratiques** pour la mise en œuvre d'une mécanisation respectueuse des sols lors des **reboisements**, doivent être mis à disposition des praticiens forestiers.

Conclusions et perspectives

Principaux enseignements scientifiques et techniques

Définition de la coupe rase

Sur un **plan historique**, les forestiers utilisent l'expression vernaculaire de « coupe rase » depuis la Première Guerre mondiale, alors que le terme de « coupe à blanc-étoc » était utilisé depuis au moins l'Ordonnance de 1669, pour nommer un type de coupe désignant originellement le mode d'abattage d'un arbre, puis la coupe d'une certaine surface, qu'il s'agisse d'un taillis ou d'une futaie.

La **définition sylvicole** de la coupe rase proposée est proche des définitions couramment utilisées, à savoir « une coupe qui retire en une fois la quasi-totalité des arbres du peuplement et laisse le sol majoritairement nu (dépourvu de végétation herbacée ou ligneuse de plus de 50 cm de haut environ) avant régénération, artificielle le plus souvent, du peuplement ».

D'un **point de vue écologique**, l'analyse des critères microclimatiques et biogéochimiques ne permet pas de proposer un seuil précis de surface de coupe rase en deçà duquel il n'y aurait pas de perturbation notable du fonctionnement mais les niveaux évoqués semblent nettement en deçà du seuil de 0,5 ha généralement retenu en sylviculture comme la limite entre la futaie régulière par parquets et la futaie irrégulière par bouquets.

Enfin, sur un **plan juridique**, les juristes, mais également les ONG environnementales ou le public pourraient trouver insuffisante la définition sylvicole et faire valoir qu'il serait légitime de se situer plus clairement dans une logique d'« impact » au regard des problèmes identifiés dans l'expertise. L'enjeu serait alors de déterminer si ces impacts sont notables, réversibles et temporaires ou permanents, et s'ils nécessitent ou non des mesures d'évitement, de réduction d'impact ou de compensation.

L'évaluation et le suivi des coupes rases et autres types de pertes de couvert

Pour les **années 1980**, l'IFN avait estimé à 31 100 ha la surface annuelle de coupes rases en France métropolitaine, pour une taille moyenne de 4 ha. En y ajoutant les autres types de coupes prélevant plus de 90 % du couvert (majoritairement des coupes définitives dans le cadre de la régénération naturelle), la surface concernée était estimée à 67

900 ha/an. Les coupes rases représentaient ainsi un peu moins de la moitié des coupes ayant prélevé plus de 90 % du couvert.

Pour les **années 2011-2020**, le niveau des coupes rases ne peut être évalué pour des raisons de changement de méthode du recensement IFN. La superficie des coupes ayant prélevé plus de 90 % du couvert s'élève à 67 800 ha. Globalement, il n'y aurait donc pas eu d'évolution notable à 30 ans d'intervalle, mais il convient de rester prudent en raison des changements méthodologiques.

Les coupes ayant prélevé plus de 90 % du couvert montrent de très fortes **disparités régionales**. Ainsi, la Nouvelle-Aquitaine concentre actuellement la moitié de ces coupes pratiquées dans l'hexagone, du fait que (i) la coupe rase est dominante dans cette région et (ii) les essences concernées (pin maritime surtout) sont à révolution courte. Dans les grandes régions forestières comme le Grand-Est, qui font l'objet de passages réguliers en coupes mais où les essences concernées (chêne, hêtre,...) ont une révolution plus longue et où la futaie régulière est moins dominante (en raison de la place du mélange taillis futaie et de la futaie irrégulière), ce taux est cinq fois plus faible qu'en Nouvelle-Aquitaine. Enfin, ce taux est minimal dans les régions où presque aucune exploitation n'intervient, parfois sur une période assez longue (Provence-Alpes-Côte d'Azur, Corse). Localement, l'impression des observateurs est encore plus contrastée lorsque les coupes tendent à se répéter d'année en année dans les mêmes zones. C'est par exemple le cas du Morvan.

Parmi les évolutions marquantes depuis les années 1980, on note, en forêt privée, davantage de coupes rases dans les forêts dotées d'un **Plan simple de gestion** (PSG) en lien avec la transformation de peuplements pauvres. *A contrario*, on note une nette baisse de la proportion de coupes rases et fortes en **forêt publique**. Les années les plus récentes sont par ailleurs marquées par l'importance prise par les **problèmes sanitaires**. Les dégâts sur l'épicéa (scolytes) ont été bien documentés par voie satellitaire (Service Theia, INRAE) et au sol (par l'ONF, base de données terrain). Des dégâts importants sont observés en forêt privée sur le châtaignier.

Une difficulté importante de l'interprétation des chiffres disponibles est que le suivi au sol par l'IFN et par voie aérienne ou satellitaire (télédétection) détecte des pertes de couvert arboré résultant de coupes rases ou fortes mais aussi (en proportions variables dans le temps) de mortalités ou de perturbations dues à des maladies, des incendies, des aléas climatiques, des défrichements, etc.

L'évaluation des pertes de couvert établie par **voie satellitaire** pour les années récentes (2017-2021) indique (i) une image globalement cohérente entre le suivi réalisé à l'échelle nationale (Service Théia, INRAE) et à l'échelle mondiale (Hansen *et al.*, 2013) (70 000 ha/an), et (ii) des estimations de surface prélevée annuellement cohérentes entre la surveillance aérienne et le suivi au sol par l'IFN. Environ 70 % des pertes de couvert détectées ont moins de 4 ha d'après un croisement des données satellitaires et au sol.

L'absence apparente d'augmentation des coupes prélevant plus de 90 % du couvert est surprenante au regard (i) de l'arrivée à terme progressive des plantations du Fonds forestier national (FFN) qui datent, pour une bonne partie, des années 1950-1970, (ii) du

développement récent des coupes de taillis (prises en compte dans ces relevés) pour le bois énergie, ou encore (iii) de la montée en puissance des forêts dotées de PSG en forêt privée (qui prévoient parfois des transformations des peuplements les plus pauvres). On peut faire l'hypothèse que des tendances contraires ont opéré, comme le recul volontaire des coupes rases chez certains propriétaires ou gestionnaires individuels, l'arrêt des coupes rases dans les forêts domaniales d'Île-de-France, etc.

Les effets de la coupe rase sur le milieu physique et chimique

Globalement bien documentés, y compris à nos latitudes, les principaux **effets des coupes rases sur le milieu physique et chimique** (i) sont généralement négatifs sur la structure, la fertilité chimique et le stockage de carbone des sols, le microclimat et certains risques associés (chablis, gels tardifs, canicules), ainsi que sur la qualité des cours d'eau, (ii) sont d'une ampleur très variable selon les conditions locales (climat, pente, texture du sol, etc.) et les modalités de coupe et de renouvellement, (iii) peuvent être irréversibles (perte de sol par érosion) mais s'estompent généralement avec le temps, avec une durée des effets variant, selon le processus, de quelques années à plusieurs décennies, (iv) augmentent (pour les paramètres suffisamment documentés) avec la taille des coupes, sans effet de seuil (ou alors très faible, < 1 ha).

Les types de risques liés à la coupe rase sont de plusieurs ordres :

1. **Risques liés aux modifications du microclimat proche du sol** : les amplitudes journalières et saisonnières de température sont augmentées. La quantité d'eau dans le sol augmente, sauf à la surface qui s'assèche plus rapidement. Ces effets sont également perceptibles dans les zones non coupées, jusqu'à 100 m de la lisière pour la température ou l'humidité de l'air, ainsi que dans les trouées (< 0,25 ha), mais plutôt sur les valeurs extrêmes, et peuvent perdurer plusieurs années après la coupe. Des études suggèrent que ces effets seront amplifiés avec le réchauffement climatique. Les coupes de petites tailles permettent de minimiser les températures gélives et le stress hydrique et thermique des semis et jeunes arbres; ainsi, même pour des essences réputées « de lumière », il semble exister un optimum de taille de coupes pour la survie et la croissance des juvéniles, qui optimise leurs besoins en lumière, mais aussi en eau et nutriments.
2. **Risques de chablis** : lorsque la taille d'une trouée est supérieure à deux à trois fois la hauteur de l'arbre (0,25 ha pour des arbres de 20 m), les risques de chablis des peuplements voisins lors des tempêtes augmentent considérablement, surtout si la quantité de lisières nouvellement créées par rapport à la surface boisée est grande et que ces lisières sont loin de lisières stables (route, ligne électrique, etc.).
3. **Risques d'érosion et de remontée de la nappe** : dans les 3 à 5 ans après la coupe, la réduction de l'évapotranspiration et de l'interception induit une augmentation de l'eau dans le sol, une remontée de la nappe et une augmentation du ruissellement de surface augmentant les risques d'érosion du sol très significativement dans certaines situations.
4. **Perte potentielle de fertilité chimique du sol**, avec une possible dégradation de la qualité chimique des cours d'eau : ces effets sont liés à l'exportation d'éléments nutritifs de l'écosystème via la biomasse récoltée, surtout dans le cas de récolte de feuillage ou de menus-bois. Par ailleurs, la coupe rase conduit à un apport important

au sol de débris végétaux qui, en se décomposant, libèrent des nitrates et des cations nutritifs. En l'absence de végétation pouvant prélever ces éléments, ils sont susceptibles d'être lessivés du sol et exportés dans les cours d'eau durant une période pouvant aller jusqu'à 5 ans.

5. **Perte de carbone du sol** : elle concerne surtout les horizons de surface, avec une perte moyenne d'environ 5-7 % du stock total du sol en carbone organique, avec de fortes variations d'un site à l'autre et des pertes plus fortes lors de récoltes d'arbres entiers et de souches. La perte augmente dans les textures fines (argileuses) et atteint 21 % du carbone en moyenne dans la couche superficielle en cas de préparation du sol avant plantation, contre 9 % sans. La reconstitution du stock de carbone du sol après renouvellement peut prendre plusieurs décennies.

En outre, les **opérations mécanisées de récolte** qui accompagnent la coupe rase augmentent certains de ces effets. Elles entraînent un tassement des sols dès leurs premiers passages, surtout si la coupe rase est conduite sur sols humides. Ce tassement constitue un frein à l'enracinement et à l'infiltration des eaux de pluie et induit une diminution de l'aération du sol en surface, voire un engorgement temporaire (en plaine notamment), ce qui peut mener à l'échec des futures plantations. De plus, il conduit à une augmentation du ruissellement et des risques associés d'érosion des sols (en zone de pentes principalement).

D'autres pratiques permettent d'obtenir une **atténuation des effets** (cloisonnements d'exploitation, rétention d'arbres, régénération naturelle), ou, au contraire, entraînent leur accentuation (récolte des menus-bois, andainage, dessouchage, préparation mécanisée du sol).

Les effets de la coupe rase sur la biodiversité

Les données de la littérature sont, pour cette thématique, surtout issues des zones boréales et, s'agissant des zones tempérées, de l'Amérique du Nord. Si les mécanismes sur lesquels elles reposent sont probablement transposables aux forêts tempérées de France métropolitaine, une certaine prudence reste de mise quant à leur extrapolation aux conditions des zones tempérées européennes et notamment aux conditions françaises.

Impact des coupes rases proprement dites

À l'échelle du **peuplement**, les effets de la coupe rase sont globalement positifs à court terme pour les espèces de milieux ouverts, durant une décennie environ, mais négatifs à moyen (20 à 50 ans) et long terme (> 50 ans) pour l'ensemble des taxons et en particulier pour les espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, par rapport à des peuplements qui ne sont pas exploités. Par comparaison, les coupes de régénération progressives tendent à avoir plus d'espèces, mais c'est une tendance faible et non significative, qui ne suffit pas à éviter ces effets négatifs à long terme. Par ailleurs, en traitement irrégulier (coupes jardinées), les peuplements ne diffèrent pas statistiquement des témoins. C'est pourquoi une augmentation de la part des peuplements irréguliers ou en libre évolution, actuellement minoritaires en France, paraît être une option intéressante sans qu'on soit encore en mesure de préciser le « dosage » idéal à l'échelle

du paysage. Il faut en effet tenir compte des effets contrastés entre les deux échelles : si les coupes irrégulières sont favorables à la biodiversité à l'échelle du peuplement, leur généralisation pourrait homogénéiser les habitats et réduire la biodiversité à l'échelle du paysage.

À l'échelle du **paysage**, toutes surfaces de coupes confondues (1-70 ha) et tous groupes écologiques confondus, les coupes rases ont un effet négatif sur le nombre d'espèces d'oiseaux et de bryophytes, et non significatif sur les plantes vasculaires, lichens, champignons, arachnides et insectes. Lorsque la surface de coupes rases augmente, les effets négatifs augmentent (oiseaux) et les effets positifs diminuent (plantes). Cependant, il y a un manque de données et d'études dédiées pour indiquer d'éventuels **seuils de surface**. En outre, le mode de **répartition spatiale** des coupes rases dans le paysage qui serait le moins défavorable à la biodiversité forestière (nombreuses petites tâches versus quelques grandes) n'est pas connu.

Les **autres effets notables des coupes rases** concernent :

1. la **lisière**, qui étend l'effet de la coupe rase au-delà de son emprise, sur quelques mètres et jusqu'à 200 m selon les taxons et les contextes ; les espèces forestières sont repoussées vers l'intérieur forestier tandis que les espèces non forestières peuvent pénétrer vers l'intérieur forestier, au moins à court terme. L'effet lisière s'exprime aussi dans l'autre sens, par recolonisation des espèces forestières dans la coupe ;
2. la biodiversité des **forêts riveraines** et la biodiversité aquatique des **cours d'eau** longés sont impactées négativement par les coupes rases à proximité des cours d'eau, avec une portée allant jusqu'à 100 m de part et d'autre du cours d'eau ;
3. les impacts sur la **biodiversité du sol**, très variables selon les taxons : à court terme, on observe une modification des communautés de champignons et une diminution de la biomasse microbienne et du ratio champignons/bactéries. La coupe rase a des effets nets sur la composition de la macrofaune, moins forts sur la mésofaune. La colonisation racinaire par les ectomycorhizes est facilitée par la proximité de lisières forestières et la conservation de recrues ligneux ;
4. l'influence sur les **ongulés sauvages**, du fait de la mise à disposition des ressources alimentaires abondantes et appétentes. Une augmentation des populations d'ongulés herbivores et une modification de leur répartition spatiale peut en résulter, avec des conséquences sur la diversité floristique via les mécanismes d'herbivorie et de zoochorie ;
5. les **habitats de substitution** qu'elles constituent pour les **espèces des milieux ouverts et agricoles**, dans des régions où l'agriculture s'est intensifiée et les prairies semi-naturelles ont fortement régressé.

Impact des coupes rases en fonction des modalités d'exploitation

Le maintien des **rémanents** a des effets variables à court et moyen terme selon les stations et les taxons, mais généralement positifs sur la richesse des végétaux, les insectes saproxyliques, les champignons et lichens et la croissance ligneuse. Il évite la propagation d'espèces envahissantes ou généralistes de faune et de flore.

L'**andainage** mécanisé des rémanents ou des souches appauvrit les communautés floristiques, favorise les espèces non natives ou envahissantes, les petits mammifères et leurs prédateurs mustélidés.

Le **dessouchage** a des effets négatifs plus forts que ceux de la récolte de menus bois, notamment sur les insectes saproxyliques.

La **rétenion volontaire d'arbres-habitats** (> 10 à 15 %, épars ou en îlots) permet d'héberger à court et moyen terme des communautés plus riches, mais ne suffit pas à préserver à long terme (> 50 ans) la richesse en espèces forestières spécialistes de peuplements fermés. L'effet positif de la rétenion augmente avec la proportion d'arbres de rétenion dans la coupe rase.

Impact des itinéraires post-coupe rase (préparation mécanisée du sol, plantation versus régénération)

À l'échelle du peuplement, la **préparation mécanisée du sol** avant plantation favorise les ligneux et diminue à court terme la richesse floristique. Elle diminue la richesse en ectomycorhizes, l'abondance des principaux taxons de faune du sol (de façon durable pour certains) et des communautés microbiennes et fongiques. La modification du ratio ectomycorhiziens/saprotrophes qui en découle peut perturber à court terme la dégradation de la matière organique. Les **plantations** entraînent en général des diminutions de biodiversité, ou au moins des modifications de composition, aux dépens notamment des espèces autochtones. Ces effets négatifs peuvent s'atténuer avec le temps, mais pas toujours. Le choix d'**essences natives** plutôt qu'**exotiques**, et de plantations mélangées plutôt que pures, permet d'atténuer les effets négatifs des plantations, sans toutefois les annuler.

À l'échelle du paysage, l'introduction d'une **essence exotique** peut favoriser la richesse en apportant des espèces nouvelles pour la région, mais cet effet est limité car la diversité associée à une essence augmente avec sa durée de résidence en un territoire, donc de coévolution potentielle ; les essences exotiques hébergent une biodiversité plus faible et plus généraliste que les essences autochtones. De plus, l'introduction d'une essence exotique peut amener d'autres espèces exotiques associées (y compris pathogènes) et altérer la diversité génétique des essences autochtones génétiquement proches.

Les dimensions humaines, sociales et économiques

La pratique des coupes rases a été étendue aux hautes futaies dès le XVI^e siècle pour permettre une meilleure **surveillance des coupes** par l'Administration forestière. Avec le développement de la sylviculture, c'est la conversion des taillis en futaie et, pour cette dernière, la « **méthode du reensemencement naturel et des éclaircies** » qui ont été mises en avant. Plus récemment, les plantations destinées à la protection des sols sur le littoral et en montagne ont ouvert la voie aux **plantations de production** et à un retour des coupes rases aux côtés de la sylviculture traditionnelle. Aujourd'hui, les coupes rases sont pour partie liées au comportement des essences (essences de lumière), à l'adaptation à la station et au changement climatique, pour des raisons économiques (productivité, réduction des coûts), à la rationalisation des opérations (d'exploitation, de renouvellement, de gestion, de suivi, etc.) et à la gestion des situations de sinistres (crises biotiques ou abiotiques) et/ou des échecs de la régénération naturelle.

Sujet de tension sociétale récurrent depuis le XIX^e siècle, la coupe rase suscite néanmoins une augmentation des **mobilisations sociales** depuis les années 1970, avec une hausse quasi exponentielle depuis 2015, malgré une surface en coupe rase apparemment stable depuis les années 1980. La coupe rase constitue donc une source de conflit renouvelée entre producteurs et usagers. Les **arguments** contre la coupe rase sont traditionnellement d'ordre paysager, de plus en plus d'ordre écologique, mais également d'ordre économique. Pour les forestiers qui pratiquent la coupe rase, cette opération permet d'optimiser la récolte sur les plans technique, logistique et économique. Ils considèrent que la coupe rase a sa place dans une mosaïque potentiellement bénéfique sur le plan paysager et écologique. Aux indicateurs nationaux agrégés (environ 70 000 ha/an de coupes ayant prélevé plus de 90 % du couvert pour 17 millions d'ha de couvert forestier), les opposants objectent l'expérience concrète des habitants des lieux où sont effectués ces coupes et leurs **effets cumulatifs sur des intervalles de temps courts** sur la qualité du cadre de vie et des écosystèmes.

Les conflits sur les coupes rases sont donc à la fois ancrés dans des situations sylvicoles singulières mais aussi étroitement liés aux grands débats et orientations forestiers actuels. Ils illustrent le décalage entre les valeurs que différents groupes sociaux projettent sur les espaces forestiers, qu'il s'agisse du respect des cycles écologiques, de l'exigence de rentabilité économique ou de la préservation du cadre de vie. La coupe rase devient ainsi un révélateur des changements sociaux et un étendard de revendications plus fondamentales sur le sens de l'activité productive en forêt, son optimisation et sa contribution au développement territorial, sur les modes de gouvernance forestière, etc. Il convient toutefois de distinguer le fond des récriminations à l'œuvre, c'est-à-dire la dimension substantielle de ce qui fait problème, de la forme plus ou moins démonstrative à laquelle les protagonistes ont recours afin de faire connaître leur cause dans l'espace public. Vu le niveau de conflictualité rarement atteint par le passé autour des coupes rases, ces mobilisations témoignent d'une volonté forte des ONG environnementales et des collectifs citoyens de peser dans les **débats sur la place de la forêt et ses modes de gestion actuels**. Elles fédèrent et rendent visibles des protestations qui existaient dans certains territoires depuis parfois plus de 20 ans mais qui parvenaient difficilement à se faire entendre au-delà des sphères de débat locales. Le contingentement des protestations par les acteurs dominants du champ a permis de maintenir tant bien que mal les grandes lignes de l'ordre social forestier. Mais depuis quelques années, la coordination et la professionnalisation des collectifs, le développement d'outils de lutte innovants et leur savoir-faire en termes de plaidoyer donnent une nouvelle impulsion à ces mouvements qui recourent aux mêmes stratégies que leurs adversaires, à savoir le contact direct avec la sphère politico-administrative et sa mise sous pression régulière. À terme, la résolution de ces conflits dépendra pour partie de la façon dont les dispositifs de discussion seront organisés et de la volonté des différents protagonistes d'aboutir à des accords justes et équitables pour tous. En attendant, certains collectifs de forestiers opèrent déjà des changements de pratiques sur le terrain en diminuant les seuils de coupe rase, voire en l'abandonnant. Les mobilisations actuelles contre les coupes rases accélèrent probablement ces adaptations autant qu'elles ouvrent d'autres champs de questionnement sur les relations forêt-forestiers-société.

Dans le contexte actuel, la **question de l'encadrement réglementaire des coupes rases** se pose avec une acuité particulière. Un des éléments du débat est l'intérêt de seuils au-delà desquels les coupes rases pourraient ou devraient être proscrites. Aucune définition ni aucun encadrement réglementaire de portée nationale ne cible actuellement les coupes rases, que ce soit en forêt des particuliers ou dans les forêts bénéficiant du régime forestier. L'approbation par la puissance publique d'un Document de Gestion Durable (DGD¹) permet aux propriétaires de s'affranchir de toute démarche. La seule obligation réglementaire à la suite d'une coupe rase concerne le reboisement (art. L. 124-6). Cette disposition oblige le sylviculteur à reboiser dans les cinq ans suivant la coupe rase ou l'exploitation d'une surface supérieure à un seuil fixé par le préfet de département. C'est à l'échelle départementale qu'un seuil, généralement compris entre 0,5 et 4 ha, peut être fixé par le préfet pour les coupes prélevant plus de 50 % du volume des arbres de la futaie (art. L. 124-5).

Plusieurs voies sont d'ores et déjà mises en œuvre pour diminuer le recours aux coupes rases. Ainsi, la réduction du seuil surfacique pour les coupes rases est envisagée à l'occasion de la révision des Schémas Régionaux de Gestion Sylvicole (SRGS) et des cahiers des charges de systèmes de certification.

Les **Schémas Régionaux de Gestion Sylvicole (SRGS²)** sont actuellement en phase de révision et, pour certains, en passe d'être approuvés. Des seuils de surfaces à partir desquels la réalisation de coupes rases serait prohibée ou soumise à conditions font l'objet de discussions.

Les deux **systèmes de certification de la gestion forestière** en vigueur (PEFC et FSC) comprennent deux cahiers des charges qui traitent, notamment, des coupes rases. Les révisions des exigences respectives sont en cours depuis 2021 et prendront fin en 2023. Jusqu'à présent, il n'existe pas de définition pour PEFC de la coupe rase. Les exigences PEFC portaient sur la taille en les limitant pour les cas de pente de 30 % et plus entre 2 ha et 5 ha et, dans les autres cas, 10 à 25 ha sauf cas documenté. Le standard FSC donne une définition de la coupe rase et limite sa taille à 2 ha en cas de pente > 40 %, à 10 ha dans les autres cas sauf dans les Landes qui va jusque 25 ha. Les discussions sur la révision de ces deux référentiels proposent d'une part des définitions et d'autre part des réductions de taille des surfaces admissibles, voire leurs interdictions dans quelques cas d'habitats particuliers. Pour PEFC, une définition est proposée ainsi que des interdictions dans des zones forestières à haute valeur écologique ; la taille est réduite à 2 ha dans les pentes, une cible est visée à 5 ha et toute autre coupe rase jusqu'à 10 ha doit être justifiée, hormis les cas de plantations monospécifiques. Pour FSC, la tendance est

1. Les documents de gestion, établis conformément aux directives et schémas régionaux, sont : 1) Pour les bois et forêts relevant du régime forestier : a) Les documents d'aménagement ; b) Les règlements types de gestion (RTG), 2) Pour les bois et forêts des particuliers : a) Les plans simples de gestion (PSG) ; b) Les règlements types de gestion (RTG) ; c) Les codes des bonnes pratiques sylvicoles (CBPS).
2. Le SRGS est un document élaboré par le Centre régional de la propriété forestière et validé par la Commission régionale de la forêt et du bois. Il donne des orientations, recommandations et prescriptions de gestion à suivre pour une gestion durable des forêts privées bénéficiant d'un DGD.

la même, avec des interdictions pour certains habitats ou réseaux de conservation et des limitations de la taille qui ne sont pas encore arrêtées mais seront très vraisemblablement un peu plus fortes que les références actuelles.

D'autres pistes pourraient être envisagées. Ainsi, en forêt privée, un meilleur encadrement des coupes rases pourrait passer par une **augmentation des surfaces sous DGD** ; le seuil d'obligation à la présentation d'un PSG pourrait par exemple être abaissé à 20 ha au lieu de 25, et la présentation de PSG volontaire à partir de 10 ha pourrait être encouragée.

Pour autant, soumettre les coupes rases à une autorisation systématique, sans que ni les services de l'État, ni ceux du CNPF n'aient les moyens d'instruire et de contrôler, apparaît illusoire, car dans les faits, la réglementation actuelle ne permet pas de rejeter une demande de coupe venant de personnes n'ayant pas de DGD, pour des motifs paysagers ou de conservation de la biodiversité. Afin d'aider les services instructeurs, la mise à disposition d'une **grille basée sur des critères objectifs** et validée par les autorités pourrait permettre une appréciation objective et partagée des décisions d'acceptation ou de rejet. **L'abaissement du seuil de demande d'autorisation de coupes** de 4, à 2 voire à 1 hectare par des arrêtés préfectoraux encadrant le seuil d'autorisation de coupes dans les forêts sans DGD semble possible comme le suggère une expérimentation qui a eu lieu au sein du Parc naturel régional du Morvan en 2021.

Au niveau territorial, le recours à certains outils mérite réflexion. Ainsi, le **Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT³)** sert de cadre de référence pour une grande part des politiques sectorielles mais pas celle de la forêt ni de l'agriculture. En incluant ces politiques, le SCoT pourrait devenir l'outil intégrateur de l'aménagement du territoire. Le rapport ministériel d'Anne-Laure Cattelot (2020) va en ce sens en prônant l'expérimentation d'un « plan local forestier », à l'image des SAGE dans le domaine de l'eau. Cette vision n'est pas actuellement partagée par tous les acteurs, et en particulier par les propriétaires et gestionnaires de la forêt privée, qui considèrent qu'encadrer la gestion forestière par les SCoT et les Plans Locaux d'Urbanisme pourrait conduire à considérer les bois et forêts essentiellement sous les angles paysagers et environnementaux, en négligeant leurs aspects d'activités économiques de production.

Enfin, les débats sont arrivés jusque dans l'arène politique, ce qui a entraîné un certain nombre de prises de position dans le **domaine législatif**. La Convention Citoyenne pour le Climat (2020) a proposé de proscrire les coupes rases au-delà de 0,5 ha. Dans son rapport (2020), la députée Anne-Laure Cattelot recommande également de limiter la taille des coupes rases à 2 hectares maximum, hors cause sanitaire alors que la députée Mathilde Panot et plusieurs de ses collègues ont déposé en 2020 une proposition de loi visant à l'encadrement des coupes rases, proposition rejetée par l'Assemblée nationale.

Sur un **plan économique**, deux options de réduction de la place des coupes rases ont été évaluées ; celle de limiter leur taille, et celle de faire évoluer la structure

3. Le SCoT est l'outil de conception et de mise en œuvre d'une planification stratégique intercommunale, à l'échelle d'un large bassin de vie ou d'une aire urbaine, dans le cadre d'un projet d'aménagement stratégique (PAS). On dénombre 471 périmètres de SCoT.

spatio-temporelle des peuplements forestiers vers une futaie irrégulière à couvert continu. Le choix d'une régénération naturelle, qui étale les coupes dans le temps et évite la plantation, n'a pas été étudié.

La diminution des coûts avec la **taille des chantiers** en raison des frais fixes directs (transport, logistique, suivi de chantier) et indirects (administration des chantiers) est d'autant plus marquée que les opérations sont mécanisées. Pour une coopérative comme Alliance Forêt Bois, une limitation de la taille des coupes à 5 ha doublerait le nombre de chantiers et augmenterait les coûts à l'hectare de l'ordre de 50 % en l'absence de mesures compensatoires d'organisation logistique des chantiers. Pour l'ONF, c'est une limitation de la taille des coupes à 2 ha qui doublerait le nombre de chantiers mais l'effet sur le coût à l'hectare serait peu marqué. Une augmentation du coût total des opérations forestières affecte aussi bien les entreprises de travaux forestiers que la rentabilité de la sylviculture et, globalement, la création de valeur. À défaut de pouvoir quantifier tous les phénomènes, on s'attend à un fléchissement de la récolte de bois, à un recours accru à des importations ou à d'autres matériaux et à un accroissement des émissions de dioxyde de carbone (importations et nombre de chantiers). Ces estimations de surcoûts directs sont évidemment à mettre en balance avec les coûts indirects induits par les impacts des coupes rases sur la biodiversité ainsi que sur la qualité des sols et de l'eau.

Les **comparaisons économiques entre futaies régulière et irrégulière** s'appuient sur l'économie des ressources naturelles (ici, surtout la fourniture de bois) et sur l'économie de l'environnement (prise en compte de tous les autres services écosystémiques, la plupart du temps non marchands). Des méthodes approximatives sont souvent utilisées, ce qui complique l'analyse des enseignements que l'on pourrait en tirer. L'analyse des publications économiques conduit à ne plaider en faveur ni d'un système ni de l'autre. Les résultats dépendent beaucoup des hypothèses et des paramètres, en particulier en matière de risques, de prise en compte de l'ensemble des services écosystémiques, d'importance accordée au futur par rapport au présent. C'est aussi le cas vis-à-vis de l'état initial, ce qui invite à bien choisir le moment d'une conversion en futaie irrégulière en évitant de l'entreprendre sur des peuplements réguliers jeunes ou, au contraire, vieillissants.

L'ensemble des éléments de réflexion qui précèdent sur les dimensions humaines, sociales et économiques met en évidence des différences d'appréciation selon le point de vue dont on se place. Les mobilisations actuelles qui se multiplient contre les coupes rases ouvrent un champ de questionnements sur le compromis à trouver dans ce cadre des relations forêt-forestiers-société. Elles suggèrent le caractère sans doute inéluctable d'une évolution des pratiques en matière de coupes rases et de leur adaptation à l'état d'esprit sociétal autant qu'aux nouvelles conditions climatiques, techniques ou économiques.

Le renouvellement des peuplements forestiers

La pratique du renouvellement forestier va subir de profondes modifications du fait du changement climatique qui affecte le fonctionnement des forêts et des évolutions des attentes sociétales qui modifient les objectifs assignés aux forêts. L'expertise CRREF a

visé à analyser les **difficultés rencontrées dans le renouvellement des peuplements** à l'heure actuelle et dans le futur, en combinant données d'enquêtes, littérature scientifique et technique, et expertise. Les pistes envisagées pour lever ces difficultés sont évoquées plus loin.

Selon les estimations de l'IFN, la **surface renouvelée par plantation** est de l'ordre de 45 000 ha/an pour la période 2015-2020. L'identité des essences plantées est estimée par les ventes annuelles de plants depuis 1992 : on observe une forte dominance historique des résineux et une légère hausse des feuillus les toutes dernières années. Les trois essences les plus vendues pendant la période 2000-2020 étaient le pin maritime (50 % des plants), le douglas (14 %) et le chêne sessile (7 %).

Les **besoins en plants forestiers** vont fortement augmenter dans les années à venir, notamment en raison des changements climatiques. Des demandes importantes vont concerner particulièrement certaines essences. Des pénuries en plants existent actuellement pour certaines essences en raison de problèmes phytosanitaires et climatiques qui réduisent la production de graines commercialisées, mais également de défauts d'anticipation de la filière pour l'expression en amont de ses besoins. Il est primordial d'anticiper au mieux les besoins des gestionnaires, afin de produire les plants attendus, tout en intégrant les durées nécessaires pour récolter les semences et gérer les cultures. À défaut, certaines essences ou provenances ne seront pas disponibles.

L'enquête annuelle du DSF sur la **réussite des plantations** indique qu'en moyenne, sur la période 2007-2020, 12 % des plants sont morts durant leur première année et que 18 % de plantations sont considérées comme non réussies en fin de première année (c'est-à-dire avec un taux de survie inférieur à 80 %). La mortalité varie substantiellement selon les essences : les taux de survie les plus faibles sont notés pour le douglas et le chêne sessile et les meilleurs pour le pin maritime. Des taux de mortalité élevés sont observés principalement les années et dans les régions marquées par de fortes sécheresses. Le changement climatique devrait se traduire par une augmentation des difficultés d'installation et de la mortalité en première année.

La **crise de transplantation** est à l'origine d'une part importante de la mortalité des plants en première année. Elle correspond à la période qui suit la mise en terre et où le plant n'a pas encore mis en place un système racinaire complètement fonctionnel. La réduction de cette crise passe tout d'abord par une bonne maîtrise de la chaîne de transplantation des plants, depuis leur milieu d'élevage en pépinière vers leur site de plantation en forêt. Le choix d'essences robustes aux aléas météorologiques dans le tout jeune âge, ainsi que le choix de plants ayant des caractéristiques biologiques favorisant leur installation (notamment une grande taille, un faible rapport dimension tige/racine et un fort potentiel de croissance racinaire) sont critiques pour la réussite de la plantation. En outre, différentes méthodes culturales permettent d'améliorer le milieu d'accueil des plants. Ainsi, la préparation mécanisée du site limite les risques de stress de transplantation par amélioration du sol et réduction de la végétation concurrente. *A contrario*, le couvert végétal a un rôle protecteur pour les plants en conditions extrêmes. En zone aride, des techniques de gestion de l'eau permettent de limiter l'intensité et la durée du stress hydrique lors des sécheresses.

À l'inverse de la plantation, nous ne disposons pas d'estimation des **surfaces renouvelées annuellement par régénération naturelle** en France, ni de ventilation des surfaces renouvelées par essence.

Le niveau de réussite des régénérations naturelles en France est mal connu. Une enquête menée auprès des gestionnaires forestiers a montré qu'entre 1/3 et 1/2 des gestionnaires ne sont pas satisfaits de la **qualité de la régénération naturelle** obtenue, appréciée selon la densité des tiges, la composition spécifique et le couvert ligneux. Des études menées récemment dans quelques grands contextes forestiers considérés comme problématiques (sapinière-pessière-hêtraie de montagne, chênaie hydro-morphe de plaine, pinèdes de la forêt dunaire aquitaine, chênaie méditerranéenne) ont montré des niveaux faibles de régénération naturelle, qui ne permettent pas d'assurer un recrutement satisfaisant des tiges.

Différentes études ont analysé les **impacts du changement climatique sur les régénérations naturelles** en forêt tempérée. La **fécondité** (qui réunit les phases de floraison, pollinisation et fructification) répond aux changements climatiques de façon très différente selon les espèces. En moyenne, elle est favorisée par des températures plus élevées que les températures actuelles. Néanmoins, la variabilité de la production annuelle de graines devrait augmenter. À l'inverse, le **recrutement** (phases de germination, établissement et développement des semis) est défavorisé par des températures plus élevées et des bilans hydriques plus faibles. À l'avenir, le recrutement devrait donc s'avérer plus limitant que la fécondité dans de nombreux écosystèmes forestiers tempérés. Dans les conditions climatiques futures, le **maintien d'un couvert végétal au-dessus et/ou autour des semis** pourrait favoriser le recrutement, étant donné que l'effet abri dispensé par le couvert sur les semis pourrait devenir prépondérant par rapport aux effets compétitifs du couvert, à l'inverse de ce qui était observé jusqu'à présent en forêt tempérée.

Que ce soit en plantation ou en régénération naturelle, les **agresseurs biotiques** (insectes ravageurs, champignons pathogènes, micromammifères, ongulés) sont nombreux : plus de 400 ont été recensés. Néanmoins, seuls une quinzaine d'entre eux posent des problèmes à grande échelle. Nombre d'entre eux pourraient être favorisés par les changements climatiques, mais leur cycle biologique étant mal connu pour la majorité des agresseurs, il est difficile de pronostiquer leur impact futur.

Dans les années à venir, les **perturbations** en forêt causées par les sécheresses, les incendies, les tempêtes ou les bioagresseurs devraient être plus fortes et plus fréquentes et leurs conséquences (dégâts immédiats, dépérissements) devraient augmenter en conséquence. Les perturbations ont des impacts majeurs sur le renouvellement : elles réduisent fortement le nombre de semenciers qui peuvent fournir des graines pour la régénération naturelle, changent de façon drastique les conditions (abiotiques et biotiques) pour les jeunes arbres et posent des difficultés techniques spécifiques pour les interventions sylvicoles dans les parcelles (présence de chablis, arbres morts sur pied, etc.). Le souhait de privilégier la **dynamique de renouvellement spontanée** pour reconstituer les peuplements est souvent exprimé ; néanmoins, celle-ci n'est pas toujours possible (notamment si trop peu de semenciers sont présents) ni toujours souhaitable (si on vise un changement d'essence pour réduire le risque de perturbation future).

En sus des difficultés induites dans l'obtention des renouvellements, le changement climatique peut imposer de **modifier le type de peuplement** visé à la fin de la phase de renouvellement, pour obtenir des peuplements dont on suppose qu'ils seront mieux **adaptés à la fois aux contraintes futures et aux attentes sociales**. Cette adaptation se décline en un travail au profit des essences les mieux adaptées aux conditions futures, une diversification de la composition spécifique et de la structure verticale et horizontale des peuplements. Des recommandations pour établir les peuplements recherchés existent mais, à l'heure actuelle, elles restent générales et ne peuvent être transcrites en recommandations opérationnelles adaptées aux différents cas de figure rencontrés dans la pratique. Pour cela, un catalogue des initiatives évaluant les itinéraires d'installation de peuplements atypiques a été initié qui permet d'identifier et documenter ces initiatives. Ce catalogue recense actuellement 143 initiatives en France, qui peuvent constituer une première base pour une analyse des itinéraires d'installation et qui pourra être complétée par la suite.

Perspectives de recherche

L'expertise CRREF a fait émerger des besoins de recherche, qui sont listés ici en suivant le plan de la synthèse.

Cadrage

- Poursuivre le travail sur la **définition de la coupe rase**, notamment par une intégration plus poussée des différentes dimensions (sylvicole, sociale, écologique).
- Produire un **ouvrage de référence** des sylvicultures actuelles, y compris leurs déclinaisons régionales.

Dans le domaine du suivi des coupes rases

- Améliorer les méthodes de télédétection utilisées pour l'évaluation des coupes rases, en favorisant le croisement avec les données acquises sur le terrain, afin de produire un **véritable référentiel** sur lequel pourront notamment s'appuyer les synthèses statistiques.
- Développer une **méthode statistique de suivi des coupes rases** qui s'appuierait simultanément sur les dispositifs basés sur des données de terrain (IGN en premier lieu) et ceux s'appuyant sur la télédétection (cartographie INRAE).
- Progresser dans la **différenciation des différentes coupes** (rases, sanitaires,...) en misant sur de nouvelles approches méthodologiques qui reposeraient sur la complémentarité des différents capteurs satellitaires (optique, radar voire lidar) et sur l'usage de données plus résolues spatialement.
- Évaluer les modalités possibles d'un **suivi post-coupe rase** (sur un pas de temps d'une dizaine d'années), à l'échelle nationale ou régionale, sur la base d'une imagerie aérienne ou satellitaire, permettant notamment de documenter la transformation des peuplements (ex. : de feuillus en résineux).

Dans le domaine des impacts environnementaux des coupes rases

Domaine physico-chimique

- Affiner la **carte nationale des risques de perte de fertilité** consécutive à des exports de nutriments (recherche participative en cours).
- Développer des **cartes dynamiques** des risques sur l'**intégrité physique des sols** (érosion hydrique, tassement) prenant en compte l'évolution des couverts végétaux et des conditions météorologiques.
- Développer des outils d'**analyse multicritères** (par exemple, For-Eval⁴), permettant d'évaluer le degré de vulnérabilité des parcelles à la coupe rase ou à sa mise en œuvre mécanisée.
- Vérifier si les **effets liés à l'utilisation d'engins lourds sur le tassement des sols**, observés dans les massifs forestiers de Compiègne et d'Amance au cours des dernières décennies sur la base des communautés végétales, se retrouvent à l'échelle nationale (mobilisation des bases de données de biodiversité nationales, dont celle de l'IFN).

Domaine de la biodiversité

- Installer, à l'échelle locale, des **suivis** ou des **études observationnelles** et/ou des **expérimentations dédiées** permettant d'évaluer, pour plusieurs groupes taxonomiques, à court, moyen et long terme et dans le contexte des forêts tempérées françaises :
 1. les effets des **coupes rases** et des coupes progressives sur la biodiversité, y compris via le comportement alimentaire des ongulés sauvages ;
 2. les effets de la **rétenion**, du maintien des **menus bois** et des **souches**, non seulement dans le cas des coupes rases mais aussi dans celui des coupes progressives de régénération et des coupes de jardinage sensu lato ;
 3. l'effet de la **plantation** par rapport à la régénération naturelle après coupe de régénération, que ce soit en traitement régulier ou irrégulier (plantations en trouées) ;
 4. l'effet d'un large gradient de **tailles de coupes rases** dans différentes conditions biogéographiques.
- Conduire des **recherches expérimentales** en contexte tempéré français pour évaluer les effets de la **préparation mécanisée des sols** en cas de plantation sur le fonctionnement biogéochimique et la biodiversité des sols, et les comparer aux effets de mesures alternatives (travail du sol localisé) sur ces deux aspects et sur la réussite des plantations.
- Concevoir et mettre en œuvre des études pour évaluer l'effet de la **surface unitaire**, de la **quantité** et de l'**agencement spatial des coupes rases** dans le paysage sur la biodiversité, et comparer avec d'autres types de coupes et notamment avec les traitements irréguliers.

- Centraliser les données sur le **lien entre essence et diversité associée**, via une base de données d'espèces associées aux essences d'arbres, et compléter par des études sur ce lien pour documenter les effets de la plantation avec changement d'essence et évaluer les impacts en cascade qu'auraient des déclinés d'essences forestières ou des progressions d'autres essences.
- Identifier les **seuils de proportion d'essences introduites** induisant des impacts négatifs en modélisant la biodiversité en lien avec les essences à l'échelle du paysage.
- Amplifier les recherches sur les **effets cascades** et les interactions entre les coupes de régénération, leur agencement spatio-temporel, les **espèces végétales** et les **grands ongulés** sauvages.
- Développer les connaissances sur les **pratiques de rétention** en faveur de la biodiversité, du microclimat et de la colonisation des plants par les ectomycorhizes : taille et répartition des arbres ou îlots pour éviter leur dépérissement en contexte de milieux ouverts (post-coupe) et de sécheresse ou canicule et garantir les effets attendus.

Dans le domaine des sciences humaines, sociales et économiques

- Concevoir un **observatoire de recherche** des mobilisations sociales et conflits en forêt.
- Cartographier et caractériser le **niveau de mobilisation sociale en forêt** vis-à-vis des coupes rases et des modalités de renouvellement dans les **autres pays européens** par le biais d'une action de recherche collective au niveau européen (ex. action COST).
- Suivre et évaluer les **effets sociaux des encadrements des coupes** dans les territoires où des expérimentations de ce type ont été menées.
- Analyser les **déterminants de la perception de différents types de coupes** (coupe rase, régénération naturelle, de surface variable, etc.) et de **reboisement** par différents groupes d'acteurs (propriétaires et gestionnaires forestiers et usagers) et dans différents contextes forestiers métropolitains.
- **Caractériser sociologiquement les collectifs en présence** lors des mobilisations (recrutement, âge, profil socio-démographique) et leurs raisons d'y adhérer (mode de mise en réseau des collectifs, échelle spatiale).
- Analyser la **capacité des mobilisations sociales à modifier ou non les pratiques** sur le terrain mais aussi les référentiels (volontaires, normatifs, réglementaires).
- Constituer des **bases de données biophysiques et socioéconomiques** sur les services écosystémiques aux échelles spatio-temporelles pertinentes
- Généraliser les **analyses de coûts des chantiers** relativement à leur taille, à leur nature et à celles des peuplements concernés
- Favoriser le développement de **modèles de croissance** applicables à des peuplements irréguliers ou de toute structure
- Promouvoir la recherche de **compromis multifonctionnels** entre biens ou services écosystémiques.

4. Accessible ici : <https://www.onf.fr/onf/+7e7::application-mobile-for-eval.html>.

Dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers

Régénérations naturelles

- Mettre en place un **système pérenne de suivi des régénérations naturelles** pour connaître leur dynamique et leur niveau de réussite (un système est en cours de déploiement à l'IGN).
- Analyser les **facteurs de blocage des régénérations naturelles** et identifier les leviers sylvicoles pour contrôler ces facteurs et réduire leurs impacts.
- Revisiter les recherches passées sur les effets du maintien d'un **abri adulte**, d'un **abri latéral** ou de recrû sur les jeunes régénérations naturelles et les plantations.

Plantations

- Concevoir des méthodes culturales pour réduire le **choc de transplantation** et améliorer la reprise des plantations en condition de sécheresse estivale.
- Identifier, selon le **concept de « plants ciblés »** les caractéristiques des plants les mieux adaptés à chaque environnement de plantation, et produire des types de plants aux caractéristiques variées qui seront orientés vers l'environnement de plantation où ils seront les plus performants.
- Concevoir des itinéraires techniques innovants pour la **conduite des vergers à graines** et des **peuplements sélectionnés en forêt**, adaptés aux conditions climatiques et sanitaires futures, pour augmenter la capacité de production de graines.
- Améliorer la connaissance des **performances des « nouvelles essences »** pour définir les essences qui répondront le mieux aux contraintes futures et prioriser les efforts de création variétale vers ces essences.

Bioagresseurs et ongulés

- Étudier le cycle de vie et le mode d'action des **bioagresseurs des régénérations naturelles et des plantations**, pour concevoir des méthodes de lutte.
- Développer des **outils de détection précoce** et de **signalement des bioagresseurs**, ainsi que des méthodes culturales permettant de réduire les dégâts causés.
- Étudier les effets de la **mosaïque forestière** sur le **comportement des ongulés** pour améliorer les stratégies territoriales de contrôle des populations d'ongulés.
- Mieux comprendre les **interactions entre ongulés, renouvellement forestier et communautés végétales** pour développer des outils opérationnels permettant d'évaluer avec acuité l'intensité des impacts des ongulés sur les renouvellements.
- Déterminer un **seuil d'abrutissement tolérable**, au-delà duquel les impacts sur la qualité des tiges d'un peuplement en régénération engendrent des pertes significatives.

Reconstitution après perturbations

- Analyser la **dynamique des renouvellements après perturbation** menés selon un gradient d'intervention croissante, depuis la plantation jusqu'à la libre évolution.

- Installer des **observatoires post-perturbations** et maintenir les observatoires existants pour étudier les perturbations et définir les modalités d'une gestion intégrée de ces perturbations.

Installation des peuplements mélangés

- Caractériser le **comportement des espèces en mélange** dans les jeunes stades, dans une grande diversité de contextes.
- Documenter la **dynamique de développement** et le **bilan technico-économique des mélanges existants dans les jeunes stades**, sélectionner les mélanges opérationnels et promouvoir leur extension dans les contextes ad hoc.
- S'appuyer sur l'utilisation de **modèles de croissance des peuplements mélangés**, explorer une large palette de scénarios et tester sur le terrain les combinaisons les plus prometteuses.

Questions transversales

- Analyser les **impacts des opérations mécanisées** (exploitation, gestion des rémanents, préparation mécanisée du site, entretien des cloisonnements, travaux sylvicoles) sur les **propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols**, selon les conditions de réalisation des opérations.
- Concevoir des **itinéraires techniques de plantation à hautes performances multiples** (performances techniques, économiques, environnementales et sociales).
- Développer des **modèles d'évaluation multicritères** pour identifier les modes opératoires de conduite des plantations offrant des compromis entre réussite technico-économique, maintien de l'intégrité écologique des écosystèmes et accueil des activités récréatives des populations citadines et rurales.

Pistes d'amélioration pour la gestion forestière et la filière forêt-bois

Cette section présente un certain nombre de pistes d'amélioration qui permettront aux acteurs de la gestion forestière et de la filière forêt-bois d'atténuer les effets négatifs des coupes rases et d'améliorer les performances dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de nécessaire adaptation au changement climatique.

Dans le domaine des impacts environnementaux des coupes rases

Domaine physico-chimique

- **Éviter les coupes rases là où leur impact sur le milieu physique est le plus élevé** ; c'est le cas notamment quand la coupe rase a lieu à des distances de moins de 30 m (et même parfois plus), sur des sols à texture fine ou sur des terrains en pente.
- Ailleurs, les **effets négatifs** d'une coupe rase peuvent être **fortement atténués** en laissant sur place des rémanents (le feuillage impérativement, mais également une partie des branches et les souches), en effectuant le débardage des grumes dans les

règles (sur sol sec, en respectant les cloisonnements pré-définis, avec des engins adaptés au type de sol, etc.), et en limitant la surface de coupes et le travail du sol. Des **guides** très complets et des **applications numériques** (par exemple, For-Eval) existent déjà pour aider les gestionnaires à mettre en pratique ces leviers d'atténuation des impacts de la coupe rase, selon diverses situations.

- Renforcer les **formations** initiales et continues à l'utilisation de ces guides et de ces applications numériques.

Domaine de la biodiversité

- Combiner, autant que faire se peut, des **mesures complémentaires à l'échelle du paysage** et à celle de la **parcelle**, les pistes à envisager sont :

1. **À l'échelle de la parcelle** : mettre en œuvre les **pratiques de rétention** de supports de biodiversité (arbres-habitats, rémanents, recrûs ligneux) et de préservation des sols, déjà identifiées dans des guides de bonnes pratiques⁵ et les référentiels de certification (PEFC et FSC). En matière de **modalités de renouvellement**, privilégier – là où les contraintes sylvicoles et du climat futur le permettent – la régénération naturelle plutôt que la plantation, les essences natives plutôt qu'exotiques et les plantations mélangées plutôt que pures. Si le choix d'une replantation est fait, replanter de préférence rapidement (sauf contre-indication, par exemple concernant l'hylobe ou si l'on souhaite utiliser un recru naturel comme auxiliaire) et maintenir des espèces ligneuses du sous-bois lors de la coupe (pour faciliter la colonisation racinaire des plants par les ectomycorhizes).
2. **À l'échelle du paysage** : modifier les proportions de peuplements réguliers (dont plantations), irréguliers et en libre évolution dans la mosaïque forestière, en augmentant la proportion actuelle de **futaies irrégulières** – sans toutefois les généraliser –, en renforçant le réseau d'îlots de senescence et de **réserves en libre évolution**, et en limitant les coupes rases à **proximité des zones de réserves**. Ces mesures permettraient de limiter les effets négatifs durables des coupes de régénération de futaies régulières (y compris les coupes rases) sur les **espèces forestières spécialistes** de peuplements adultes qui n'ont pas d'autre habitat de substitution que la forêt, tout en préservant les effets positifs de coupes rases sur les espèces en déclin de **milieux ouverts agricoles**.

- Retravailler les pistes énoncées ci-avant dans le domaine de la biodiversité en prenant en compte leur **faisabilité technique**, leur **efficacité** dans les contextes biogéographiques de la France métropolitaine⁶, et les résultats des autres questions examinées dans l'expertise (voir notamment la Question transversale : « Préserver les écosystèmes forestiers en contexte de sylviculture mécanisée »).

5. Voir Gosselin et Paillet, 2017, Guide Pratic'sols, et Guide ADEME pour la récolte durable de bois pour la production de plaquettes forestières.

6. Ces pistes sont établies sur la base de la littérature scientifique, dominée par des études en forêts boréales ou en forêts tempérées d'Amérique du Nord. Les mécanismes sur lesquels elles reposent sont probablement transposables aux forêts tempérées de France métropolitaine.

- Préserver des bandes tampons d'au moins 30 mètres au bord des cours d'eau, des zones humides, et des aires protégées en libre évolution.

Dans le domaine de sciences humaines, sociales et économiques

- Établir un **diagnostic** paysager, écologique, patrimonial et des usages récréatifs de la parcelle ou du groupe de parcelles à passer en coupe.
- Adapter la **taille de la coupe** en fonction de ce diagnostic et des seuils acceptables localement ou mentionnés dans des référentiels de type PEFC ou FSC.
- Veiller à la **remise en état** des chantiers et des dessertes après réalisation des travaux.

Dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers

- Développer des itinéraires de conduite des régénérations naturelles qui assurent l'arrivée de nouveaux semis tant que la régénération n'est pas acquise (i) en saisissant les **opportunités de régénération naturelle** lors des bonnes années de fructification, en suivant la qualité de la fructification et en déclenchant des coupes de régénération dès que l'opportunité se présente et (ii) en **maintenant des semenciers dans les parcelles** tant qu'un capital de régénération (nombre de semis considérés comme acquis) suffisant n'est pas présent.
- Dans les conditions les plus chaudes et les plus sèches, maintenir un **couvert adulte** au-dessus de la régénération pour favoriser l'installation et le développement des semis en adaptant sa densité au tempérament des essences.
- En plantation, une attention particulière doit être portée à la **chaîne logistique** depuis la **sortie des plants de la pépinière** et leur **mise en terre** sur les parcelles, qui doit être conduite de façon à protéger au mieux les plants des contraintes qu'ils peuvent subir, pour garantir leur capacité de reprise même en conditions climatiques contraignantes.

Principales pistes pour l'action publique

Cette section rassemble quelques pistes à l'attention des acteurs de la politique publique.

Dans le domaine du suivi des coupes rases

- Soutenir le développement et la mise en place d'un **outil performant et transparent de suivi des modifications de couvert** (coupes rases, autres types de coupes, dégâts dus à divers aléas) s'articulant avec l'observatoire de la forêt et du bois de l'IGN et le pôle scientifique Theia, et mettre en place un **bilan diagnostic partagé** au sein des PRFB.

Dans le domaine des impacts environnementaux des coupes rases

- Développer une **politique active de protection des sols forestiers** (mise en œuvre du plan national de préservation des sols), tout particulièrement pour accélérer le **développement du câble en plaine**.

- Renforcer la **formation des entrepreneurs de travaux forestiers** aux pratiques vertueuses d'exploitation.
- Augmenter les moyens alloués à la recherche dans le domaine de la biodiversité forestière, notamment sur l'influence des différents **modes de gestion forestière** sur la biodiversité, y compris de certaines pratiques comme l'andainage ou le maintien d'arbres isolés ou en îlots (rétention).

Dans le domaine social, réglementaire et économique

- Soutenir la mise en place d'un **observatoire médiatique** des conflits et controverses en forêt, en lien avec l'observatoire des forêts mis en place par l'IGN.
- Conforter les **arènes de discussion et de décision** (locales, régionales, nationales) pour faire émerger de nouvelles capacités d'apprentissage social et symétrique des différents protagonistes des conflits forestiers.
- Traiter la question des coupes rases et plus généralement de la politique forestière à l'**échelle territoriale** (chartes forestières, PNR,...)
- Soutenir des **expérimentations** sur des itinéraires techniques forestiers innovants et concertés au sein de territoires pilotes (dans et en dehors des aires protégées).
- Augmenter les moyens alloués à la recherche dans le domaine des **sciences économiques et juridiques**.
- Évaluer plus avant la plus-value qu'il y aurait à **encadrer par la loi** la taille des coupes rases sur la base des connaissances écologiques, techniques, économiques ainsi que sociales acquises dans l'expertise CRREF.

Dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers

- Mobiliser les financements nécessaires à l'installation de **nouveaux vergers à graines**.
- Soutenir les réseaux expérimentaux de comparaison de **nouvelles essences et provenances** (Réseau ESPERANCE).
- Promouvoir un **dispositif de suivi** harmonisé et accessible aux parties prenantes des plantations réalisées dans le cadre des plans **France Relance** et **France 2030**, comme support d'une gestion adaptative.
- Organiser des **retours d'expérience** des renouvellements effectués dans les **parcelles en gestion**, tirer ainsi des enseignements des solutions techniques innovantes mises en œuvre par les gestionnaires et analyser les performances de ces itinéraires le long de larges gradients biogéographiques.
- Renforcer la **concertation entre gestionnaires forestiers et producteurs de la filière graines et plants** pour mieux définir les besoins par essence et les possibilités de production à court et moyen terme (3 à 20 ans).
- Favoriser le développement de **contrats de culture** pour donner de la visibilité sur les attentes à court terme des gestionnaires.

Sigles et abréviations

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AFB : Alliance Forêts Bois

CBPS : Code des Bonnes Pratiques Sylvicoles

CIBE : Comité interprofessionnel du bois énergie

CNES : Centre national d'études spatiales

CNPF : Centre national de la propriété forestière CNPF-IDF :
Institut pour le développement forestier

COPACEL : Union française des industries des cartons, papiers et celluloses

CRREF : Coupes Rases et REnouvellement de peuplements Forestiers

CSF Bois : Comité Stratégique de Filière Bois

DDT : Direction départementale des territoires

DGD : Documents de gestion durable

DRAAF : Direction régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt

DREAL : Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DSF : Département de la santé des forêts

EFF : Experts Forestiers de France

FBF : France Bois Forêt

FBIE : France Bois Industries Entreprises

FCBA : Institut technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement

FFN : Fonds forestier national

FNB : Fédération nationale du bois

FNC : Fédération nationale des chasseurs

FNCOFOR : Fédération nationale des communes forestières

FNE : France Nature Environnement

FNEDT : Fédération nationale des entrepreneurs des territoires

FSC : Forest Stewardship Council

GRECO : Grande région écologique

SER : Sylvoécocorégion

IEFC : Institut Européen de la Forêt Cultivée

IFN : Inventaire forestier national

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

INRAE : Institut national de la recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

MASA : Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire

Me : million d'euros

Mha : million d’hectares
MTECT : Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires
OFB : Office français de la biodiversité
ONF : Office national des forêts
ONG : Organisation non gouvernementale
PEFC : Programme de reconnaissance des certifications forestières
PNFB : Programme national de la forêt et du bois
PNR : Parc naturel régional
PRFB : Programme régional de la forêt et du bois
PSG : Plan simple de gestion
RNF : Réserves naturelles de France
RTG : Règlement type de gestion
SFCDC : Société forestière de la Caisse des Dépôts et de Consignation
SRGS : Schéma régional de gestion sylvicole
UCFF : Union de la coopération forestière française
UICN : Union internationale de la conservation de la nature
WWF : World Wildlife Fund

Sélection bibliographique

- Achat, D. L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015 a. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth—A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124–141.
- Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeva, I B., Augusto, L., 2015 b. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting.. *Scientif Report*, 5, 15991, doi.org/10.1038/srep15991.
- ADEME, 2021. Forêts et usages du bois dans l’atténuation du changement climatique (Expertises - Connaître et agir : le carbone forestier). ADEME.
- Albert, G., Gallegos, S.C., Greig, K.A., Hanisch, M., La Fuente, D.L., Föst, S., Maier, S.D., Sarathchandra, C., Phillips, H.R.P., Kambach, S., 2021. The conservation value of forests and tree plantations for beetle (Coleoptera) communities: A global meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 491. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119201>.
- Augoyard, S., Baron, P., Cacot, E., Guilleray, L., Eñaut Helou, T., Pischedda, D., Pousse, N., Ruch, P., Ulrich, E., 2021. PRATICSOLS : Guide sur la praticabilité des parcelles forestières. ONF, FNEDT, FCBA, CNPF.
- Augusto, L., Beaumont, F., Nguyen, C., Fraysse, J. Y., Trichet, P., Meredieu, C., ... & Sappin-Didier, V. (2022). Response of soil and vegetation in a warm-temperate Pine forest to intensive biomass harvests, phosphorus fertilisation, and wood ash application. *Science of The Total Environment*, 850, 157907.
- Aussenac, G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57, 287–301. <https://doi.org/10/fhzx6k>.
- Aykut, S.C., 2020. Climatiser le monde. QUAE, Versailles.
- Baker, S. C., Spies, T. A., Wardlaw, T. J., Balmer, J., Franklin, J. F., Jordan, G. J., 2013. The harvested side of edges: effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. *Forest Ecology and Management* 302, 107–121. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.024>.
- Ballu, J.-M., 2008. Pour mobiliser la ressource de la forêt française – Résumé du rapport du groupe de travail sur l’insuffisante exploitation de la forêt française. *Revue Forestière Française LX*, 13–24.

- Bamière, L., Pellerin, S., 2020. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Rapport scientifique (Rapport scientifique de l'étude). INRA.
- Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. *Revue forestière française* 51, 469–486. <https://doi.org/10.4267/2042/5456>.
- Basile, M., Mikusinski, G., Storch, I., 2019. Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. *Glob. Ecol. Conserv.* 18, 12. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00615>.
- Bastien, Y., Gauberville, C., 2011. Vocabulaire forestier : écologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le développement forestier, Paris.
- Bauhus, J., Forrester, D.I., Pretzsch, H., Felton, A., Pyttel, P., Benneter, A., 2017. Silvicultural Options for Mixed-Species Stands, in: Pretzsch, H., Forrester, D.I., Bauhus, J. (Eds.), *Mixed-Species Forests*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 433 – 501. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_9.
- Beck, C., Vigreux, J., Sirugue, D., 2021. Les coupes à blanc -Une problématique d'actualité du massif du Morvan. *Cahiers scientifiques du Parc naturel régional du Morvan* 13, 112.
- 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>.
- Bouget, C., Lassauce, A., Jonsell, M., 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity – a review focused on the situation in Europe. *Can. J. For. Res.* 42, 1421–1432. <https://doi.org/10.1139/x2012-078>.
- Bowd, E. J., Banks, S. C., Bissett, A., May, T. W., Lindenmayer, D. B., 2022. Disturbance alters the forest soil microbiome. *Molecular Ecology* 31, 419–447. <https://doi.org/10.1111/mec.16242>.
- Brändle, M., Brandl, R., 2001. Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *The Journal of animal ecology* 70, 491–504.
- Brändle, M., Kühn, I., Klotz, S., Belle, C., Brandl, R., 2008. Species richness of herbivores on exotic host plants increases with time since introduction of the host. *Diversity and Distribution* 14, 905–912.
- Breman, P., Moigneu, T., Laverne, X., 1992. Directives paysagères pour la région Ile-de-France. DTC-ONF, Fontainebleau.
- Bulle, S., Tarragoni, F., 2021. Sociologie du conflit, Armand Colin. ed. Paris.
- Castaño-Villa, G.J., Estevez, J.V., Guevara, G., Bohada-Murillo, M., Fontúrbel, F.E., 2019. Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. *For. Ecol. Manage.* 440, 202–207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.025>.
- Cattelot, A.-L., 2020. La forêt et la filière bois à la croisée des chemins : l'arbre des possibles (Rapport au Premier ministre). Assemblée nationale.
- Cattelot, A.-L., Drège, P.-O., Eddi, M., Fournier, M., Loiser, A. -C., Piveteau, P., Rebeyrotte, R., Schillinger, P., 2022. Synthèse des travaux des Assises de la forêt et du bois.
- 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>.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Sci. Rep.* 6, 23954.
- Chen, J., Feng, K., Hannula, S.E., Kuzyakov, Y., Li, Y., Xu, H., 2021. Interkingdom plant-microbial ecological networks under selective and clear cutting of tropical rainforest. *Forest Ecology and Management* 491, 119182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119182>.
- Chollet, S., 2012. De la mise en évidence à la gestion de l'effet de cerf : Leçons pratiques et théoriques fournies par l'introduction du cerf à queue-noire sur Haïda Gwaaï. Montpellier 2, Montpellier.
- 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.
- CTGREF, 1976. Prise en compte des facteurs "paysage" et "récréation" dans l'aménagement forestier. CTGREF, Nogent-sur-Vernisson.
- Decocq, G., Dodinet, E., Dupont, J. -M., Gouyon, P. H., Muller, S., Précigout, P.-A., Sélosse, M.-A., 2021. L'introduction d'essences exotiques en forêt - Livre blanc 75.
- Demarais, S., Verschuyf, J. P., Roloff, G.J., Miller, D. A., Wigley, T. B., 2017. Tamm review: Terrestrial vertebrate biodiversity and intensive forest management in the U.S. *Forest Ecology and Management* 385, 308–330. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.006>.
- INRAE-DEPE, 2021. Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE : L'expertise en éclairage des politiques publiques et du débat public 63.
- Deuffic, P., Banos, V., 2020. Permanences et nouveaux des conflits dans les forêts françaises : une contribution interprétative. *Cahiers de Géographie du Québec* 65, 229–243.
- Di Marco, M., Watson, J.E.M., Currie, D.J., Possingham, H.P., Venter, O., 2018. The extent and predictability of the biodiversity-carbon correlation. *Ecol Lett* 21, 365-375.
- Dolle, J., 2022. Legal regulations and social acceptance of forestry clear-cutting. An Examination of the German States and France. Bachelor Thesis, University of Osnabrück, University of Franche-Comte, 81 p.

- Duguid, M.C., Ashton, M.S., 2013. A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 303, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.009>.
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J. F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L., 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 1669–1679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12289>.
- Forsman, J.T., Reunanen, P., Jokimäki, J., Mönkkönen, M., 2010. The effects of small-scale disturbance on forest birds: A meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 1833–1842.
- Franklin, C.M.A., Harper, K. A., Clarke, M. J., 2021. Trends in studies of edge influence on vegetation at human-created and natural forest edges across time and space. *Canadian Journal of Forest Research* 51, 274–282. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0308>.
- Fritsch, P., 1997. Les séries artistiques dans la forêt de Fontainebleau : genèse d'une perception, in : Corvol, A., Arnould, P. (Eds.), *La forêt : perceptions et représentations*. Paris, 205–218.
- Ginelli, L., 2017. Jeux de nature, natures en jeu. Des loisirs aux prises avec l'écologisation des sociétés. Peter Lang, Bruxelles.
- Gosselin, M., 2004. Impacts des modalités d'exploitation : perturbations du sol, devenir des rémanents, in : Gosselin, M., Laroussinie, O. (Eds.), *Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver*. Synthèse bibliographique, Etudes Gestion des Territoires n° 20. Cemagref Editions, Antony, 257–269.
- Gosselin, M., Laroussinie, O., 2004. Biodiversité et gestion forestière Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique, Etudes du Cemagref, série Gestion des territoires, n° 20. Cemagref Editions.
- Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup-Thygeson, A., 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: A review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 295–308. <https://doi.org/10.1080/02827581.2010.497495>.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342, 850 – 853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.
- He, X., Liang, J., Zeng, G., Yuan, Y., Li, X., 2019. The effects of interaction between climate change and land-use/cover change on biodiversity-related ecosystem services. *Global Challenges* 3, 1800095.
- Hewitt, N., Klenk, N., Smith, A.L., Bazely, D.R., Yan, N., Wood, S., MacLellan, J.I., Lipsig-Mumme, C., Henriques, I., 2011. Taking stock of the assisted migration debate. *Biol Conserv* 144, 2560-2572.
- Hlásny, T., Krokene, P., Liebhold, A., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K., Schelhaas, M.-J., Seidl, R., Svoboda, M., Viiri, H. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. From Science to Policy 8. European Forest Institute.
- Jacob, J., Tkadlec, E., 2010. Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage, in: *Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts*, 207–223.
- Jonard, M., Nicolas, M., Coomes, D. A., Caignet, I., Saenger, A., Ponette, Q., 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment* 574, 616–628.
- Kalaora, B., 1993. *Le musée vert. Radiographie du loisir en forêt*. L'Harmattan, Paris.
- Kimmins, H., 1997. *Balancing Act/ Environmental Issues in Forestry*, 2nd ed. University of British Columbia Press, Vancouver.
- Knoke, T., 2012. The Economics of Continuous Cover Forestry, in: Pukkala, T., Von Gadow, K. (Eds.), *Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems*. Springer Netherlands, Dordrecht, 167–193. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2202-6_5.
- Lalechère, E., Bergès, L., 2022. Importance of climate-induced tree species composition changes on the amount of reachable habitat for forest birds. *Divers Distrib* 28, 1781-1794.
- Laurent, L., Cavaliere, M., Lacombe, E., 2022. Guide pratique pour favoriser les renouvellements mélangés dans les peuplements forestiers gérés selon les principes de la sylviculture mélangée à couvert continu. *Reconstitution post-crise. Projet Interreg Grande Région Askafor*, 64 p.
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C.B., Ackerly, D.D., 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462, 1052-U1111.
- López-Bedoya, P. A., Magura, T., Edwards, F. A., Edwards, D. P., Rey-Benayas, J. M., Lövei, G. L., Noriega, J. A., 2021. What level of native beetle diversity can be supported by forestry plantations? A global synthesis. *Insect Conserv. Diversity* 14, 736–747. <https://doi.org/10.1111/icad.12518>.
- Loss, S. R., Terwilliger, L. A., Peterson, A.C., 2011. Assisted colonization: integrating conservation strategies in the face of climate change. *Biol Conserv* 144, 92-100.
- MAAF, IGN, 2016. *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015, Résultats*, MAAF-IGN. ed. Paris.
- Marini, L., Okland, B., Jonsson, A.-M., Bentz B., Carroll, A., Forster, B., Gregoire J.-C., Hurling R., Nageleisen, L.-M., Netherer, S., Ravn, H.-P., Weed, A., Schroeder, M., 2017. Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*. 40: 1426-1435.
- Mariotti, B., Hoshika, Y., Cambi, M., Marra, E., Feng, Z., Paoletti, E., Marchi, E., 2020. Vehicle-induced compaction of forest soil affects plant morphological and physiological attributes: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 462, 118004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118004>.

- Marshall, V.G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133, 43–60. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00297-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00297-2).
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017. Programme national de la forêt et du bois 2016-2026.
- Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., De las Heras, J. (Eds.), 2012. Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2208-8>.
- Moriniaux, V., 1996. Le douglas face aux écologistes. *Forêt-Entreprise* 107, 22–26.
- Moriniaux, V., 1997. Le refus de l'enrésinement en forêt domaniale dans la presse locale (Orne), in : Corvol, A., Arnould, P. (Eds.), *La forêt : perceptions et représentations*. L'Harmattan, Paris, 229–240.
- Nascimbene, J., Thor, G., Nimis, P.L., 2013. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe - A review. *Forest Ecology and Management* 298, 27–38.
- Neveu, E., 2015. *Sociologie politique des problèmes publics*. Armand Colin.
- Neymourande, E., Vallauri, D., 2011. *Regards sur la politique des forêts en France*. WWF France, Paris, Marseille.
- Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M., 2018. Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution* 8, 1217–1226. <https://doi.org/10.1002/ece3.3737>.
- Onida, M., 2020. Forest and forestry policy between the EU and its Member States. *elni Review* 16–24. <https://doi.org/10.46850/elni.2020.004>.
- Pellerin, S., Bamière, L. (pilotes scientifiques), Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Thérond, O., Viaud, V., Grateau, R., Le Perchec, S., Savini, I., Réchauchère, O. 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 114 p.
- Picchio, R., Mercurio, R., Venanzi, R., Gratani, L., Giallonardo, T., Lo Monaco, A., Frattaroli, A.R., 2018. Strip Clear-Cutting Application and Logging Typologies for Renaturalization of Pine Afforestation – A Case Study. *Forests* 9, 366. <https://doi.org/10/gpdm4k>.
- Pichancourt, J.-B., Firn, J., Chadès, I., Martin, T.G., 2014. Growing biodiverse carbon-rich forests. *Global Change Biol* 20, 382-393.
- Pischedda, D., 2009. Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt « PROSOL » – Guide pratique., ONF/FCBA. ed.
- Ram, D., Lindström, Å., Pettersson, L.B., Caplat, P., 2020. Forest clear-cuts as habitat for farmland birds and butterflies. *Forest Ecology and Management* 473, 118239. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118239>.
- Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendhal, J., Rudolphi, J., Sténs, A., Felton, A., 2018. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. *J. Environ. Manage.* 209, 409–425.
- Rapport de la Convention Citoyenne pour le Climat., 2020. Conseil économique social et environnemental.
- 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>.
- Riffell, S., Verschuyt, J., Miller, D., Wigley, T.B., 2011. Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity - A meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 261, 878–887. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.021>.
- Riou-Nivert, P., 2019. La densité de plantation : un problème ancien remis au goût du jour. *Forêt Entreprise* 14–18.
- Rosenvald, R., Löhmus, A., 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.
- Ruffier-Reynie, 1999. Morvan, tu sens le sapin. *Combat Nature* 125.
- Saintonge F. X., Nageleisen L.M, Boutte B., Goudet M., Husson C., Piou D., Riou-Nivert P. 2023a. La santé des forêts. Diagnostic, prévention et gestion. 2ème Edition CNPF-IDF. 639 p.
- Saintonge, F.-X, Gillett, M., et Belouard, T., 2023b. Crise scolytes sur épicéas. Bilan fin 2022. MASA Département de la santé des forêts, 5 p.
- Savilaakso, S., Johansson, A., Häkkinen, M., Uusitalo, A., Sandgren, T., Mönkkönen, M., Puttonen, P., 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environmental Evidence* 10. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00215-7>.

- Schut, P.-O., Delalandre, M., 2016. Un arbre, une forêt, un paysage. La contribution du Touring Club de France en faveur du reboisement. *Natures Sciences Sociétés* 24, 230–241.
- Sergent, A., 2014. Sector-based political analysis of energy transition: Green shift in the forest policy regime in France. *Energy Policy* 73, 491–500.
- Sotirov, M., Meier-Landsberg, E., Wippel, B., Deparnay-Grunenberg, A., Sirotti, I., Ott, S., 2022. Regulating clearcutting in European forests. Policy options and socio-economic analysis. (Final study report). The Greens/EFA Group in the European Parliament, Brussels, Freiburg im Breisgau.
- 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>.
- Suding, K. N., Gross, K. L., Houseman, G.R., 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005>.
- 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, INRAE.
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I.R., Cramer, W., Verburg, P.H., Brotons, L., 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biol* 22, 2505–2515.
- Vitt, P., Havens, K., Kramer, A.T., Sollenberger, D., Yates, E., 2010. Assisted migration of plants: changes in latitudes, changes in attitudes. *Biol Conserv* 143, 18–27.
- Wang, C., Zhang, W., Li, X., Wu, J., 2022. A global meta-analysis of the impacts of tree plantations on biodiversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 31, 576–587. <https://doi.org/10.1111/geb.13440>.
- West, P.W., 2013. *Growing Plantation Forests*. Springer International Publishing.
- Wolfslehner, B., Pülzl, H., Kleinschmit, D., Aggestam, F., Winkel, G., Candel, J., Eckerberg, K., Feindt, P., McDermott, C., Secco, L., Sotirov, M., Lackner, M., Roux, J.-L., 2020. European forest governance post-2020 (From Science to Policy), From Science to Policy. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs10>.

Les participants à l'expertise

L'équipe-projet

Morgane **Delay**, GIP Ecofor, Paris (75), France
 Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France
 Garance **Marquet**, GIP Ecofor, Paris (75), France

Les pilotes thématiques

Laurent **Bergès**, INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
 Catherine **Collet**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
 Philippe **Deuffic**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
 Marion **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Damien **Marage**, Université de Franche-Comté, UMR ThéMA, Besançon (25), France
 Jérôme **Ogée**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Kenji **Ose**, INRAE, UMR TETIS, Montpellier (34), France
 Céline **Perrier**, CNPF-IDF, Lyon (69), France

Les experts scientifiques

Chloé **Agro**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
 Emila **Akroume**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Dôle (39), France
 Michael **Aubert**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
 Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Olivier **Baubet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Lempdes (63), France
 Jacques **Becquey**, CNPF-IDF, Lyon (69), France
 Thierry **Bélouard**, DSF, MASA et INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France

Vincent **Boulangier**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
 Audrey **Bourdin**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Bernard **Boutte**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Avignon (84), France
 Klara **Bouwen**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Stéphane **Brault**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
 Yves **Brunet**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Fabrice **Bureau**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
 Amélie **Castro**, CNPF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux (33), France
 Marin **Chaumet**, FCBA, Pôle Biotechnologies Sylviculture Avancée, Délégation Centre-Ouest, Verneuil-sur-Vienne (87), France
 Joël **Conche**, Office national des forêts, Direction des forêts et des risques naturels, Supt (39), France
 Frédéric **Darboux**, Université Grenoble Alpes, CNRS, INRAE, IRD, Grenoble INP, IGE, Grenoble (38), France, France
 Lionel **Depeige**, CNPF, Direction générale, Aurillac (15), France
 Aurore **Desgroux**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Théo **Dokhelar**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Jean-Christophe **Domec**, Bordeaux Science Agro, INRAE, UMR ISPA, Gradignan (33), France
 Yann **Dumas**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Marianne **Duprez**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Frédéric **Frappart**, INRAE, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Serge **Garcia**, INRAE, BETA, Nancy (54), France
 Barry **Gardiner**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Sabine **Girard**, CNPF-IDF, Lyon (69), France
 Frédéric **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Claude **Husson**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Champenoux (54), France
 Edouard **Jacomet**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France
 Hervé **Jactel**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Cécile **Joyeau**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Eric **Lacombe**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
 Lisa **Laurent**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
 Laurent **Lelasseur**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France

Denis **Loustau**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Céline **Meredieu**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Lucas **Moreews**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Christophe **Orazio**, IEFC, Institut Européen de la Forêt Cultivée, Cestas (33), France
 Jean-Luc **Peyron**, Ingénieur général des ponts, eaux et forêts e. r., Académie d'Agriculture de France, Paris (75), France
 Brigitte **Pilard-Landeau**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France
 Jonathan **Pitaud**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Champenoux (54), France
 Milena **Planells**, CNES, UMR CESBIO, Toulouse (31), France
 Nattan **Plat**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Quentin **Ponette**, Earth & Life Institute, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique
 Noémie **Pousse**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Chambéry (73), France
 Bernard **Prévosto**, INRAE, UMR Recover, Le Tholonet (13), France
 Jérôme **Puiseux**, DRAAF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux (33), France
 Malaurie **Puyal**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
 Jacques **Ranger**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
 Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
 Eric **Rigolot**, INRAE, ECODIV, URFM, Avignon (84), France
 Philippe **Riou-Nivert**, CNPF-IDF, Paris (75), France
 Sonia **Saïd**, OFB, Direction Recherche et appui scientifique, Service Conservation et gestion des espèces à enjeux, Birieux (01), France
 François-Xavier **Saintonge**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Ardon (45), France
 Josep **Maria Serra Diaz**, AgroParisTech, Nancy (54), France
 Alex **Stemmelen**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Marion **Toutchkov**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
 Inge **van Halder**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Lucie **Vincenot**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
 Stéphanie **Wurpillot**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Les experts contributeurs ponctuels

Lison **Ambroise**, INRAE, UMR LISIS, Marne-la-Vallée (77), France
 Christophe **Baltzinger**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Jean-Charles **Bastien**, INRAE, Orléans (45), France
 Gabrielle **Bouleau**, INRAE, UMR LISIS, Marne-la-Vallée (77), France

David **Carayon**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
 Fabien **Carouille**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75)
 Maude **Cavalière**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
 Lauric **Cécillon**, INRAE, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France
 Christophe **Chantepy**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
 Loïc **Cotten**, Alliance Forêts Bois, Direction du développement, Cestas (33), France
 Camille **Dahdouh**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Ida **Delpy**, GIP Ecofor, Paris (75), France
 Nathan **Fornes**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Morgane **Goudet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75), France
 Bastien **Lepage**, INRAE, Nancy (54), France
 Benoît **Marçais**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France
 Jean-Marie **Michon**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France
 Chloé **Monta**, ASL Suberaie Varoise, Le Luc (83), France
 Jeanne **Muller**, GIP Ecofor, Paris (75), France
 Louis-Michel **Nageleisen**, ingénieur forestier e. r., Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Le Tholy (88), France
 Philippe **Nolet**, Université du Québec en Outaouais, ISFORT, Département des Sciences Naturelles, CEF, Ripon, Canada
 Jean-Louis **Pestour**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
 Kevin **Petit**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
 Gêrôme **Pignard**, DRRAF Occitanie, Service régional de l'information statistique, économique et territoriale, Montpellier (34), France
 Didier **Pischedda**, Office national des forêts, Département commercial bois, 94704 Maisons-Alfort Cedex, France
 David **Pothier**, Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt, Québec, Canada
 Lucas **Poullard**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France
 Jean-Yves **Puyo**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
 Hanitra **Rakotoarison**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
 Benoît **Reymond**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
 Jean-Philippe **Terreaux**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
 Erwin **Ulrich**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France

Les membres du Comité d'orientation

Philippe **Riou-Nivert** et Eric **Sevrin** (RMT Aforce), Catherine **Julliot** (MTECT/CGDD – Service de la Recherche et de l'Innovation), Flore **Sancey** et Elisabeth **van de Maele** (MASA – Bureau de la gestion durable de la forêt et du bois), Miriam **Buitrago**, Alba **Departe**, Sarah **Martin** et Lucas **Schrepfer** (ADEME), Marianne **Bernard** et François **Omnès** (OFB), Morgane **Delay**, Guy **Landmann**, Garance **Marquet** et Nicolas **Picard** (GIP Ecofor).

Les membres du Comité des utilisateurs

Loïc **Cotten** (Alliance Forêts Bois, membre de UCFF), Clarisse **Fischer** et Elodie **Payen** (CIBE), Anne-Marie **Bureau**, François **Clauce**, Claire **Hubert** et Antoine **d'Amécourt** (CNPFF-IDF), Paul-Antoine **Lacour** et Arnaud **Vilette** (COPACEL), Alexia **Huet** et Sylvestre **Coudert** (EFF), Michel **Druilhe**, Florence **Fournier**, Jean-Emmanuel **Hermès** et Jean-Michel **Servant** (FBF), Alain **Bailly**, Guillaume **Chantre**, Marin **Chaumet**, Armand **Clopeau**, André **Richter** et Frédéric **Rouger** (FCBA), Scarlett **Boiardi** et Eliott **Mordacq** (FIBOIS), Caroline **Berwick** et Nicolas **Douzain-Didier** (FNB), Matthieu **Salvaudon** (FNC), François **Alriq**, Silvère **Gabet**, Dominique **Jarlier** et Alain **Lesturgez** (FNCOFOR), Christophe **Chauvin**, Adeline **Favrel**, Sarah **Kathib** et Hervé **Le Bouler** (FNE), Aldric **de Saint-Palais** (FNEDT), Laurent **de Bertier** et Isabelle **Flouret** (Fransylva), Guillaume **Darhinger** et Magali **Rossi** (FSC), Nathalie **Eltchaminoff**, Alain **Gervaise** et Magali **Jover** (IGN), Guillaume **Aumerle** et Emmanuel **Ripout** (International Paper), Bénédicte **Augeard** et Lise **Maciejewski** (OFB), Dominique **de Villebonne** et Albert **Maillet** (ONF), Christophe **Chapoulet**, Julien **Mocquery** et Jean-Basptiste **Schwebel** (ONF Énergie Bois), Paul-Emmanuel **Huet** (PEFC), Julien **Chesnel** (PNR), Nicolas **Luigi** (Prosilva), Flavien **Chantreau** et Marie **Thomas** (RNF), Olivier **Pain** et Ceydric **Sédilot-Gasmi** (SFDCD), Tammouz Eñaut **Helou** (UCFF), Clémentine **Azam** et Justine **Delange** (UICN), Emmanuel **Cacot** (Unisylva, membre de UCFF), Julie **Marsaud** et Daniel **Vallauri** (WWF).

Remerciements

Pour les interactions concernant les aspects méthodologiques de l'expertise :
 Guy **Richard**, directeur de la DEPE, INRAE, Paris (75), France.

Sont remerciés en qualité de relecteur d'une (ou de plusieurs) contribution(s) :
 Frédéric **Archaux**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Philippe **Balandier**, INRAE, UMR PIAF, Clermont-Ferrand (63), France
 Christian **Barthod**, Ingénieur général des ponts, des eaux et des forêts e. r., CGEDD (ex-IGEDD), Tulle (19), France
 Xavier **Bartet**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
 Jean-Charles **Bastien**, Ingénieur de recherche e. r., spécialité génétique et amélioration des arbres forestiers, INRAE, UR ECODIV, Orléans (45), France

Jordan **Bello**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Boigny-sur-Bionne (45), France
 Alain **Berthelot**, FCBA, Pôle Ressources Forestières des Territoires, Charrey-sur-Saône (21), France
 Philippe **Billet**, Université Lyon III, Institut de droit de l'environnement de Lyon, UMR CNRS EVS, Lyon (69), France
 Antoine **Brin**, Université de Toulouse, École d'Ingénieurs de PURPAN, UMR INRAE-INPT DYNAFOR, Toulouse (31), France
 Marc **Buée**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France
 Guillaume **Darhinger**, FSC France, Vannes (56), France
 Guillaume **Decocq**, Université de Picardie Jules Verne, UMR CNRS EDYSAN, Amiens (80), France
 Marc **Deconchat**, INRAE, UMR DYNAFOR, Castanet-Tolosan (31), France
 Robin **Degron**, Université Paris I Panthéon Sorbonne, UMR LADYSS, Paris (75), France
 Michel **Deshayes**, Ingénieur de Recherche en télédétection e. r., GEO, Programme GEOGLAM, Genève, Suisse
 Marc **Dufrêne**, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, UR TERRA, Axe Biodiversité et Paysages, Gembloux, Belgique
 Alain **Dupuy**, ENSEGID Bordeaux INP, UMR EPOC, Equipe PROMESS, Pessac (33), France
 Christine **Farcy**, Université Catholique de Louvain, Faculté des bioingénieurs, SST/AGRO, Ottignies-Louvain-la-Neuve, Belgique
 Meriem **Fournier**, INRAE, Centre de Nancy (54), France
 Jean-Claude **Gegout**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
 Christian **Ginisty**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Sabine **Girard**, CNPF-IDF, Lyon (69), France
 Pierre **Gonin**, CNPF-IDF, Auzeville-Tolosane (31), France
 Maya **Gonzalez**, Bordeaux Sciences Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
 Patrice **Hirbec**, Office national des forêts, Direction Forêts et risques naturels, Maisons-Alfort (94), France
 Paul-Emmanuel **Huet**, PEFC France, Paris (75), France
 Anne **Jolly**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Nancy (54), France
 Mathieu **Jonard**, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique
 Georges **Kunstler**, INRAE, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
 Jean **Ladier**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Avignon (84), France
 Mathieu **Lamandé**, Université d'Aarhus, Département d'agroécologie, Tjele, Danemark
 Laurent **Larrieu**, INRAE, UMR DYNAFOR, Castanet-Tolosan (33), et CNPF-IDF, Auzeville-Tolosane (31), France
 Laurent **Lathuilière**, Office national des forêts, Direction territoriale Auvergne-Rhône-Alpes, Grenoble (38), France
 François **Lefèvre**, INRAE, URFM, Avignon (84), France
 Jonathan **Lenoir**, Université de Picardie Jules Verne, UMR EDYSAN, Amiens (80), France

Gauthier **Ligot**, Université de Liège, Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech, Département TERRA, ForestIsLife, Gembloux, Belgique
 Jonathan **Lisein**, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Département GxABT, Axe Gestion des ressources forestières, Gembloux, Belgique
 Benoît **Marçais**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France
 Anders **Marell**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 Maxence **Martin**, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de Recherche sur les Forêts, Rouyn-Noranda, Canada
 François **Morneau**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France
 François **Ningre**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
 Rock **Ouimet**, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec, Canada
 Yoan **Paillet**, INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
 David **Paré**, Ressources naturelles du Canada, Service canadien des Forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Québec, Canada
 Sylvain **Pillon**, CNPF, Direction générale, Paris (75), France
 Adrien **Pinot**, VetAgro Sup, UMR UREP, pôle EVAAS, Clermont-Ferrand (63), France
 Benjamin **Piton**, Institut national de l'information géographique et forestière. Direction territoriale Nord-Est, Champigneulle (54), France
 Yves **Poss**, Ingénieur général des ponts, des eaux et des forêts e. r., Ministère de l'Agriculture, AgroParisTech, Clermont-Ferrand (63), France
 Benoît **Renaux**, Conservatoire botanique national du Massif central, Cellule projets Massif central – Forêts, Chavaniac-Lafayette (43), France
 Freddy **Rey**, INRAE, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
 Ana **Rincón**, Institut d'agronomie (ICA), Conseil supérieur de la recherche scientifique (CSIC), Madrid, Espagne
 Nicolas **Robert**, Agence Européenne pour l'Environnement (EEA), Copenhague, Danemark
 Cécile **Robin**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
 Magali **Rossi**, FSC France, Vannes (56), France
 Thierry **Sardin**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Toulouse (31), France
 Daniel **Vallauri**, WWF, Programme Biodiversité des forêts, Marseille (13), France
 Michel **Vennetier**, Ingénieur forestier et docteur en écologie e. r., INRAE, UMR RECOVER, Le Tholonet (13), France
 Stephan **Zimmermann**, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, WSL, Birmensdorf, Suisse

Auxquels s'ajoutent sept relecteurs anonymes.

ISBN : 978-2-914770-19-4.
Dépôt légal : septembre 2023.
Imprimé à Paris par Pascal Editions.



**MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
ET DE LA SOUVERAINETÉ
ALIMENTAIRE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*



**MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET DE LA COHÉSION
DES TERRITOIRES**

*Liberté
Égalité*



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*



ISBN : 978-2-914770-19-4.

Contact : GIP Ecofor, secretariat@gip-ecofor.org, 42, rue Scheffer, 75116 Paris (France).