

t

RenD ez-Vous e c h n i q u e s

n° 53 automne 2016

patrimoine

sylviculture

progrès

connaissances

économie

forêts et société

environnement

biodiversité

gestion durable



Le Douglas et les sols

p. 3

Zoom

p. 29

Intrigants Faux de Verzy



Rendez-Vous techniques

Directeur de la publication

Albert Maillet

Rédactrice en chef

Christine Micheneau

Comité éditorial

Myriam Legay, Patrice Mengin-Lecreulx
(et autres correspondants)

Maquette, impression et routage

Imprimerie ONF – Fontainebleau

Conception graphique

NAP (Nature Art Planète)

Crédit photographique

Page de couverture :

En haut : Nathalie Pétreil, ONF

En bas : Anne-Marie Granet, ONF

Périodicité : 4 numéros ordinaires par an
(possibilité d'éditions resserrées en numéros doubles)

Accès en ligne

[http://www.onf.fr/\(rubrique Lire, voir, écouter/
Publications ONF/Périodiques\)](http://www.onf.fr/(rubrique Lire, voir, écouter/ Publications ONF/Périodiques))

Renseignements

ONF – documentation technique et générale,
boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau

Contact : documentalistes@onf.fr

ou par fax : 01 64 22 49 73

Dépôt légal : mars 2017

sommaire

n° 53 - automne 2016

- 3 **Pratiques**
Dépérissement des forêts : un observatoire départemental dans les Alpes-Maritimes
par Jean Ladier et Charles Tessier
- 11 **Méthodes**
Utilisation du modèle individu centré Samsara2 pour analyser les sylvicultures en peuplement irrégulier
par Benoît Courbaud, Thierry Sardin, François de Coligny, Thomas Cordonnier, Christine Deleuze, Didier François, Catherine Riond, Valentine Lafond, Guillaume Lagarrigues
- 24 **Méthodes**
Le réseau Douglas, un dispositif dédié à la compréhension de l'effet de cette essence sur le cycle de l'azote
par Bernd Zeller, Arnaud Legout, Jacques Ranger, Bruno Gratia, Séverine Bienaimé, Pascal Bonnaud, Gilles Nourrisson, Jérôme Demaison, Marie Christine Gehin, Serge Didier
- 36 **Connaissances**
Le Douglas est-il adapté aux substrats calcaires du Quart Nord-Est de la France ?
par Didier François, Bruno Chopard, François Conrard, Didier Bier, Jean-Pierre Renaud
- 46 **Connaissances**
Productivité des peuplements mélangés : quels effets des conditions environnementales dans les peuplements bi-spécifiques ?
par Maude Toïgo, Thomas Pérot, Benoit Courbaud, Patrick Vallet
- 54 **Zoom**
Les intrigants Faux de Verzy
par Célia Gobeaut, Jacques Bierne et Jean-Pierre Boureux

éditorial

En parcourant le sommaire de ce numéro 53 de nos RenDez-Vous techniques, on est frappé d'y retrouver toutes les approches que le forestier doit maîtriser s'il veut améliorer en permanence la qualité et la pertinence de ses interventions.

Une liste de verbes d'action résume parfaitement cette exigence : observer, analyser, comprendre, décider, évaluer et... s'émerveiller.

Observer : comme dans le cas des dépérissements forestiers des Alpes-Maritimes ; observer méthodiquement pour dépasser l'inquiétude, bien documenter les phénomènes pour pouvoir les interpréter.

Analyser : en s'appuyant sur les outils et modèles qui stimulent la réflexion sylvicole, à l'image de Samsara 2, un modèle de simulation conçu pour les structures irrégulières et dévolu à l'étude des peuplements montagnards de sapin-épicéa-hêtre.

Comprendre : grâce à des dispositifs tels que ceux dédiés à l'effet du Douglas sur le cycle de l'azote, et à ses conséquences acidifiantes pour certains sols ; comprendre les processus pour pouvoir adapter la gestion.

Décider : sur la base du retour d'expériences et de la détermination des critères clefs à prendre en considération pour garantir la pertinence des choix, comme le montrent les travaux de l'équipe RDI de Dole sur la question du Douglas sur substrats calcaires.

Évaluer : la productivité des peuplements mélangés, par exemple, qui se prête fort bien à cette démarche moyennant développements méthodologiques adaptés, ainsi que le détaille l'article d'Irstea.

S'émerveiller enfin devant les bizarreries de la Nature dont les célèbres Faux de Verzy sont un parfait exemple avec leurs formes singulières qui suscitent la curiosité ou l'imagination ; le dossier Forêt d'Exception de la Montagne de Reims retrace leur histoire, en démaillant « le vrai du Faux ».

Le Directeur Forêts et Risques Naturels
Albert MAILLET

Dépérissement des forêts : un observatoire départemental dans les Alpes-Maritimes

Le département des Alpes-Maritimes n'est pas seulement un haut lieu du tourisme. C'est aussi l'un des plus boisés de France et ses forêts sont parfois vues comme des « sentinelles » des effets du changement climatique. Aussi, les dépérissements constatés au début des années 2000 dans les peuplements de sapin puis de pin sylvestre ont suscité de vives inquiétudes et incité le Conseil Général à créer un observatoire départemental. Cet article présente l'observatoire en le situant dans le « paysage » des dispositifs d'observation, et donne les premiers résultats sur le déterminisme des dépérissements observés.

Les conséquences du changement climatique sur la santé des forêts et leur évolution sont sources de préoccupation croissante. C'est pourquoi des initiatives ont vu le jour depuis une dizaine d'années à l'échelle régionale. On peut schématiquement classer ces initiatives en deux catégories. Les premières, plurithématiques et à visée stratégique, comme l'OPCC (Observatoire pyrénéen du changement climatique) et le RICCMAC (Réseau d'Information Changement Climatique massif Central) font surtout appel à l'expertise et à la prospective, sur la base des données disponibles. Elles se heurtent alors à une insuffisance d'observations précises de l'impact du changement climatique sur les forêts. En effet, les réseaux de suivi à long terme que sont le réseau systématique européen de niveau 1 (réseau 16x16 km) et le réseau RENECOFOR ont un échantillonnage trop lâche pour permettre une analyse locale pertinente. Les secondes, telles que l'OREF (Observatoire Régional des Écosystèmes Forestiers Nord – Pas-de-Calais – Picardie) et l'observatoire départemental du dépérissement des forêts des Alpes-Maritimes,



Photo 1 : sapinière en FD de Clans en 2011

présenté ici, visent d'abord à compenser ce manque de données à l'échelle locale.

Le département des Alpes-Maritimes est l'un des plus boisés de France, avec un taux de boisement de 52 % et une surface forestière de 225 000 ha. Cette forêt est donc un élément majeur du territoire départemental,

pour ses fonctions environnementale, sociale et de protection mais également pour sa fonction de production qui maintient des emplois locaux et génère, pour certaines communes, des revenus qui restent importants. De fait, la gestion est assez extensive, car les possibilités d'intervention sont limitées par les difficultés d'accès et de circulation liées au relief escarpé.

Après des alertes dans les années 90 dans la vallée de la Roya, des mortalités sans précédent localement ont été signalées à partir du printemps 2004 dans les sapinières de la vallée de la Vésubie (photo 1). Par ailleurs, de nombreuses observations de dépérissements de sapin pectiné et de pin sylvestre (photo 2) ont été faites dans les Préalpes de Grasse. Ces phénomènes sont interprétés comme des conséquences de la période de sécheresse commencée avec la canicule de l'été 2003 et qui s'est prolongée dans le Sud-Est de la France jusqu'en 2007.

Face à l'inquiétude des communes forestières, le Conseil Général a décidé de créer en 2008 un observatoire de l'état sanitaire des forêts des Alpes-Maritimes, avec pour objectif d'évaluer les dépérissements forestiers pour les principales essences forestières et de suivre l'évolution temporelle et spatiale de ces dépérissements. La mise en place et le suivi opérationnel ont été confiés à l'Office national des forêts (agence interdépartementale Var - Alpes-Maritimes avec l'appui du département RDI) sous le contrôle d'un comité scientifique.

Données recueillies

L'observatoire comporte deux volets : une cartographie périodique des mortalités d'arbres sur l'ensemble des forêts du département et des placettes permanentes d'observation de l'état sanitaire des peuplements.

Carte des mortalités

Les peuplements présentant des mortalités ont été observés et cartographiés sur le terrain, généralement depuis le versant opposé. Chaque unité de peuplement observée est délimitée sur carte et caractérisée par l'essence principale, le taux de mortalité de cette essence, un diagnostic d'exploitabilité et la période de la dernière exploitation. Des peuplements sains voisins de ces plages de mortalité ont également été notés, en



J. Ladjer, ONF

Photo 2 : pin sylvestre en FC de St-Auban en 2009

tant que références, en vue de définir le déterminisme écologique de la mortalité. Par défaut, les peuplements non cartographiés sont également considérés comme indemnes.

Deux cartes ont été réalisées en 2008 et en 2011. Les surfaces décrites couvrent 26 000 hectares, toutes propriétés confondues. La déclinaison par essence et par taux de mortalité est indiquée dans le tableau 1. Une nouvelle cartographie, dont l'analyse est en cours, a été réalisée en 2016 pour répertorier les mortalités plus récentes.

Le sapin pectiné couvre environ 9 000 ha dans le département des Alpes-Maritimes (source : IFN). Son tempérament fait qu'on le trouve surtout en ubac, les versants ensoleillés lui étant défavorables. De même, il préfère le climat relativement humide des vallées de montagne à celui, plus sec et plus contrasté, des Préalpes de Grasse. Enfin, le sapin est une essence de l'étage montagnard, qui n'a pas sa place au-dessus de 1 000 m d'altitude et s'étend difficilement au-dessus de 1 800 m. Au total, la surface cartographiée en 2011 représente environ 55 % des sapinières existantes.

La surface des peuplements de pin sylvestre dans les Alpes-Maritimes est d'environ 27 000 ha d'après l'IFN, avec une répartition équilibrée entre la montagne et les Préalpes de Grasse. Le pin sylvestre est une essence pionnière des étages supraméditerranéen et montagnard, ce qui correspond à une tranche d'altitude de 600 à 1 800 m. La surface décrite en 2011 représente près de la moitié des pineraies sylvestres.

Placettes permanentes

Les placettes sont réparties géographiquement pour rendre compte de l'extension de chaque essence dans le département (figure 1a) et de la diversité des situations occupées : gradient altitudinal, opposition de versants, conditions locales de topographie et de sol. Ainsi, les vingt placettes en sapin pectiné sont réparties selon l'altitude sur quatre grands versants d'ubac. C'est une grande différence avec l'échantillonnage systématique du réseau européen 16 x 16 km.

D'autre part, les groupes de placettes ont été implantés de préférence dans des secteurs où des dépérissements avaient été constatés, mais dans des peuplements adultes sans mortalité,

et n'ayant subi aucune coupe depuis 2003 et jusqu'en 2012. En effet, pour suivre le comportement des arbres après la sécheresse, il était préférable qu'ils ne soient pas, en plus, en train de réagir à la disparition de leur(s) voisin(s).

Les placettes permanentes font l'objet d'observations annuelles selon un protocole calqué sur celui du Département Santé des Forêts (DSF). 10 à 20 arbres échantillons sont suivis individuellement et notés en fonction de critères de santé et de vigueur de leur houppier : mortalité de branches, déficit foliaire, coloration foliaire anormale. De plus, des mesures dendrométriques sont réalisées tous les cinq ans.

Au total, 60 placettes ont été implantées entre 2008 et 2011 dans des peuplements des principales essences du département : sapin pectiné, pin sylvestre, mélèze d'Europe, épicéa commun, pin d'Alep, chêne pubescent, chêne vert (tableau 2).

Essence	Total	0 %	0-10 %	10-30 %	30-50 %	50-75 %	75-100 %
Sapin pectiné	4992	299	2093	1462	992	107	38
Pin sylvestre	12523	1191	8171	1880	1095	181	6
Mélèze	6255	4233	2022				
Épicéa	807		735		62	1	10
Autres pins	983		378	605			
Chêne pubescent	105		40	65			
Chêne vert	299		227		72		
Autres feuillus	13	13					
Total	25977	5736	13667	4012	2220	289	53

Tab. 1 : ventilation des observations de mortalité de 2011 en fonction de l'essence et du taux de mortalité (surface en ha)

Essence	2008	2009	2010	2011
Sapin pectiné	20 placettes			
Pin sylvestre		15 placettes		
Mélèze d'Europe			5 placettes	
Épicéa commun			5 placettes	
Pin d'Alep			5 placettes	
Chêne pubescent				5 placettes
Chêne vert				5 placettes

Tab. 2 : distribution des placettes permanentes et calendrier d'installation

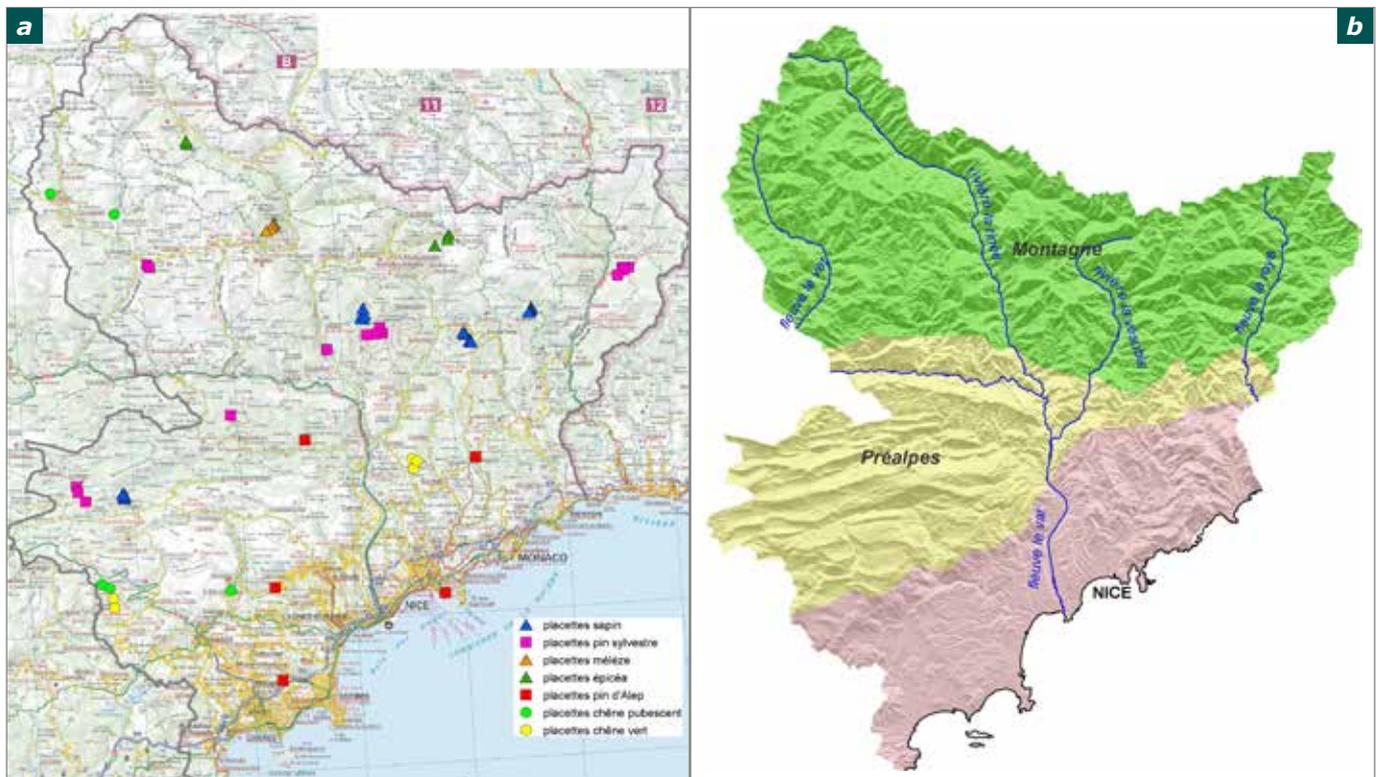


Fig. 1 : (a) répartition des placettes permanentes (fond © IGN scan 250)
(b) zonage climatique et relief des Alpes-Maritimes

Principaux résultats intermédiaires

Les observations réalisées jusqu'en 2014 montrent que presque toutes les essences sont touchées par des mortalités et par un accroissement du déficit foliaire. Cependant, seuls le sapin pectiné et le pin sylvestre, qui ont motivé la création de l'observatoire, présentent à la fois une surface de référence significative et une gamme étendue de taux de mortalité et un nombre suffisant de placettes permettant une analyse détaillée.

La répartition des mortalités permet d'abord une analyse spatiale, en la confrontant aux régions naturelles et aux facteurs topographiques d'altitude, d'exposition et de forme de terrain (figure 1 b). La comparaison des cartes de mortalité de 2008 et 2011 permet ensuite une analyse temporelle en quantifiant et en interprétant l'évolution de la situation en 3 ans. Parmi les critères relevés sur les placettes permanentes, le déficit foliaire s'avère un bon paramètre intégrateur de l'état sanitaire des houppiers et celui qui montre les évolutions les plus significatives.

Résultats pour le sapin pectiné

La mortalité est plus fréquente dans la zone des « Préalpes » que dans la zone de « Montagne ». On n'y

observe aucun peuplement sain et la grande majorité des surfaces présente un taux de mortalité de 10 à 30 %, tandis que le taux de mortalité le plus souvent observé en Montagne est inférieur à 10 % (figure 2a). En Montagne, le taux de mortalité est d'autant plus faible que l'on s'élève en altitude, tandis que dans les Préalpes, il reste fort quelle que soit l'altitude, même sur des versants atteignant 1600 mètres. À altitude égale, il est toujours plus fort en adret qu'en ubac. À l'échelle locale, on retrouve en Montagne l'influence défavorable des topographies convexes, mais on ne peut dégager une tendance similaire dans les Préalpes.

La comparaison des taux de mortalité sur les mêmes surfaces observées en 2008 et en 2011 montre une certaine stabilité. La notation n'a pas évolué pour 79 % des surfaces observées. Si l'on exclut les surfaces exploitées depuis 2008, pour ne pas biaiser les résultats, les différences de notations ne semblent pas correspondre à des situations particulières et pourraient être expliquées par la marge d'erreur des observations. En toute hypothèse, on peut en conclure qu'il y a eu peu de mortalité de sapin pectiné entre 2008 et 2011 dans les Alpes-Maritimes.

Le taux de mortalité sur les placettes permanentes reste faible, ce qui est

cohérent vu les choix d'implantation. Cependant, l'histogramme global des effectifs d'arbres en fonction du déficit foliaire (figure 3a) montre une aggravation significative entre 2008 et 2014 dans toutes les placettes. Sur les 320 arbres observés, il n'y a plus d'arbre jugé totalement feuillé en 2014, et la norme, qui se situait à moins de 10 % de déficit foliaire en 2008, est maintenant entre 21 à 30 %. On note pour la première fois en 2014 une stabilisation du déficit foliaire sur l'ensemble des 20 placettes par rapport à 2012-2013 (années non représentées sur la figure 3a). Les observations à venir diront s'il s'agit d'une amorce de rémission.

Les placettes situées à basse altitude montrent un déficit foliaire plus élevé et, surtout, une augmentation plus rapide de ce déficit. Cela confirme le lien déjà identifié entre altitude et santé du sapin. Une position topographique drainante (haut de versant ou modelé convexe) est défavorable. De même, la réserve utile, bien qu'estimée très grossièrement, semble corrélée négativement avec le taux de déficit foliaire.

Le gui progresse de façon significative sur tous les secteurs, avec un taux d'infestation sensiblement plus élevé dans les Préalpes. L'extension du gui

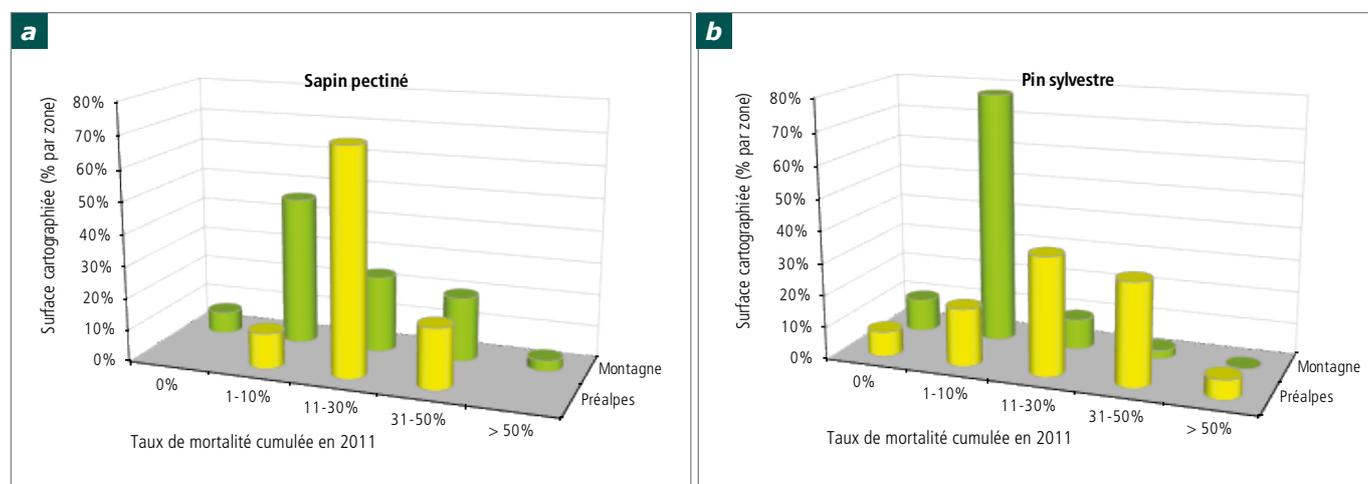


Fig. 2 : répartition par classe des mortalités de sapin pectiné (a) et de pin sylvestre (b) observées en 2011 en Montagne et dans les Préalpes

du sapin est limitée par l'altitude, mais il faut dépasser 1550 mètres pour trouver des placettes indemnes.

Résultats pour le pin sylvestre

On retrouve pour le pin sylvestre le fait que les mortalités sont beaucoup plus fortes dans les Préalpes (25 % en moyenne dans les Préalpes contre 7 % en Montagne) (figure 2 b). Par contre, les tendances dans chaque zone sont quelque peu différentes. Les adrets sont plus touchés dans les Préalpes, tandis que c'est l'inverse en Montagne. Par ailleurs, on trouve en Montagne un gradient altitudinal, les taux de mortalité étant plus forts à basse altitude. Les mortalités sont plus fortes en situation concave à basse altitude, en particulier en Montagne, alors que les arbres y bénéficient d'un bilan hydrique favorable.

La comparaison des taux de mortalité sur les mêmes surfaces observées en 2008 et en 2011 montre une poursuite des dépérissements. Les surfaces saines ont diminué d'un tiers et le taux moyen de mortalité est passé de 10,7 % à 13,6 %. On assiste donc à une extension du phénomène, qui se poursuit avec une mortalité nouvelle de l'ordre de 1 % par an, alors même que les dernières années n'ont pas été défavorables sur le plan climatique.

Au premier abord, l'aggravation concerne une proportion de surface comparable en Montagne et dans les Préalpes. Cependant, la poursuite de l'analyse révèle, encore une fois, des logiques différentes pour ces deux régions. En Montagne, l'aggravation touche l'ensemble des adrets et, en ubac, les altitudes inférieures à 1200 mètres, particulièrement les topographies concaves à moins de 1000 mètres. Dans les Préalpes, c'est en ubac à moyenne altitude (entre 1000 et 1400 mètres) que la mortalité a augmenté le plus.

En moyenne, sur l'ensemble des 299 arbres échantillons observés, le déficit foliaire a significativement augmenté entre 2009 et 2011 et s'est stabilisé entre 2011 et 2013 avant de progresser à nouveau en 2014 (figure 3 b). L'arbre moyen a maintenant un déficit foliaire d'environ 40 %. Cette tendance générale masque des évolutions individuelles diverses. Ainsi, au cours de la période 2011-2013, un arbre sur trois a reconstitué une partie de son feuillage, en particulier parmi ceux qui avaient un déficit initial fort. Dans le même temps, presque autant d'arbres ont continué à se défolier.

Le gui des pins est presque absent au-dessus de 1300 mètres d'altitude. Le taux d'infestation reste modéré et évolue peu en moyenne. On observe

un développement dans certaines placettes et une régression nette, non expliquée, dans d'autres.

Quelques éléments pour les autres essences

L'état de santé des épicéas observés est moyen et assez homogène, avec une dégradation peu marquée depuis 2011. Le mélèze et le pin d'Alep ont peu souffert. Quant aux chênes pubescents et verts, ils présentent pour la plupart des houppiers très incomplets et ne montraient pas, jusqu'en 2013, de signe d'amélioration.

Interprétation et valorisation des résultats

Intérêt et limites des données produites

Les données recueillies comportent par nature une marge d'erreur difficile à évaluer. L'estimation du taux de déficit foliaire d'un arbre est délicate, comme l'est celle de la proportion d'arbres morts dans un peuplement. Pour autant, les écarts constatés sur les placettes de suivi depuis leur installation sont trop importants pour ne pas refléter des tendances réelles. Quant aux cartes des mortalités, leur grande couverture spatiale suffit à en faire l'image, certes non exhaustive, d'une réalité incontestable. Ces données sont en tout cas jugées suffisamment pertinentes pour alimenter des

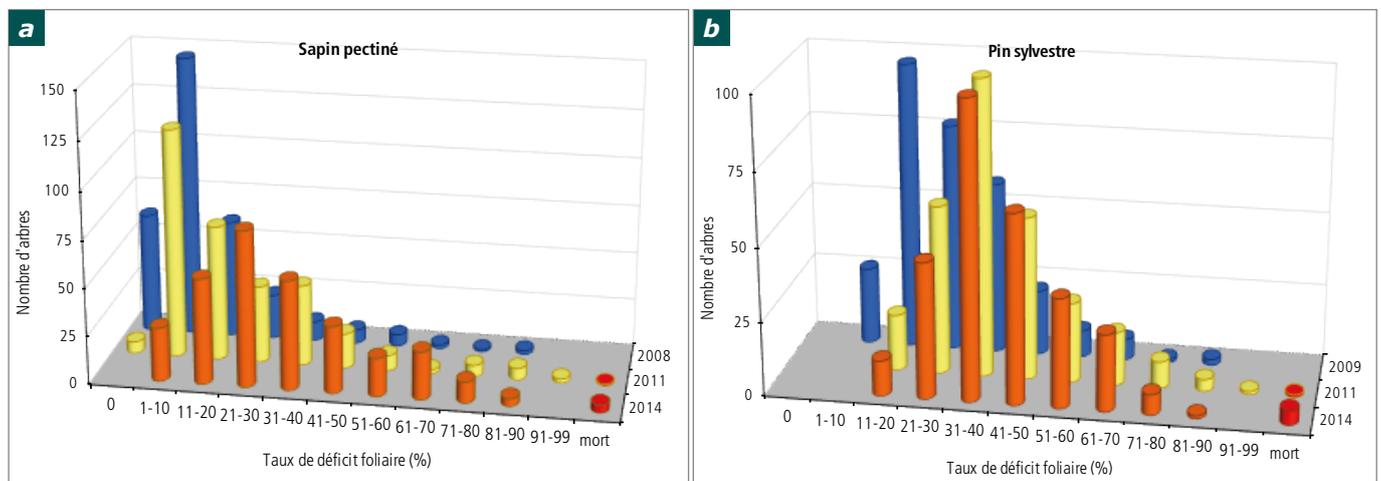


Fig. 3 : ventilation des effectifs de sapins (a) et de pins (b) observés par classes de déficit foliaire en 2008, 2011 et en 2014

projets de recherche tels que DRYADE (projet ANR 2007-2010, piloté par l'INRA) ou contribuer à des projets plus opérationnels tels que SYLFORCLIM – « Forêts méditerranéennes et alpines face aux changements climatiques » (projet piloté par le CRPF de PACA, dans le cadre du réseau mixte technologique AFORCE).

Bien qu'il s'agisse de deux aspects d'un même phénomène, il s'avère difficile de faire la synthèse entre, d'une part, les données sanitaires relevées à l'échelle de l'arbre sur les placettes permanentes et, d'autre part, les données de mortalité cartographiées avec une résolution de l'ordre d'un hectare. On observe trop peu d'arbres morts sur les placettes pour établir un lien direct et on manque d'élément pour expliquer, par exemple, la divergence apparente entre l'aggravation sensible de l'état des sapins sur les placettes entre 2008 et 2011 et l'apparente stabilité du taux de mortalité à l'échelle du département sur la même période.

Intérêt de l'observatoire par rapport aux réseaux nationaux

La faiblesse du signal que constitue la mortalité sur les placettes permanentes est un constat partagé par le DSF sur le réseau 16 x 16 km, y compris en région méditerranéenne où les conséquences du stress hydrique sont plus nettes qu'ailleurs. Il est d'ailleurs intéressant de comparer les données fournies par ce réseau dans les Alpes-Maritimes à celles de l'observatoire. Le sapin pectiné y est représenté par une seule placette de vingt arbres et trois placettes sont installées en pineraie sylvestre pour un effectif d'une quarantaine d'individus. Les résultats de ces placettes sont très similaires à ceux de l'observatoire, tant en terme de niveau de déficit foliaire pour les deux essences qu'en terme d'évolution de ce déficit entre 2008 et 2014. Mais ils sont évidemment plus grossiers et moins robustes à l'échelle du département.

En revanche, le réseau RENECOFOR ne comporte aucune placette dans le département des Alpes-Maritimes. La plus proche en pin sylvestre se trouve dans les Alpes-de-Haute-Provence, dans un contexte écologique atypique. Les sapinières méridionales sont représentées par les placettes SP05, dans les Hautes-Alpes, et SP11, dans l'Aude. Ces sapinières montrent également un accroissement du déficit foliaire ces dernières années, mais les courbes ne sont pas superposables à celles de l'observatoire.

Influence de la gestion

L'hypothèse d'un lien entre surcapitalisation des peuplements et mortalité accrue était une des limites de l'analyse spatiale de la carte des mortalités de 2008. C'est pourquoi, lors de la seconde campagne de cartographie des mortalités, il a été demandé aux observateurs d'indiquer la période de la dernière coupe. Cette rubrique a pu être renseignée pour la plupart des sapinières cartographiées et pour une minorité des pineraies sylvestres (en lien sans doute avec la plus grande proportion de parcelles privées), ce qui limite la fiabilité des conclusions pour cette seconde essence, notamment dans les Préalpes.

Il apparaît logiquement que les coupes récentes ont réduit le taux de mortalité observé en exploitant une part significative des arbres dépérissants ou morts. On constate que les interventions au cours de la période de 2003 à 2008 n'ont pas eu d'effet positif. Par contre, les éclaircies pratiquées dans la décennie précédant la période de sécheresse semblent avoir amélioré la résistance des peuplements. Enfin, les peuplements inexploités depuis plus de 20 ans sont ceux qui présentent le plus de mortalité.

Ces résultats montrent l'effet bénéfique de la gestion et la meilleure résistance d'un peuplement qui n'a pas une densité trop forte. Ils semblent indiquer aussi l'inefficacité d'une intervention dans un peuplement

en situation de stress, comme si la coupe était un facteur supplémentaire de déstabilisation des arbres conservés qui n'ont pas la capacité de réagir comme on le souhaiterait. Les gestionnaires des sapinières du pays de Sault, dans l'Aude, qui sont confrontés à un dépérissement plus spectaculaire, sont d'ailleurs arrivés à la même conclusion.

Recherche des causes du dépérissement

L'observatoire n'est pas conçu au départ pour mettre en évidence les causes du dépérissement mais seulement pour rendre compte de son étendue et suivre son évolution. Ainsi, le découpage écologique et les critères topographiques déclinés plus haut ne sont que des façons d'appréhender indirectement, sans pouvoir les quantifier, des différences de régimes thermique et pluviométrique qui régissent le comportement des arbres.

Pour autant, les données de l'observatoire permettent aussi des analyses plus poussées telles que celle qui a été menée par Grégoire Thauvin (2011) sur le déterminisme du dépérissement du sapin pectiné et du pin sylvestre. Ce travail original s'appuie d'une part sur la première carte de mortalité de l'observatoire des Alpes-Maritimes, d'autre part sur les notations de branches mortes du réseau national de placettes de l'Inventaire forestier national (IFN). Grâce à un modèle de spatialisation du climat, il confirme la forte corrélation entre ces signes de dépérissement et le cumul des sécheresses estivales de 2003 à 2007. À l'échelle nationale, la mortalité de branches est également reliée à la faiblesse de la réserve utile des sols et à l'âge du peuplement (donnée dont nous ne disposons pas dans le cadre de l'observatoire), avec des pins sylvestres en moyenne plus âgés dans les Alpes-du-Sud et en Auvergne. Enfin, le sapin pectiné semble plus sensible que le pin sylvestre aux épisodes de sécheresse ou de canicule.

Éléments de prospective

Les sapinières les plus fragiles sont situées en marge de l'aire de l'essence, dans les Préalpes et, en Montagne, au-dessous de 1400 mètres ou dans des situations topographiques défavorables. Globalement, la santé du sapin est, comme la croissance, corrélée au bilan hydrique de la station. Ces paramètres avaient déjà été identifiés par des travaux antérieurs comme déterminant le comportement du sapin dans les Alpes du Sud (Nouals, 2000 – Delahaye-Panchout, 2004).

La combinaison de ces facteurs, sous forme d'une clef, permet de rendre compte du déterminisme spatial des mortalités et, par analogie, du niveau de vulnérabilité des peuplements. Cinq niveaux de vulnérabilité sont distingués en fonction de la mortalité moyenne constatée dans chaque situation, de « très faible » à « très forte » (figure 4). Cette clef dichotomique a été appliquée aux données spatialisées pour obtenir une cartographie automatique du niveau de vulnérabilité du Sapin pectiné dans les Alpes-Maritimes (figure 5). Il apparaît que la moitié des sapinières actuelles se situe dans des conditions correspondant à une vulnérabilité forte à très forte et qu'un cinquième seulement présente une vulnérabilité très faible. Ces résultats illustrent bien la situation critique des sapinières méridionales.

Le déterminisme des variations spatiales constatées est plus complexe pour le pin sylvestre que pour le sapin, et semble même paradoxal : les adrets sont plus touchés que les ubacs dans les Préalpes, mais cette logique s'inverse en Montagne. Comme pour le sapin pectiné, une clef d'évaluation de la vulnérabilité a été établie et convertie en carte (ONF, 2013). D'après cette extrapolation, plus d'un tiers des peuplements de pin sylvestre présenterait une vulnérabilité moyenne à très forte tandis qu'un tiers présenterait une vulnérabilité très faible.

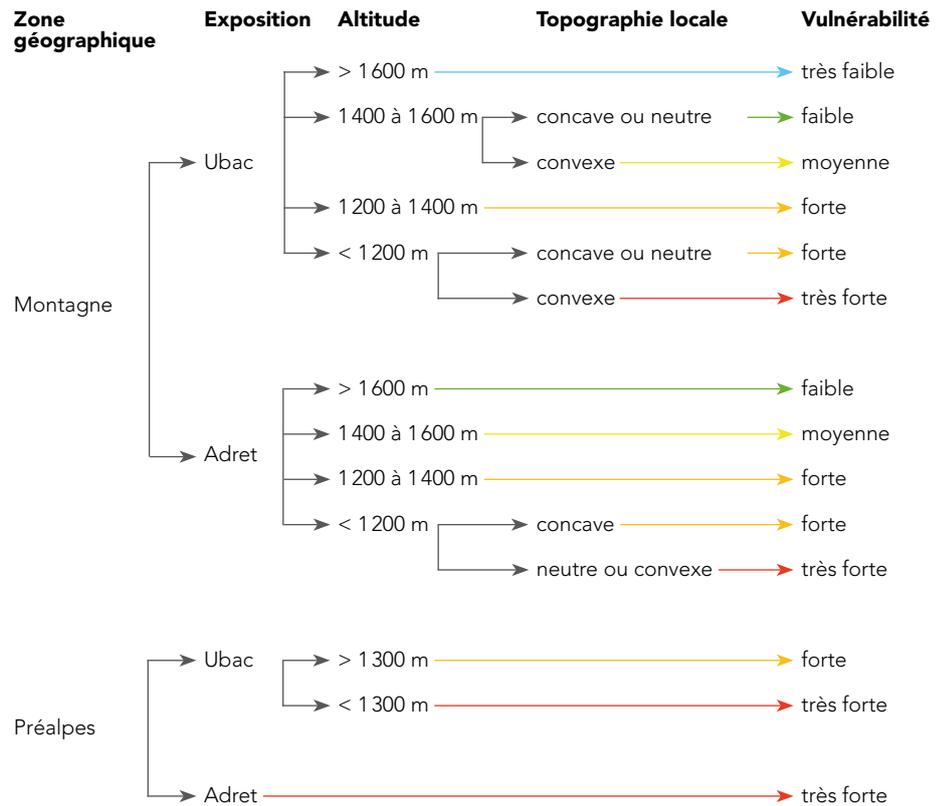


Figure 4 : clef d'évaluation de la vulnérabilité des peuplements de sapin pectiné

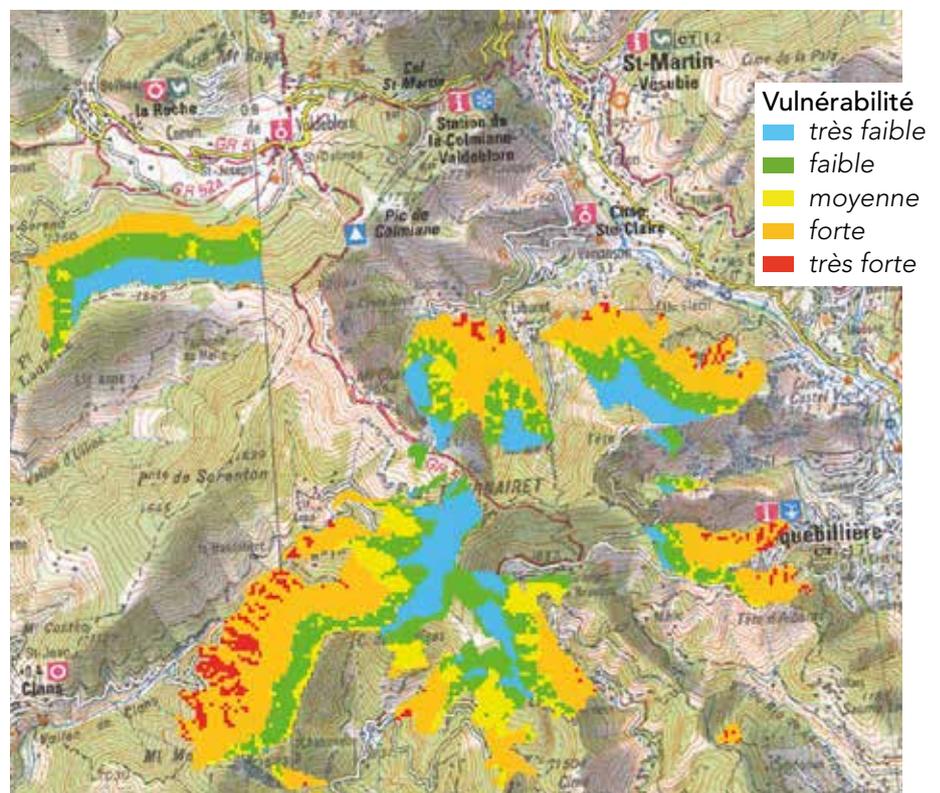


Fig. 5 : extrait de la carte de vulnérabilité du sapin pectiné (fond © IGN scan 100)

Conclusion

L'observatoire du dépérissement des forêts des Alpes-Maritimes permet d'affiner le suivi sanitaire assuré par les réseaux nationaux. Il fournit des résultats plus fiables et plus pertinents à l'échelle départementale. Le diagnostic global de l'état de santé des forêts des Alpes-Maritimes reste préoccupant. À ce stade, on peut estimer que les peuplements n'évoluent plus vers des mortalités massives, comme on le craignait à la création de l'observatoire, mais ils sont loin d'avoir retrouvé une vitalité normale malgré des conditions climatiques peu contraignantes et l'absence de sécheresse marquée depuis 2008.

La mortalité et le déficit foliaire, qui apparaît comme le meilleur révélateur d'une moindre vitalité des arbres, continuent de progresser pour la plupart des essences. Les Préalpes présentent peu de peuplements en bonne santé, un taux de mortalité souvent élevé, et sont globalement beaucoup plus touchées que les régions de la zone « Montagne ». Les évolutions constatées sont très significatives, notamment pour le sapin pectiné et le pin sylvestre, qui bénéficient à la fois d'un nombre de placettes plus important et d'un suivi plus long, avec des constats assez inattendus. Ainsi, le déterminisme spatial du dépérissement du pin sylvestre est parfois à l'inverse de celui de sa croissance. Quant au sapin pectiné, sa rémission est beaucoup moins rapide qu'on ne l'escomptait.

Ces résultats encore provisoires confirment l'intérêt de l'outil de suivi que constitue l'observatoire. Il nécessite cependant des campagnes d'observation lourdes, peu compatibles avec son extension aux autres départements des Alpes du Sud, qui aurait été pertinente. En outre, sa pérennité est fragilisée par un contexte budgétaire incertain.

Jean LADIER
Charles TESSIER
ONF, pôle RDI d'Avignon

Bibliographie

Delahaye-Panchout M., 2004. La sapinière à la reconquête de son territoire. Aix-en-Provence : ONF « Les carnets du forestier, Alpes du Sud ». 40 p.

Nouals D., 1999. Le Sapin pectiné en région Provence-Alpes-Côte d'Azur : Autécologie – Stations forestières. Aix-en-Provence : ONF, 84 p.

ONF, 2013. Observatoire du dépérissement des forêts des Alpes-Maritimes, Synthèse des campagnes d'observations de 2008 à 2012. Nice : Conseil départemental des Alpes-Maritimes, 58 p.

ONF, 2016 – Observatoire du dépérissement des forêts des Alpes-Maritimes, Résultat de la campagne d'observations de 2014. Nice : Conseil départemental des Alpes-Maritimes, 26 p.

Thauvin G., 2011. Essai de détermination des causes de dépérissements du Pin sylvestre et du Sapin pectiné à l'échelle de la France et des Alpes-Maritimes. Mémoire de fin d'études. Nancy : AgroParisTech, formation des ingénieurs forestiers – Lerfob – ONF, 113 p.

<http://www.opcc-ctp.org/> – Site internet de l'observatoire pyrénéen du changement climatique.



Photo 3 : observateur sur une placette de sapin pectiné

J. Ladier, ONF

Utilisation du modèle individu centré Samsara2 pour analyser les sylvicultures en peuplement irrégulier

Si la conception des sylvicultures de futaie régulière s'appuie souvent sur des modèles de simulation, ce n'est pas encore vraiment le cas pour la futaie irrégulière, dont les structures complexes rendent la modélisation bien plus difficile. Mais ça vient, avec par exemple le modèle Samsara2 développé par Irstea Grenoble pour l'étude des peuplements résineux de montagne à base de sapin, épicéa, hêtre. Cet article présente les principes du modèle, ce qui donne au passage une idée de la difficulté, puis il illustre sur un cas d'étude comment on peut l'utiliser pour stimuler la réflexion sylvicole... au bénéfice mutuel des modélisateurs et des sylviculteurs.

Les modèles de simulation sont de plus en plus utilisés pour la comparaison et la mise au point d'itinéraires sylvicoles. Plusieurs modèles existent en France et dans la plupart des pays forestiers pour la futaie régulière. Ils permettent d'analyser l'effet du rythme et de l'intensité des éclaircies sur la production totale et les produits récoltés, parfois jusqu'à des analyses économiques. Un certain nombre de ces modèles sont implémentés sur la plateforme CAPSIS (Dufour-Kowalski *et al.*, 2012; Goreaud *et al.*, 2005) et mis à la disposition de la R&D de l'ONF. Intervenant en complément des expérimentations et des observations de terrain, les modèles permettent de réfléchir différemment aux effets de la sylviculture car ils permettent de multiplier les modalités expérimentales, de comparer les itinéraires sur toute la durée du cycle sylvicole, et de fixer tous les facteurs dont l'effet n'est pas étudié.

En futaie irrégulière, la modélisation est plus difficile à réaliser, car les peuplements ont une structure complexe, les différents proces-

sus démographiques agissent en même temps et les interventions sylvicoles combinent de nombreux leviers d'action. Plusieurs types de modèles permettent néanmoins de simuler la gestion de peuplements irréguliers, en particulier les modèles « individu-centrés » et « spatialement explicites » basés sur la représentation de chaque arbre dans le peuplement avec sa localisation. Le modèle Samsara2, développé à Irstea Grenoble (Courbaud *et al.*, 2015) pour étudier les peuplements résineux de montagne à base de sapin, épicéa et hêtre, relève de cette famille.

L'objectif de cet article est de présenter le modèle Samsara2 et ses principes de fonctionnement, puis d'illustrer par un exemple d'application comment ce type de modèle peut stimuler la réflexion en sylviculture des peuplements mélangés irréguliers. Pour ce faire, nous comparons les résultats de simulations représentatives de quatre stratégies sylvicoles contrastées, poursuivies pendant 200 ans à partir d'un même peuplement initial, jardiné à hêtre-sapin-épicéa riche en gros bois de

la forêt de Prénovel (Jura). Les simulations présentées n'ont pas ici pour but d'aboutir à des préconisations mais plutôt de montrer comment la représentation concrète des résultats d'une stratégie sylvicole permet de réfléchir à ses avantages et ses limites et permet d'identifier des leviers d'amélioration possibles.

Problématique

Un questionnement renouvelé en futaie irrégulière

La gestion irrégulière suscite un regain d'intérêt par rapport aux questions de rendement soutenu sur de petites surfaces, de résilience face aux perturbations, de conservation de la biodiversité, et de protection contre les risques naturels. Pour autant, les sylvicultures pratiquées sont remises en cause à la fois car elles conduisent à la récolte de très gros bois moins appréciés actuellement par l'industrie du bois (Chopard *et al.*, 2013; François *et al.*, 2013) et car les normes de jardinage classique sont trop rigides et la plupart du temps inapplicables (de Turkheim et Bruciamacchie, 2005; Schütz, 1997).

Il est donc nécessaire de faire évoluer les pratiques, tout en s'assurant qu'elles permettent un bon fonctionnement de l'écosystème sur le long terme. La durabilité d'un jardinage orienté vers des peuplements à plus faibles diamètres demande ainsi à être précisée. Par ailleurs, pour limiter les dégâts d'exploitation en conditions de pente forte et de manque de desserte, et pour maintenir les essences peu tolérantes à l'ombre, la sylviculture par petites trouées de quelques dizaines d'ares se développe dans les Alpes (Gauquelin et Courbaud, 2006). Cependant l'impact de cette stratégie sur le type de produits récoltés est encore mal évalué. De même, la conservation d'arbres porteurs de dendromicrohabitats et de gros bois morts est actuellement mise en avant pour favoriser la biodiversité (Emberger *et al.*, 2013; Larrieu et Gonin, 2008), mais se heurte à la crainte d'une perte en production qui, elle non plus, n'est pas bien appréhendée. Plus généralement, la sylviculture irrégulière se pratique désormais pour des essences plus variées qu'autrefois, avec en particulier un développement dans les feuillus ou avec de nouvelles essences comme le Douglas. Le changement climatique demande également de réfléchir aux adaptations de la sylviculture à de nouvelles conditions. Tous ces axes de réflexion renouvellent le besoin d'outils et de méthodes pour évaluer et mettre au point les itinéraires sylvicoles en futaie irrégulière.

Intérêt des modèles individuels centrés en irrégulier

Dans les modèles individuels centrés, la description explicite de chaque arbre avec ses particularités (espèce, diamètre, situation de compétition) permet de représenter n'importe quelle structure de peuplement et de simuler des actions de gestion de manière très libre. Ces potentialités sont encore accrues dans les modèles « spatialement explicites », où chaque arbre est localisé dans le peuplement. Le suivi individuel des arbres permet également de simuler

fidèlement l'ensemble de leur cycle de vie (régénération, croissance et mort) et la manière dont ils sont en compétition pour les ressources. Un modèle de ce type a été développé à Irstea pour pouvoir étudier en détail l'effet de la sylviculture sur la dynamique des peuplements irréguliers.

Nos outils de simulation

Le modèle Samsara2

Dans le modèle Samsara2, schématisé figure 1, un peuplement est représenté par une liste d'arbres et une liste de semis localisés sur une placette de terrain. Celle-ci est découpée en cellules de sol qui servent de supports aux arbres. Chaque arbre est caractérisé par un identifiant, ses coordonnées spatiales (x, y, z), son espèce, son diamètre à hauteur de poitrine (DHP), trois variables décrivant le houppier (hauteur totale, hauteur de la base et rayon du houppier) et éventuellement des variables supplémentaires telles que la présence de dendromicrohabitats. Chaque semis est caractérisé plus simplement par un identifiant, ses coordonnées, son espèce et sa hauteur. La forme des houppiers des arbres est reconstruite en trois dimensions à partir des trois variables qui les décrivent et qui sont calculées par allométrie à partir du diamètre. Des rayons lumineux provenant de la voûte céleste et visant le centre de chaque cellule

de sol sont utilisés pour calculer la lumière interceptée par chaque arbre et la lumière résiduelle arrivant sur chaque cellule de sol durant une saison de végétation (Courbaud *et al.*, 2003). L'accroissement en surface terrière d'un arbre au cours d'une saison de végétation dépend de la lumière interceptée et intègre un effet ontogénique (l'interception dépend de la taille de l'arbre) et un effet compétition (la lumière incidente dépend des voisins). La mortalité naturelle d'un arbre est le résultat d'un tirage aléatoire avec une probabilité fonction du diamètre de l'arbre et de la compétition qu'il subit : elle est relativement élevée pour les petits arbres subissant une forte compétition, faible pour les arbres de diamètres intermédiaires et élevée à nouveau pour les gros arbres plus sensibles aux chablis et/ou sénescents. La production de graines dépend de la surface terrière des arbres et d'une pluie de graines provenant des peuplements environnants. La survie d'un semis est le résultat d'un tirage aléatoire avec une probabilité fonction de l'éclairement de la cellule de sol qui le porte. Cette fonction simule une augmentation des chances de survie quand l'éclairement passe de faible à intermédiaire, suivie d'une diminution à fort éclairement. Cette diminution représente des effets indirects tels que l'apparition de la végétation

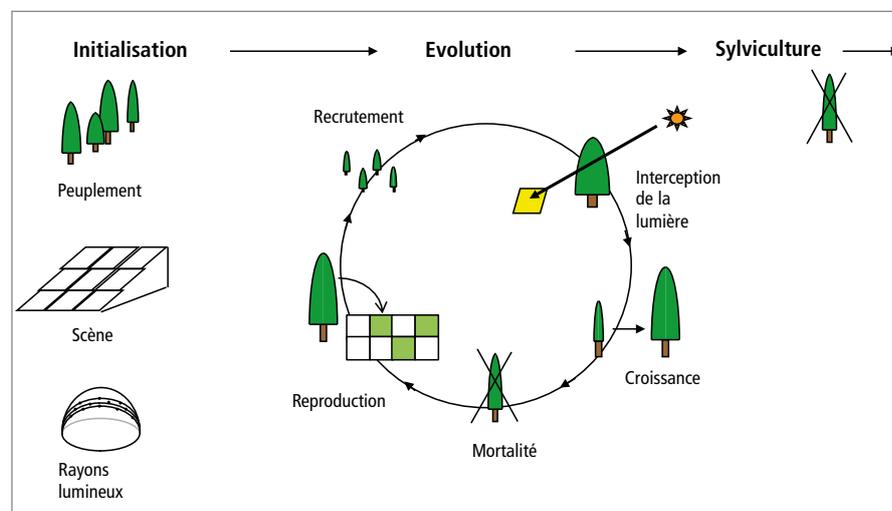


Fig. 1 : illustration des différents processus simulés par le modèle Samsara2

concurrente et de l'abroustissement dans les trouées. La croissance des semis dépend de l'éclairement de la cellule de sol et quand un semis atteint la hauteur seuil de recrutement correspondant au diamètre de précomptage, il est transformé en arbre adulte en lui rajoutant un diamètre et un houppier. Différentes versions du modèle et des exemples d'application ont été décrits dans plusieurs publications (Courbaud *et al.*, 2003); Courbaud *et al.*, 2015; (Dufour-Kowalski *et al.*, 2012; Gauquelin *et al.*, 2008; Cordonnier *et al.*, 2008; Goreaud *et al.*, 2006; Goreaud *et al.*, 2005).

Samsara2 est implémenté sur la plateforme de modélisation Capsis 4 (de Coligny, 2016; de Coligny *et al.*, 2003; Dufour-Kowalski *et al.*, 2012). Cette plateforme permet de réaliser des simulations de manière interactive ou automatisée et de visualiser la dynamique du peuplement à travers de nombreux graphiques et cartes (figure 2). La surface des peuplements simulés est typiquement comprise entre 1 et 4 ha pour éviter des temps de calcul trop longs et celle des cellules de sol de 25 à 100 m² (5x5 m à 10x10 m). Les processus démographiques (croissance, mortalité, régénération) sont calculés avec un pas de temps annuel mais l'interception de la lumière, qui nécessite un temps de calcul de plusieurs secondes, n'est

généralement calculée qu'au pas quinquennal. Pour une surface d'un hectare, quelques minutes sont requises pour une simulation de 50 ans.

La génération du peuplement initial

Le peuplement initial, c'est-à-dire la liste des arbres et des semis du peuplement avec leurs caractéristiques, peut être préparé soit à partir d'un relevé de terrain exhaustif soit à partir d'informations plus agrégées comme une distribution en diamètre. Dans ce second cas, des routines sont utilisées en amont pour créer une liste d'arbres correspondant à la distribution en diamètre et pour leur attribuer des coordonnées. Dans la plupart des peuplements jardinés, des coordonnées aléatoires pour les arbres donnent un résultat satisfaisant. On peut affiner le processus pour obtenir une distribution spatiale ayant les mêmes propriétés statistiques (fonctions de Ripley, (Goreaud *et al.*, 2007)) que celles d'un peuplement de référence cartographié sur le terrain. Les semis peuvent être quant à eux créés à partir de relevés des taches de régénération sur le terrain, ou créés de manière automatique pour être en équilibre avec le peuplement adulte. Dans ce cas, le sous-modèle de régénération est activé sur 100 itérations avec des sous-modèles de croissance et de mortalité des adultes désactivés,

de sorte qu'à l'issue du processus la distribution spatiale des semis obtenus est en accord avec la carte d'éclairement au sol.

La simulation des interventions sylvicoles

Les interventions sylvicoles peuvent être réalisées à la main sur une carte interactive, sur une distribution en diamètre interactive, ou de manière plus automatisée à l'aide d'algorithmes décrivant des stratégies sylvicoles de manière synthétique.

Un premier algorithme permet de reproduire une sylviculture passée (Lafond *et al.*, 2012), afin d'évaluer le modèle en comparant des simulations avec des données de terrain (Courbaud *et al.*, 2015) ou de comparer la sylviculture passée à d'autres sylvicultures possibles. L'algorithme utilise deux types d'information : d'une part le nombre d'arbres et le volume total coupé par espèce, consignés chaque année dans le sommier de la forêt (journal récapitulatif des interventions réalisées chaque année dans la forêt), et d'autre part la distribution par espèce et par classe de diamètre du peuplement initial inventorié sur le terrain à la date du début de la simulation. L'algorithme de coupe sélectionne des arbres dans les différentes catégories de diamètre de façon à atteindre simultanément le nombre de tiges et le volume coupés

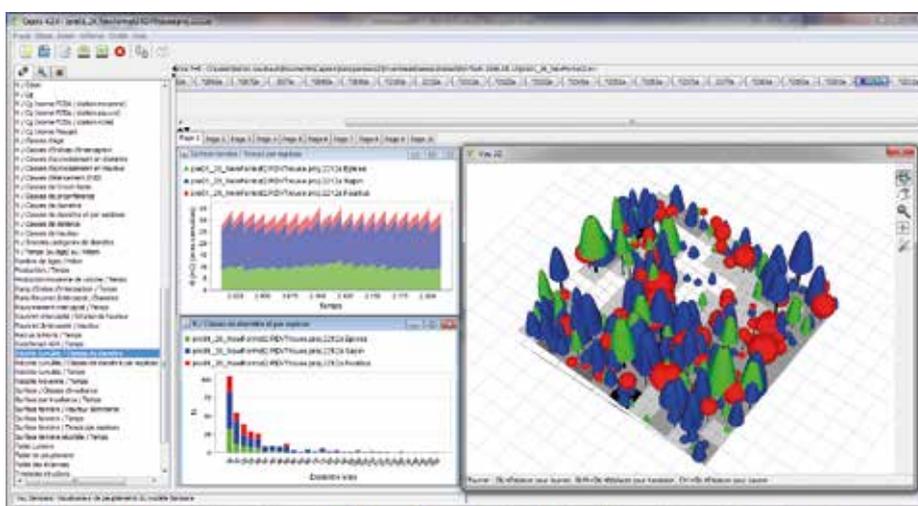


Fig. 2 : Interface utilisateur de Samsara2 sur la plateforme Capsis

La chaîne de rectangles du panneau supérieur représente les différentes étapes d'une simulation. L'étape sélectionnée pour les visualisations apparaît en violet. Dans le panneau inférieur droit, les épicéas sont représentés en vert, les sapins en bleu et les feuillus en rouge. Le niveau de gris des carrés au sol représente leur éclairement. Le graphique en dents de scie représente l'évolution de la surface terrière cumulée des trois essences au cours du temps. L'histogramme représente la distribution en diamètre cumulée des trois essences pour une étape sélectionnée. La liste apparaissant sur le panneau de gauche représente les graphiques disponibles pour observer l'évolution de différentes variables au cours de la simulation.

indiqués dans le sommier. Avec la connaissance de la distribution en diamètre du peuplement avant coupe, les contraintes sont telles que la distribution en diamètre des arbres coupés est estimée avec une faible incertitude (Lafond *et al.*, 2012). Le modèle fait évoluer la distribution en diamètre et l'algorithme peut être appliqué à nouveau lors des interventions successives consignées dans le sommier jusqu'à la date du dernier inventaire.

Un deuxième algorithme permet de reproduire le raisonnement du sylviculteur lorsqu'il décide d'une intervention (Lafond *et al.*, 2014). Cet algorithme permet de désigner les arbres à couper grâce à un tirage aléatoire contraint par une dizaine de paramètres de contrôle. Ces paramètres de contrôle sont par exemple : le diamètre d'exploitabilité de chaque espèce (la qualité des arbres n'étant pas modélisée, il n'y a pas de possibilité de fixer un diamètre d'exploitabilité par qualité pour le moment); une fourchette de prélèvement à chaque intervention (quantité minimale pour assurer une rentabilité économique, quantité standard correspondant à l'accroissement, et quantité maximale correspondant à une décapitalisation); la proportion maximale de prélèvement pour les arbres de diamètre supérieur (récolte) ou inférieur (amélioration) au diamètre d'exploitabilité; le seuil de surface terrière minimale sur pied requis après coupe; l'agrégation spatiale du prélèvement (depuis le pied à pied jusqu'à des trouées dont la surface maximale est choisie par l'utilisateur); la proportion de la surface terrière totale au-dessous de laquelle une essence minoritaire n'est pas récoltée afin de conserver un mélange; le nombre d'arbres conservés pour la biodiversité et la proportion de bois mort (dont les chablis) récolté. L'utilisation de cet algorithme permet de caractériser précisément une stratégie de coupe et donc de la reproduire et de la comparer avec d'autres stratégies.

Si une stratégie donne satisfaction, les valeurs des paramètres de contrôle peuvent être directement traduites en préconisations de gestion.

Les indicateurs de suivi du peuplement

De nombreux indicateurs de suivi du peuplement sont calculés à partir des caractéristiques individuelles des arbres à chaque pas de temps. On peut ainsi visualiser sous forme graphique ou sous forme de table l'évolution de la surface terrière pour différentes catégories d'arbres, des distributions en diamètre, des cartes de peuplement, etc. Une spécificité de Samsara2 est de fournir une carte de l'éclairage au sol à chaque pas de temps. La récolte cumulée au cours du temps et la distribution en diamètre des produits récoltés permettent d'analyser la fonction de production de la forêt. Plus récemment, des indicateurs de qualité d'habitat pour la biodiversité ont été intégrés. Un sous-modèle de décomposition du bois mort (Lafond *et al.*, 2014) (Lafond *et al.*, 2015), adapté de Holeksa *et al.* (2008) permet par exemple de visualiser à chaque instant la quantité et la diversité des pièces de bois mort dans le peuplement. Un sous-modèle de diversité de la flore de sous-bois prédit les distributions de probabilité du nombre d'espèces présentes réparties en trois groupes (sciaphiles, intermédiaires et héliophiles) à partir de la structure du peuplement. Ce sous-modèle a été calibré sur les données de l'Inventaire Forestier National (Zilliox et Gosselin, 2014).

Un dernier sous-modèle fait apparaître des dendromicrohabitats sur les arbres selon une probabilité qui dépend du diamètre de l'arbre et de son essence (Courbaud *et al.*, soumis). Ce sous-modèle est actuellement en cours de perfectionnement et de calibration sur une base de données européenne de dendromicrohabitats.

Exemple d'application – Plan d'expérience de simulation

Pour notre exemple d'application, nous utilisons une placette d'un hectare construite à partir des données d'inventaire de la parcelle 26 de la forêt de Prénovel (Jura) en 2011 (figure 3). Le peuplement est relativement chargé avec une surface terrière de 35 m²/ha avant coupe. Il représente un mélange de sapin (64 % de la surface terrière), épicéa (29 %) et hêtre (7 %). La structure en diamètre est relativement jardinée mais contient des très gros bois (jusqu'à un diamètre de 90 cm) et manque de petits bois. On estime une présence de 17 dendromicrohabitats sur des arbres vivants de la placette en début de simulation : 5 cavités de tronc, 3 cavités de nutrition de pics, 2 dendrotelmes (micro-mare dans un creux d'arbre), 4 concavités racinaires (petits abris sous de grosses racines), 3 sporophores de champignons (sur des arbres différents). On estime le bois mort grossier à seulement 4 m³/ha en considérant que les chablis ont été récoltés. À court terme, la production du peuplement est estimée à environ 8 m³/ha/an et le flux de recrues de 7,5 cm de diamètre à environ 7 recrues/ha/an.

Les simulations présentées correspondent à quatre modalités délibérément très contrastées afin d'illustrer les potentialités du modèle. Nous utilisons l'algorithme de coupe qui contraint le choix des arbres prélevés par des paramètres de contrôle sylvicoles. Les différents scénarios sont décrits dans le tableau 1 (page 16), chaque scénario correspondant à une combinaison unique de valeurs des différents paramètres de contrôle. La même stratégie de coupe est appliquée tous les 10 ans sur une durée totale de 200 ans.

- La première modalité, appelée ici « classique » correspond relativement bien à la pratique actuelle en forêt de Prénovel, d'où est issue la placette. Elle est caractérisée par un diamètre d'exploitabilité fixé à 52,5 cm pour les résineux et 42,5 cm pour les feuillus.

La récolte des arbres supérieurs au diamètre d'exploitabilité est assurée en priorité, avec un complément éventuel en amélioration. Les prélèvements sont limités à une fourchette de surface terrière de 4 à 8 m²/ha à chaque intervention. Les coupes sont limitées pour maintenir le capital sur pied après coupe au-dessus de 27,5 m²/ha. Les chablis sont récoltés systématiquement.

- La deuxième modalité, appelée ici « sans régulation », est caractérisée par l'absence de contrainte sur le capital sur pied après coupe. Les coupes consistent en la récolte des gros bois résineux de plus de 52,5 cm de diamètre, jusqu'à atteindre le prélèvement total maximal (8 m²/ha) ou standard (6 m²/ha) suivant la quantité de gros bois présents. Aucun prélèvement n'est effectué dans les arbres vivants de diamètre inférieur au diamètre d'exploitabilité. Tous les chablis, quel que soit leur diamètre, sont récoltés. Les autres paramètres de contrôle sont identiques à la modalité « classique ».

Cette modalité est un peu caricaturale mais elle permet de regarder dans quelle mesure une récolte systématique des arbres dépassant le diamètre d'exploitabilité peut orienter progressivement la production vers des produits de dimensions en dessous de 55-60 cm, diamètre limite pour un passage dans les canters aujourd'hui.

- La troisième modalité, appelée « petites-trouées » est caractérisée par une récolte par trouées d'une surface maximale de 1500 m² assises prioritairement sur les zones de gros bois. Au sein d'une petite trouée, tous les arbres sont prélevés quelles que soient leur espèce et leur dimension. Les autres paramètres de contrôle sont identiques à la modalité « classique ». Cette modalité permet de regarder si les petites trouées peuvent favoriser la diversité des essences et assurer une récolte satisfaisante et la durabilité du peuplement.

- La quatrième modalité, appelée « conservation » est caractérisée

par la rétention active (non-prélèvement) des cinq arbres portant le plus de dendromicrohabitats et la rétention des chablis afin de garder une quantité importante de bois mort au sol. Les autres paramètres de contrôle sont identiques à la modalité « classique ». Cette modalité permet d'évaluer l'effet de la rétention d'éléments favorables à la biodiversité sur la qualité du peuplement comme habitat pour des espèces spécifiques du milieu forestier : en particulier espèces cavicoles liées aux arbres-habitats et espèces saproxyliques liées au bois mort.

Pour prendre en compte la stochasticité du modèle, c'est-à-dire le fait que les tirages aléatoires effectués par le modèle ne conduisent pas exactement à la coupe des mêmes arbres lors de deux simulations, cinq répétitions de chaque modalité ont été effectuées. Les résultats présentés sont les moyennes des variables de peuplement pour chaque modalité et l'intervalle de confiance à 95 % associé.

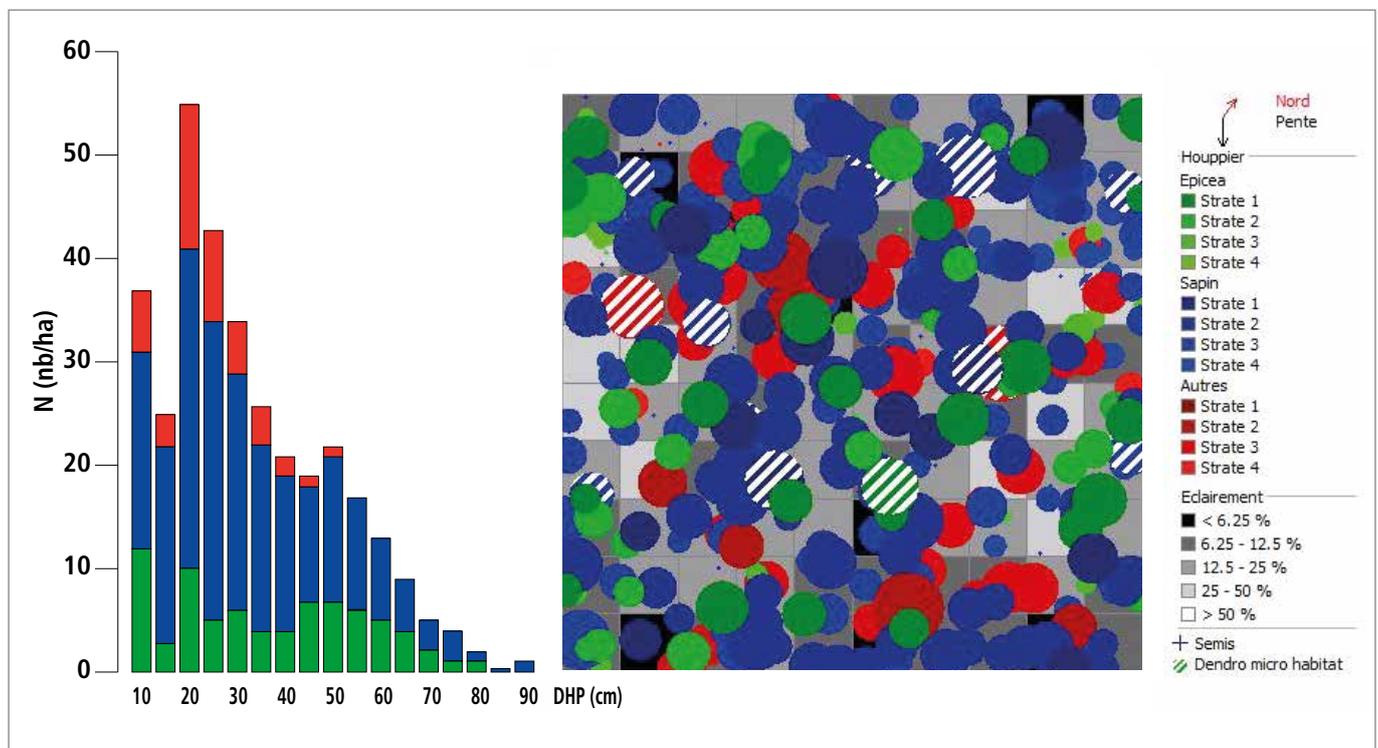


Fig. 3 : caractéristiques du peuplement en début de simulation; en vert l'épicéa, en bleu le sapin, en rouge le hêtre
 À gauche : Distribution en diamètre des arbres vivants dans le peuplement.
 À droite : Projection au sol des houppiers et éclairage au sol. Représentation d'1 ha avec des cellules de 10 m x 10 m. L'intensité de la couleur indique la strate de hauteur (couleur de plus en plus foncée de la strate la plus basse à la plus élevée). Le niveau de gris indique le niveau de lumière au sol. Les hachures indiquent les arbres porteurs de dendromicrohabitats. Les petites croix indiquent des semis.

Paramètres de contrôle sylvicole	Modalité			
	Classique	Sans régulation	Petites trouées	Conservation
Temps entre deux interventions (années)	10	10	10	10
Diamètre d'exploitabilité résineux (cm)	52,5	52,5	52,5	52,5
Diamètre d'exploitabilité feuillu (cm)	42,5	42,5	42,5	42,5
Diamètre minimum des arbres coupés en amélioration (cm) (= seuil d'amélioration)	27,5	27,5	27,5	27,5
Prélèvement minimum lors d'une intervention (m ² /ha)	4	4	4	4
Prélèvement standard lors d'une intervention (m ² /ha)	6	6	6	6
Prélèvement maximum lors d'une intervention (m ² /ha)	8	8	8	8
Proportion maximum de la surface terrière des arbres plus gros que le diamètre d'exploitabilité récoltée en une intervention	1	1	1	1
Proportion maximum de la surface terrière des arbres de diamètre compris entre le seuil d'amélioration et le diamètre d'exploitabilité, coupée en une intervention	0,33	0	0,33	0,33
Proportion minimum en surface terrière au-dessous de laquelle une essence n'est plus coupée	0,1	0,1	0,1	0,1
Surface terrière sur pied minimale après coupe (m ² /ha)	27,5	0	27,5	27,5
Surface maximale d'une trouée (m ²)	0	0	1 500	0
Nombre d'arbres conservés pour raison écologique (nb/ha)	0	0	0	5
Proportion des arbres morts qui sont récoltés	1	1	1	0

Tab. 1 : paramètres de contrôle de l'algorithme de coupe pour les quatre modalités expérimentales
Les cases grisées indiquent les valeurs de paramètres différentes de celles retenues dans la modalité « classique ».

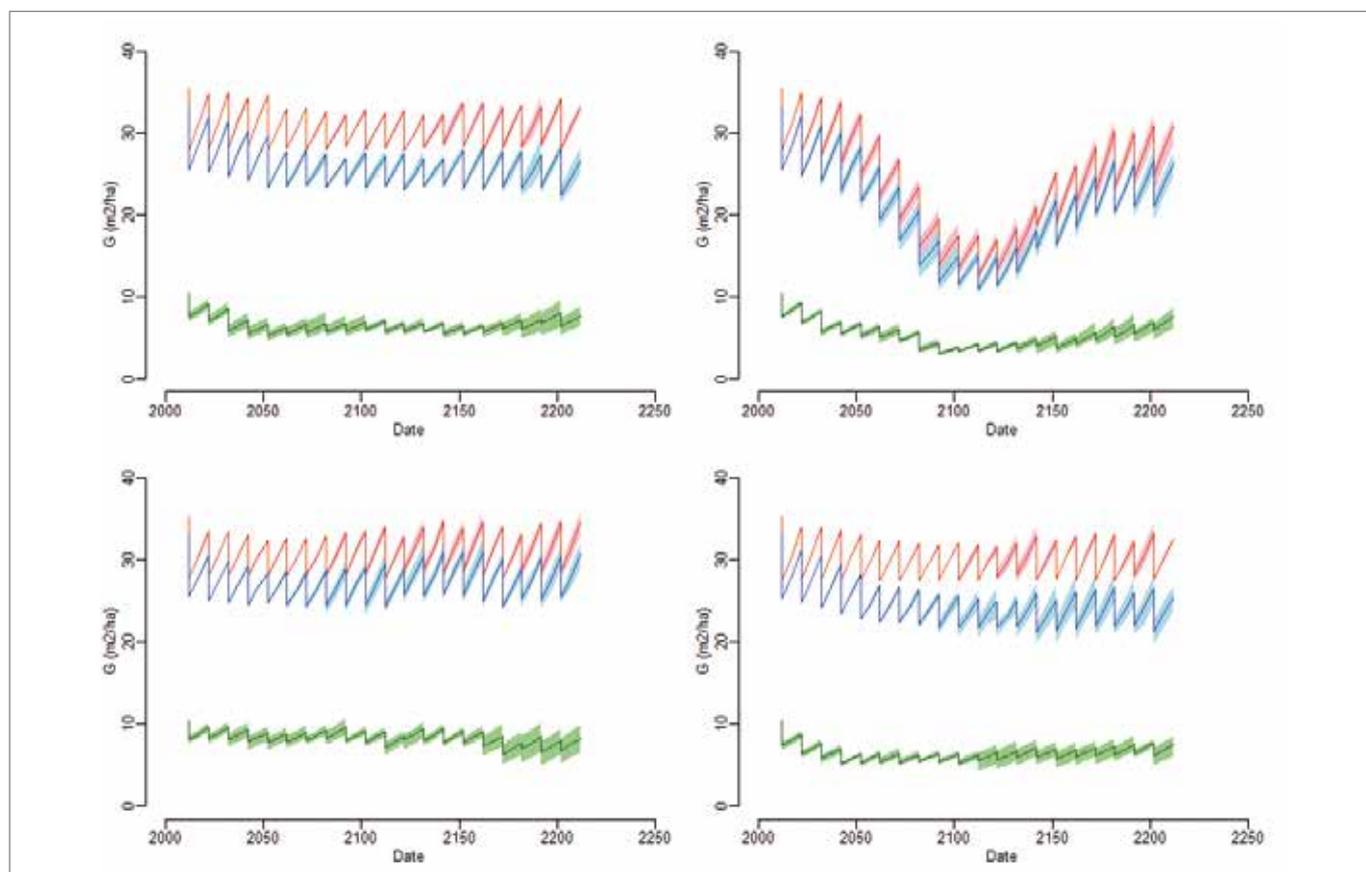


Fig. 4 : évolution de la surface terrière au cours du temps pour les quatre modalités testées ; en vert l'épicéa, en bleu le cumul de l'épicéa et du sapin, en rouge le cumul de l'épicéa, du sapin et du hêtre. Les lignes foncées représentent la moyenne de 5 simulations. Les surfaces de couleur claire représentent l'intervalle de prédiction à 95 % autour de la moyenne.

Exemple d'application – Résultats

Évolution de la surface terrière

L'évolution de la surface terrière des trois essences est représentée pour les quatre modalités en figure 4. La stabilité de la surface terrière au cours du temps dans la modalité « classique » indique que la fourchette de prélèvements choisie (4 à 8 m²/ha tous les dix ans) est bien adaptée à la production du peuplement : elle est suffisamment élevée pour que le matériel sur pied n'augmente jamais au-delà de 35 m²/ha et suffisamment modérée pour que les coupes puissent avoir lieu tous les dix ans sans interruption. La limitation des coupes par la contrainte d'une surface terrière minimale de 27,5 m²/ha après coupe explique leur modération malgré la présence de gros bois. La composition en espèces est assez stable mise à part une petite diminution du sapin et une petite augmentation du hêtre au cours du temps.

La modalité « sans régulation » conduit à une diminution du capital sur pied en dessous de 20 m²/ha pendant 70 ans, du fait de la récolte active des arbres dépassant le diamètre d'exploitabilité sans prise en compte du capital sur pied restant. Les gros bois, nombreux dans le peuplement initial, sont en partie remplacés au fur et à mesure de leur prélèvement par un flux d'arbres provenant des catégories de diamètres inférieurs mais ce recrutement est trop faible durant toute la première moitié de la simulation pour compenser les prélèvements. Après 110 ans, il n'y a plus de très gros bois et les prélèvements diminuent enfin. Le très faible capital sur pied permet une croissance rapide des semis qui se traduit par une augmentation sensible du recrutement et une recapitalisation progressive du peuplement. L'algorithme de coupe a réalisé une récolte tous les dix ans mais au prix d'une longue phase à très faible capital sur pied.

La modalité « petites-trouées » et la modalité « conservation » conduisent à une dynamique du capital sur pied assez proche de la modalité « classique ». La récolte est soutenue puisqu'une coupe est possible tous les dix ans et le capital sur pied est stable. Les petites trouées de 1500 m² n'ont pas permis une augmentation de la proportion d'épicéa malgré son caractère plus intolérant à l'ombre que le hêtre et le sapin. À travers la rétention d'arbres habitats, qui sont majoritairement des feuillus, la modalité « conservation » a par contre conduit à une légère augmentation de la proportion de hêtre.

Récolte cumulée

La récolte cumulée sur les 200 ans de simulation est représentée pour les quatre modalités en figure 5 (page 18). Le volume récolté dans la modalité « classique » est de 7,09 m³/ha/an [6,93-7,34] en moyenne. Les arbres récoltés, cumulés sur la durée de simulation, sont en grande majorité des arbres de diamètre supérieur au diamètre d'exploitabilité (52,5 cm pour les résineux et 42,5 cm pour les feuillus). La récolte des gros bois et très gros bois a duré sur l'ensemble de la simulation. Peu d'arbres inférieurs au diamètre d'exploitabilité ont été prélevés et plus de la moitié d'entre eux correspondent à la récolte de chablis.

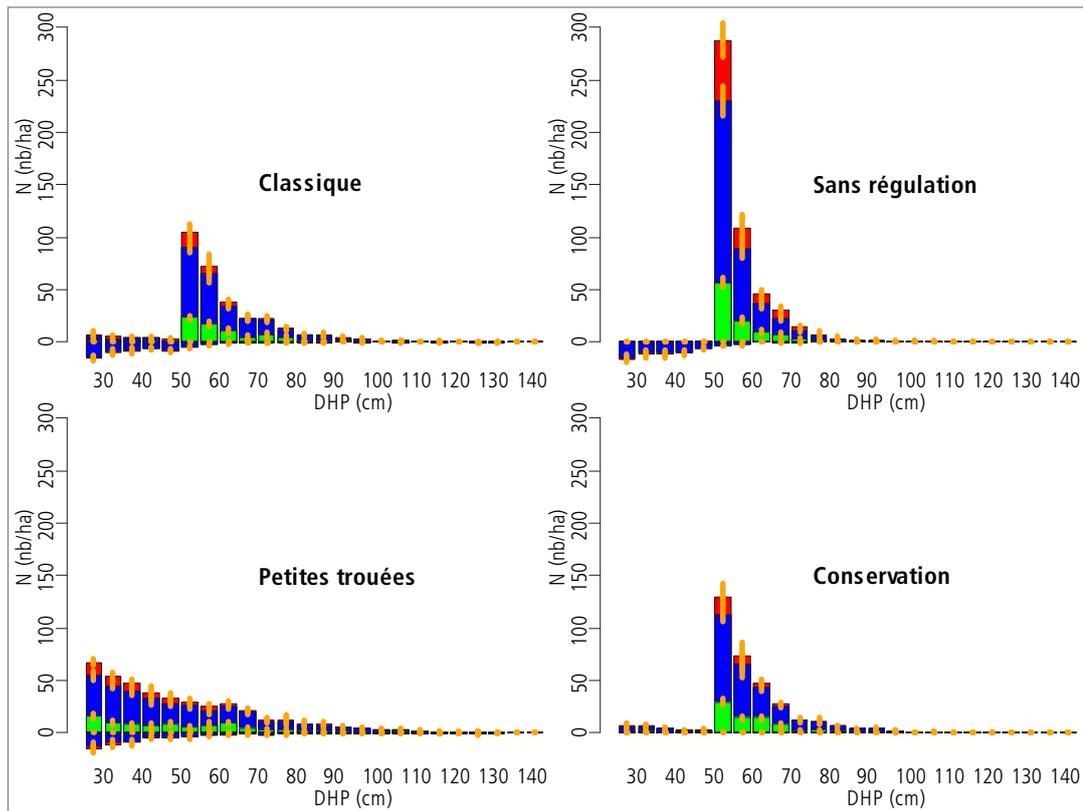
Le volume récolté dans la modalité « sans régulation » est en moyenne de 7,49 m³/ha/an [7,44-7,54], soit légèrement plus élevé que dans la modalité « classique ». La distribution en dimensions des produits est sensiblement différente avec un pic de récolte dans la classe 55 cm, correspondant au diamètre d'exploitabilité des résineux, et une récolte limitée d'arbres de diamètre supérieur, correspondant aux très gros bois présents dans le peuplement en début de simulation. La récolte d'arbres de diamètre plus faible que le diamètre d'exploitabilité correspond à la récolte de chablis.

Le volume récolté dans la modalité « petites trouées » est en moyenne de 6,95 m³/ha/an [6,80 – 7,14], soit proche de la modalité « classique ». La distribution en dimension des produits est par contre très différente avec la récolte d'un grand nombre de petits bois et de bois moyens. Ceci vient du fait que tous les arbres sont coupés au sein d'une trouée, quel que soit leur diamètre. Les trouées sont automatiquement localisées dans les zones les plus riches en gros bois, mais cela a finalement peu d'impact sur la nature des produits récoltés puisque les gros bois sont dispersés dans le peuplement. La distribution des produits récoltés reflète donc la diversité des dimensions des arbres présents dans le peuplement.

Le volume récolté dans la modalité « conservation » est en moyenne de 6,32 m³/ha/an [6,01-6,63]. Il est donc plus faible que pour les trois autres modalités. Cette différence provient de ce que le bois mort n'a pas été récolté et aussi de ce que les cinq arbres portant le plus de dendromicrohabitats, qui sont généralement des arbres de gros diamètre, ont été préservés. La distribution en dimensions des produits est proche de la modalité « classique », mise à part l'absence de récolte de bois mort.

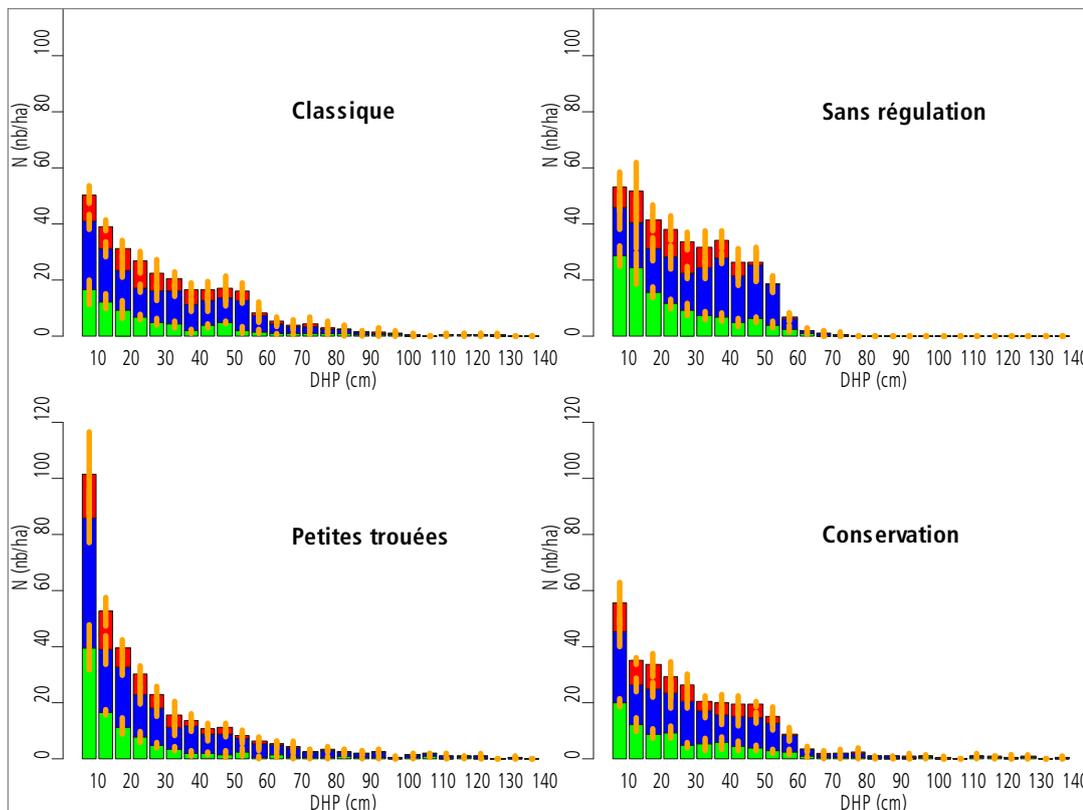


T. Sardin, ONF



Les valeurs positives représentent la récolte d'arbres vivants et les valeurs négatives la récolte d'arbres morts. Les barres pleines représentent la moyenne de 5 simulations. Les traits orange représentent l'intervalle de prédiction à 95 % autour de la moyenne.

Fig. 5 : Distribution en diamètre des produits récoltés pour les quatre modalités testées; en vert l'épicéa, en bleu le sapin, en rouge le hêtre



Les barres pleines représentent la moyenne de 5 simulations. Les traits orange représentent l'intervalle de prédiction à 95 % autour de la moyenne.

Fig. 6 : distribution en diamètre des arbres vivants dans le peuplement au bout de 200 ans (avant coupe) pour les quatre modalités testées; en vert l'épicéa, en bleu le sapin, en rouge le hêtre

Évolution de la structure du peuplement et de ses caractéristiques d'habitat

La modalité « classique » conduit, au bout de 200 ans, à un peuplement jardiné de structure relativement classique (distribution en diamètre figure 6). On observe cependant un décrochement au niveau du diamètre d'exploitabilité : la densité de très gros bois est réduite mais certains subsistent, parfois jusqu'à des diamètres très élevés. La distribution spatiale des arbres est aléatoire (carte du peuplement figure 7). L'éclaircissement moyen au sol est de 19 % [18,52-19,88] de l'éclaircissement incident au-dessus de la canopée. Les niveaux d'éclaircissement varient de 0 à 40 % suivant les cellules de sol. Le volume de bois mort grossier au sol

est de 11 m³/ha [6,53-19,78] et il y a 15 dendromicrohabitats/ha [12-18]. La modalité « sans régulation » conduit au bout de 200 ans à un peuplement ayant une densité beaucoup plus forte de petits bois et de bois moyens (figure 6). Le nombre d'arbres de plus 65 cm avant coupe est extrêmement réduit. À la différence de la modalité précédente, tous les arbres plus gros que le diamètre d'exploitabilité ont donc bien été récoltés à chaque intervention. La distribution spatiale des arbres est aléatoire (figure 7). L'éclaircissement sous la canopée est un peu plus faible que dans la modalité « classique » avec une moyenne à 15 % [13,76-16,58] et des niveaux variant de 0 à 40 % suivant les cellules de sol. Le volume de bois mort grossier au sol est de

14 m³/ha [10,46-16,73] au bout de 200 ans mais il est descendu temporairement à seulement 0,5 m³/ha à 100 ans. Les dendromicrohabitats présents sont au nombre de 14/ha [13-16] au bout de 200 ans, mais ils n'étaient que 2/ha à 100 ans.

La modalité « petites-trouées » conduit au bout de 200 ans à un peuplement jardiné avec une distribution en diamètre classique creusée en « J inversé » et un diamètre maximum très élevé. Les petits bois sont très présents avec un nombre de tiges de diamètre 10 cm près du double de la modalité « classique », exprimant un recrutement actif. Les petites trouées apparaissent sur la carte du peuplement et peuvent se rejoindre jusqu'à former des trouées d'une vingtaine d'ares. L'éclaircissement moyen sous la canopée est élevé, à 29 % [27,34-30,23], avec des niveaux variant de 5 à 65 % suivant les cellules de sol. Le volume de bois mort grossier au sol est de 30 m³/ha [20,11-41,59], nettement supérieur aux modalités « classique » et « sans régulation » car il est alimenté par les gros arbres isolés qui ne sont pas récoltés systématiquement. Les dendromicrohabitats présents sont au nombre de 15/ha [12-18] au bout de 200 ans, comme dans la modalité « classique ».

La modalité « conservation » conduit au bout de 200 ans à un peuplement jardiné avec une distribution en diamètre proche de la modalité classique. La distribution spatiale des arbres est aléatoire. L'éclaircissement moyen sous la canopée est de 18 % [17,41-19,14], avec des niveaux variant de 0 à 45 % suivant les cellules de sol. Le volume de bois mort grossier au sol est de 50 m³/ha [38,45-63,16], nettement supérieur à toutes les autres modalités puisqu'il n'a pas été récolté. Les dendromicrohabitats présents sont au nombre de 28/ha [25-32] au bout de 200 ans, soit près du double des autres modalités.

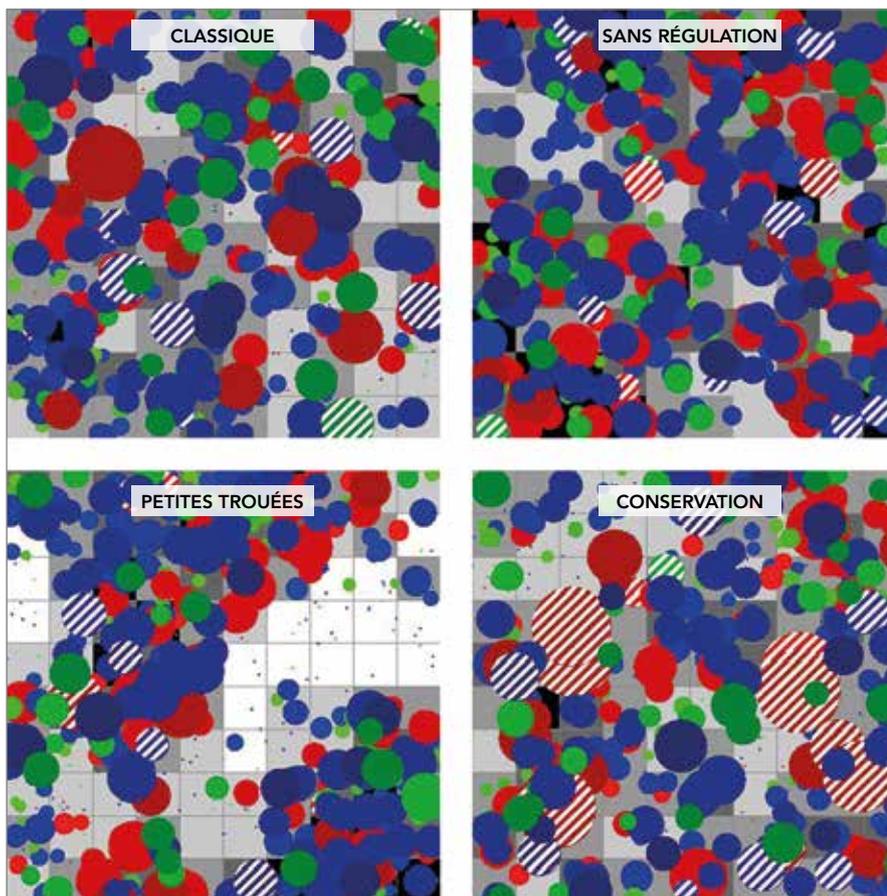


Fig. 7 : projection au sol des houppiers et éclaircissement au sol au bout de 200 ans pour les quatre modalités; en vert l'épicéa, en bleu le sapin, en rouge le hêtre

Chaque carte représente une réalisation parmi les 5 répétitions de la modalité. L'intensité de la couleur indique la strate de hauteur (strate supérieure en couleur foncée et inférieure en couleur claire). Le niveau de gris indique le niveau de lumière au sol. Les hachures indiquent les arbres porteurs de dendromicrohabitats. Les petites croix indiquent des semis.

Discussion

Synthèse des résultats

À partir de ce peuplement riche en gros bois de la forêt de Prénovel, les quatre modalités présentées ont permis de réaliser une récolte comprise entre 4 et 8 m²/ha tous les 10 ans.

Les trois modalités « classique », « petites trouées » et « conservation » dans lesquelles les prélèvements étaient limités par le maintien d'un capital sur pied après coupe au-dessus de 27,5 m²/ha ont permis également de stabiliser la structure du peuplement sur toute la durée de la simulation à l'échelle de l'hectare. Par contre, ce niveau de capital sur pied après coupe a empêché une récolte complète de tous les gros et très gros bois et a fortement limité les opérations d'amélioration. La qualité des produits n'a donc pas pu être optimisée sur le long terme par la sylviculture dans ces scénarios. Ce n'est pas le diamètre d'exploitabilité des résineux fixé à 52,5 cm qui a limité les quantités prélevées mais le seuil de surface terrière minimale après coupe. C'est donc en baissant la surface terrière objectif après coupe qu'on pourrait éventuellement accélérer la récolte des très gros bois et augmenter les prélèvements d'amélioration.

La modalité « sans régulation » illustre la situation opposée. Tous les arbres plus gros que le diamètre d'exploitabilité ont été récoltés systématiquement, mais ceci au prix d'une forte baisse du capital sur pied pendant 70 ans. Aucune amélioration n'a été effectuée dans ce scénario, c'est donc bien l'opération de récolte qui a produit cette décapitalisation, dans un contexte de peuplement riche en gros bois et de régénération relativement lente. À l'échelle de l'hectare, le maintien du capital et de la structure jardinée n'est donc pas assuré. De telles fluctuations peuvent néanmoins être compatibles avec la notion de traitement en futaie irrégulière si elles s'appliquent au

sein d'une forêt comportant une mosaïque de bouquets de stades de développement différents.

Par rapport à la modalité « classique », la récolte en volume a été augmentée de 6 % dans la modalité « sans régulation ». C'est cependant surtout au niveau de la dimension des produits récoltés que les différences sont sensibles. Dans la modalité « sans régulation », l'essentiel de la récolte concerne les produits de diamètres 55 et 60 cm, préférés par l'industrie par rapport à des bois de plus grandes dimensions. Cette modalité est donc celle qui permet le meilleur retour financier. Ces résultats sont cependant à nuancer par le fait que le scénario n'a pas inclus d'opération d'amélioration ni de coupes sanitaires d'arbres affaiblis ou porteurs de défauts. Ce scénario n'optimise donc pas la qualité des produits récoltés sur le long terme. Une stratégie plus fine consisterait à moduler le diamètre d'exploitabilité en fonction de la qualité des arbres, ce qui conduirait à une récolte dans des diamètres plus diversifiés.

La modalité « petites trouées » conduit à la récolte d'une quantité importante de petit bois. Cette modalité n'a pas permis de sélectionner les arbres coupés en fonction de leur taille même si les trouées sont assises préférentiellement sur les zones de gros bois. Cette modalité n'est donc pas adaptée à un peuplement dont la structure est bien jardinée et dans lequel les gros bois sont dispersés. Elle n'a pas non plus permis de diversifier les essences, les surfaces de trouées de 1500 m² n'étant pas suffisantes pour favoriser l'épicéa, plus héliophile et préféré par les industriels, par rapport au sapin et au hêtre.

La modalité « conservation » a permis de multiplier par cinq le volume de bois mort et de doubler le nombre de dendromicrohabitats par rapport à la modalité « classique ». Elle apparaît donc efficace pour augmenter la qua-

lité de l'habitat, en particulier pour les organismes saproxyliques forestiers et les cavicoles. Les produits récoltés sont proches de ceux de la modalité classique, mais le volume récolté est diminué de 11 %. L'impact financier de la rétention des chablis et de 5 arbres-habitats par hectare n'est donc pas négligeable. Ce résultat serait cependant à approfondir. D'une part, les chablis sont probablement sous-estimés dans cette simulation (les chablis représentent généralement de l'ordre de 30 % du volume récolté dans le Jura). D'autre part, la prise en compte de la qualité des produits modulerait également les résultats. La moindre valeur des arbres porteurs de carpophores de champignons et des arbres présentant des cavités à la base ou au milieu du tronc conduirait à une différence plus faible de production en valeur entre les deux scénarios. Remarquons aussi que la modalité « conservation » a favorisé une certaine augmentation du hêtre, plus riche en dendromicrohabitats que les résineux.

Intérêt et portée des résultats de simulation

Cet exemple d'application illustre comment la simulation permet de comparer facilement un ensemble d'itinéraires sylvicoles, de suivre l'évolution du peuplement pas à pas sur une longue durée, et d'analyser en détail comment les différentes variables caractérisant la structure du peuplement, les processus démographiques, la ressource lumineuse, et les produits récoltés évoluent les uns par rapport aux autres. La simulation est donc à la fois un outil de prédiction et un outil d'aide à la compréhension.

Le modèle représente nécessairement une vision simplifiée des processus de la dynamique forestière : de nombreux facteurs ne sont pas modélisés explicitement dans le modèle (qualité du bois, impact des ongulés, compétition du sous-étage, travaux, hétérogénéité du sol, perturbations, variations climatiques, etc.).



J.F. Cerf, ONF 2013

Un aperçu de la parcelle 26 de la forêt communale de Prénovel, qui a servi de base à la simulation

Les résultats du modèle fournissent donc des indications intéressantes, mais le gestionnaire doit réfléchir plus largement en prenant en compte l'ensemble des spécificités de sa forêt. Le modèle a par ailleurs été calibré sur des données de gestion retraçant les cinquante dernières années, il reflète donc les conditions de climat, de dégâts d'ongulés, et de travaux caractéristiques de cette période.

Nous avons fait un effort important d'évaluation du modèle, initialement ajusté sur des données alpines, en testant sa capacité à reproduire la dynamique observée sur les différentes parcelles de la forêt de Queige en Savoie (Courbaud *et al.*, 2015). Dans ce cas précis, le modèle avait un comportement qualitativement satisfaisant mais présentait un biais moyen de 7 % sur les surfaces terrières prédites au bout de 50 ans. Des biais relativement conséquents apparaissaient également sur les prédictions du nombre de petits bois au bout de 50 ans dans certains peuplements. Même dans les conditions pour lesquelles il a directement été calibré, le modèle présente donc

un certain nombre de limites. Le modèle a depuis été re-calibré pour les parcelles de Prénovel dans le Jura (Lagarrigues *et al.*, 2014). Dans les simulations réalisées pour cet article, il semble cependant que la mortalité naturelle soit sous-estimée car dans la modalité « conservation » où les chablis ne sont pas récoltés, la perte de récolte est de seulement 11 % alors que les chablis représentent en général plutôt 30 % des récoltes dans le Jura. Par ailleurs, le scénario « sans régulation » s'écarte fortement des conditions de calibration du modèle. Les données disponibles ne présentent pas en effet de situations avec un niveau de surface terrière aussi faible que dans la simulation. Il est donc possible en particulier que le modèle sous-estime la dynamique du hêtre et de l'épicéa dans les modalités « petites trouées » et « sans régulation ».

Le modèle Samsara2 présente enfin une composante stochastique (des tirages aléatoires sont réalisés au niveau de nombreux processus à l'échelle de l'individu) et deux simulations ne donnent jamais exactement

le même résultat. Une démarche appropriée est donc de faire des simulations sur des placettes suffisamment grandes (la variabilité entre simulations des prédictions de valeurs moyennes de peuplements diminue avec la taille de la placette), de réaliser plusieurs répétitions de chaque simulation et d'analyser plutôt des trajectoires moyennes avec l'incertitude associée, comme nous l'avons fait dans l'exemple ci-dessus basé sur 5 répétitions de chaque simulation.

Conclusion et perspectives d'amélioration

Plus qu'un rôle prescriptif, le modèle a surtout un intérêt en tant qu'outil d'aide à la formalisation des stratégies sylvicoles, de réflexion et d'échanges. La réalisation des simulations présentées dans cet article a ainsi donné lieu à de vifs débats entre les auteurs. Il a fallu tout d'abord s'entendre sur le choix d'un peuplement initial, sur le type de stratégies sylvicoles pertinentes dans ce peuplement et sur la durée de simulation pertinente pour comparer les différents scénarios. Le choix des paramètres de l'algorithme de coupe a ensuite permis de réfléchir sur le poids relatif des facteurs sylvicoles pris en compte dans le raisonnement du forestier. Les limites imposées par l'absence de prise en compte de la qualité du bois et de la vigueur des arbres nous sont ainsi apparues progressivement et appellent à une évolution de l'algorithme de coupe et du modèle lui-même. La diversité des variables de sortie du modèle nous a également conduits à une réflexion sur la multifonctionnalité des scénarios proposés : le contraste entre les scénarios concernant la production en volume, le type de produits obtenus, la dynamique du capital sur pied et la qualité de l'habitat pour la biodiversité montre que les arbitrages entre ces différents aspects sont à réfléchir avec soin. Dans cette optique, même des scénarios peu réalistes peuvent être intéressants s'ils permettent d'identifier les limites d'une stratégie

et de la perfectionner : c'est dans cet esprit que nous avons présenté le scénario « sans régulation » bien qu'il soit peu probable qu'un tel scénario soit effectivement mis en œuvre sur le terrain.

Le modèle Samsara2 est en continue évolution avec la volonté d'augmenter sa robustesse et de l'étendre à des essences et des conditions environnementales plus variées. L'intégration de nouveaux processus tels la compétition avec le sous étage, la prise en compte des dégâts d'ongulés, le bilan économique des itinéraires sylvicoles ou une modélisation plus complète de la dynamique des dendromicrohabitats est prévue. Un couplage avec d'autres modèles est également en travail, en particulier en ce qui concerne l'effet de la structure du peuplement sur la protection contre les chutes de rochers en forêt (Dorren et Berger, 2012). Enfin, la manière d'utiliser les modèles de simulation évolue avec le développement d'expériences de simulation structurées et l'utilisation de techniques d'optimisation. Des méthodes telles que l'analyse des fronts de Pareto, peuvent par exemple être mobilisées pour étudier les discordances de réponses de différents indicateurs de services écosystémiques aux facteurs sylvicoles et élaborer des compromis de gestion (Lafond *et al.*, 2015; Lafond *et al.*, 2014). Sur toutes ces questions, les retours d'utilisateurs sur des cas concrets sont précieux pour améliorer le modèle et en faire un outil utile, stimulant la réflexion autour de la dynamique et de la gestion des forêts.

Benoît COURBAUD⁽¹⁾
Thierry SARDIN⁽²⁾
François DE COLIGNY⁽³⁾
Thomas CORDONNIER⁽¹⁾
Christine DELEUZE⁽⁴⁾
Didier FRANÇOIS⁽⁴⁾
Catherine RIOND⁽⁵⁾
Valentine LAFOND^(1,6)
Guillaume LAGARRIGUES⁽¹⁾

Remerciements

La rédaction de cet article et les développements les plus récents du modèle Samsara2 ont été rendus possibles par de nombreux projets, en particulier par la convention de recherche pluriannuelle de recherche ONF-Irstea, le projet GEFORHET (No. E23/2010) financé par le ministère de l'Agriculture dans le cadre du programme Biodiversité, Gestion forestière et Politiques publiques 2010-2014 et le projet Européen FP7 ARANGE (No. 289437). Nous remercions les collègues ayant participé à ces développements grâce à leurs données de terrain, en particulier l'UT de Saint-Laurent en Grandvaux qui gère la forêt de Prénovel et les collègues ayant participé à l'atelier de formation Samsara en 2015 pour leurs retours sur le modèle. *L'UR EMGR d'Irstea est membre du Labex OSUG@2020 (ANR10 LABX56). La thèse de Guillaume Lagarrigues a été cofinancée par l'ADEME et l'ONF.*

Bibliographie

Chopard B., Deleuze C., François D., Collet R., Boudey A., Moureau, T., Fenart P., Lanvin J. D., 2013. Comprendre et objectiver les attentes des scieurs résineux industriels. *Rendez-Vous Techniques de l'ONF* n° 39-40 pp. 13-21

Cordonnier T., Courbaud B., Berger F., Franc A., 2008. Permanence of resilience and protection efficiency in mountain Norway spruce forest stands: a simulation study. *Forest Ecology and Management*, vol. 256 pp. 347-354

Courbaud B., de Coligny F., Cordonnier T., 2003. Simulating radiation distribution in a heterogeneous Norway spruce forest on a slope. *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 116: pp. 1-18

Courbaud B., Lafond V., Lagarrigues G., Vieilledent G., Cordonnier T., Jabot, F., De Coligny F., 2015. Applying ecological model evaluation: lessons learned with the forest dynamics model Samsara2. *Ecological Modelling*, vol. 314 pp. 1-14

Courbaud B., Pupin C., Letort A., Cabanettes A., Larrieu, L. (soumis). Adapting time-to-event analysis methods to the modelling of the formation of microhabitats on trees using cross sectional data. *Methods in Ecology and Evolution*.

de Coligny F., Ancelin P., Cornu G., Courbaud B., Dreyfus P., Goreaud F., Gourlet-Fleury S., Meredieu C., Saint-André L., 2003. CAPSIS : Computer-Aided Projection for Strategies in Silviculture: advantages of a shared forest modelling platform. In *Modelling forest systems*, 319-323 (Eds A. Amaro, D. Reed and P. Soares). Wallingford, UK: CABI publishing.

de Coligny F., 2016. http://capsis.cirad.fr/capsis/presentation#croissance_d_arbres_en_peuplement_avec_simulation_d_itineraires_sylvicoles_fr

de Turkheim, B., Bruciamacchie M., 2005. La futaie irrégulière. Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature. Edisud, 288 p.

(1) Université Grenoble Alpes, Irstea Grenoble, UR Écosystèmes montagnards

(2) ONF, Direction Forêts et risques naturels

(3) INRA Montpellier – UMR AMAP

(4) ONF, Département RDI, Pôle de Dole

(5) ONF, Département RDI, Pôle de Chambéry

(6) ETH Zürich (CH), Chair of Forest Ecology

Dorren L. K. A., Berger F., 2012. Rockyfor3D (v5.1) à cœur ouvert – Description complète du modèle 3D de chutes de blocs. Publication d'ecorisQ (www.ecorisq.org). 32 p.

Dufour-Kowalski S., Courbaud B., Dreyfus P., Meredieu C., de Coligny F., 2012. Capsis : an open software framework and community for forest growth modelling. *Annals of Forest Science* vol. 69 (2) pp. 221-233

Emberger C., Larrieu L., Gonin P., 2013. Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP), document technique. Institut pour le développement forestier

François D., Chopard B., Deleuze C., Lanvin J. D., Fenart P., 2013. Comprendre l'évolution de la demande de bois résineux en France pour mieux l'intégrer dans la gestion forestière. Premiers enseignements pour le sylviculteur de résineux et perspectives pour la R&D. *Rendez-Vous Techniques de l'ONF* n° 39-40, pp. 21-29

Gauquelin X., Courbaud B. (Eds). 2006. Guide de sylviculture des forêts de montagne – Alpes du Nord françaises. Cemagref – CRPF Rhône-Alpes – Office National des Forêts.

Gauquelin, X., Courbaud, B., Fay, J., Berger, F. & Mermin, E. (2008). Conduite de peuplements mélangés en forêt de montagne : exemple d'un transfert chercheurs-gestionnaires. *Revue Forestière Française* LX(2) : 207-214.

Goreaud F., Alvarez I., Courbaud B., Coligny (de) F., 2006. Long-term influence of the spatial structure of an initial state on the dynamics of a forest growth model: A simulation study using the Capsis platform. *Simulation*, vol. 82(7), pp. 475-495

Goreaud F., Coligny (de) F., Courbaud B., Dhôte J. F., Dreyfus P., Pérot T.,

2005. La modélisation : un outil pour la gestion et l'aménagement en forêt. *VertigO*, vol. 6(2) pp. 1-12

Goreaud F., Régis A., Courbaud B., Ngo Bieng M.-A., Pérot T., Piroche J.-N., 2007. Simuler des peuplements de structures variées pour faciliter l'utilisation des modèles « arbre » spatialisés. *Revue Forestière Française* vol. 59(2) pp.137-161

Holeksa J., Zielonka T., Zywiec M., 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* vol. 38(3) pp. 415-428

Lafond V., 2014. Sylviculture des forêts hétérogènes de montagne & compromis production-biodiversité : une approche par simulation. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble. 180 p.

Lafond V., Cordonnier T., Courbaud B., 2015. Reconciling biodiversity conservation and timber production in uneven-aged mountain forests: identification of ecological intensification pathways. *Environmental Management* vol. 56 pp. 1118-1133

Lafond V., Cordonnier T., De Coligny F., Courbaud B., 2012. Reconstructing harvesting diameter distribution from aggregate data. *Annals of Forest Science*, vol. 69 pp. 235-243

Lafond V., Lagarrigues G., Cordonnier T., Courbaud B., 2014. Uneven-aged management options to promote forest resilience for climate change adaptation: effects of group selection and harvesting intensity. *Annals of Forest Science*, vol. 71(2) pp. 173-186

Lagarrigues G., Jabot F., Courbaud B., 2014. Approximate Bayesian Computation to recalibrate individual-based models with population data: illustration with a forest simulation model. *Ecological Modelling*, vol. 306 pp. 278-286

Larrieu L., Gonin P., 2008. L'indice de diversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, vol. 60(6) pp. 727-748

Schütz J. P., 1997. Sylviculture 2. La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Lauzane : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

Zilliox C., Gosselin F., 2014. Tree species diversity and abundance as indicators of understory diversity in French mountain forests: Variations of the relationship in geographical and ecological space. *Forest Ecology and Management*, vol. 321 pp. 105-116



T. Sardin, ONF

Le réseau Douglas, un dispositif dédié à la compréhension de l'effet de cette essence sur le cycle de l'azote

Le Douglas est aujourd'hui une essence importante du paysage forestier français. Pour autant son introduction est relativement récente et ses effets sur l'environnement, sur le cycle des éléments nutritifs, ne sont pas bien connus. Suite aux études conduites depuis 25 ans par l'INRA sur deux sites principaux, on lui soupçonne un effet de stimulation de la minéralisation de l'azote organique et de la nitrification qui, s'il n'est pas dommageable en soi, peut avoir un effet acidifiant pour certains sols. Reste à explorer cette hypothèse dans une large gamme de stations : c'est l'objet premier du « réseau Douglas » récemment installé et qui nous est présenté ici.

L Le Douglas (*Pseudotsuga menziesii* Mirb Franco) est une essence remarquable qui a et aura une place importante dans la filière bois. Toutefois il est indispensable, pour assurer une gestion durable des peuplements, de bien connaître ses effets sur le sol et sur l'environnement en général. Depuis 25 ans, l'équipe INRA-BEF conduit des recherches à cette fin. Les acquis de ces travaux ont motivé il y a quelques années la mise en place d'un réseau de sites de mesures, destiné à mieux comprendre les processus sous-jacents aux observations faites et les facteurs de contrôle.

Se pose en particulier la question de l'effet de stimulation que le Douglas semble avoir sur la minéralisation de l'azote organique du sol et plus particulièrement sur la nitrification, y compris en sol très acide. La production d'azote minéral sous sa forme nitrique n'est pas en soi dommageable, sauf s'il y a un découplage entre la production et sa consommation dans l'écosystème, à la fois par les arbres et par le système microbien dans son ensemble. Si l'azote nitrique produit n'est pas consommé, alors le sol s'acidifie.

En effet (figure 1) la production de nitrates par les bactéries du sol produit aussi du proton (H^+), qui n'est neutralisé que si le nitrate est prélevé. Le mécanisme est le suivant : tout organisme doit conserver son électro-neutralité et, pour ce faire, élimine dans le milieu l'équivalent en charge électrique de l'ion absorbé ; ainsi, prélever un anion nitrate (NO_3^-) nécessite l'efflux d'un OH^- dans le milieu, capable de neutraliser un proton H^+ . Il se trouve, de plus, que le nitrate est très mobile dans les sols tempérés : s'il n'est pas prélevé, il est évacué dans les eaux de drainage, nécessairement accompagné d'un cation en vertu l'électro-neutralité. Les protons étant fixés très rapidement sur la capacité d'échange cationique (CEC)*, alors, toujours en vertu de l'électroneutralité, de la phase solide cette fois, un cation est désorbé* de la CEC : ce sera le cation le plus facile à désorber dans un contexte donné, d'abord le calcium (Ca) et le magnésium (Mg) puis l'aluminium (Al). La perte de nitrate et de cations nutritifs (Ca et Mg) correspond à une perte de fertilité chimique pour le sol, à une acidification du sol (perte de cations capables de contrecarrer le processus d'acidification) et à un

stress potentiel pour les eaux de surface, si par exemple du nitrate et de l'aluminium apparaissent dans les ruisseaux (les salmonidés disparaissent quand la concentration en Al^{3+} devient supérieure à $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$).

Nous allons dans un premier temps présenter brièvement les conclusions des travaux réalisés par notre équipe depuis 25 ans sur le Douglas, qui nous ont conduits à tenter d'élucider la question assez générale de contrôle de la végétation sur le cycle des éléments, ici la relation entre Douglas et cycle de l'azote. Dans un second temps, nous présenterons le réseau de sites mis en place dans le bassin de production du Douglas pour explorer cette question, dans des contextes différenciés de fertilité du sol.

Bilan sommaire des études réalisées depuis 25 ans

Trois types de travaux ont été réalisés depuis 25 ans sur le Douglas :

- une approche expérimentale *in situ* recourant à des apports de minéraux frais, pour tester le fonctionnement biogéochimique actuel du sol sous différentes essences dans une large gamme de situations (Augusto, 1999);

Glossaire

Adsorber :

fixer par adsorption*(contraire : désorber)

Adsorption :

fixation réversible de particules, molécules ou ions sur les surfaces des constituants du complexe d'échange

Capacité au champ :

teneur maximale d'un horizon de sol en eau non mobilisable par la seule force de gravité

Capacité d'échange cationique (CEC) :

quantité totale de cations qu'un sol peut adsorber*/ échanger dans des conditions de pH bien définies. Elle est due aux argiles et à la matière organique qui possèdent des propriétés très particulières en ce qui concerne la fixation et l'échange d'ions.

Eléments échangeables :

tous les éléments susceptibles d'assurer la neutralité électrique de des sites d'échange de la CEC* : cations alcalins et alcalino-terreux faussement appelés basiques (Ca, Mg, K, Na, voire Mn) et cations acides (Al et H)

Taux de saturation (S/T) :

somme des cations alcalins et alcalino-terreux rapportée à la valeur totale de la CEC*

Chronoséquence :

succession de peuplements forestiers d'âges croissants, qui représente les principaux stades de développement d'un même peuplement : toutes choses doivent être égales par ailleurs sauf l'âge des peuplements.

pHeau :

logarithme décimal de l'inverse de la concentration d'une solution en H+. Le sol n'étant pas une solution, il s'agit d'une mesure conventionnelle réalisée dans des conditions standardisées fixant le rapport solide : eau (1: 5)

Récréation :

quantité d'éléments échangés au niveau de la canopée des arbres, entre un cation ou un anion présent dans la pluie et un homologue présent dans les tissus végétaux.

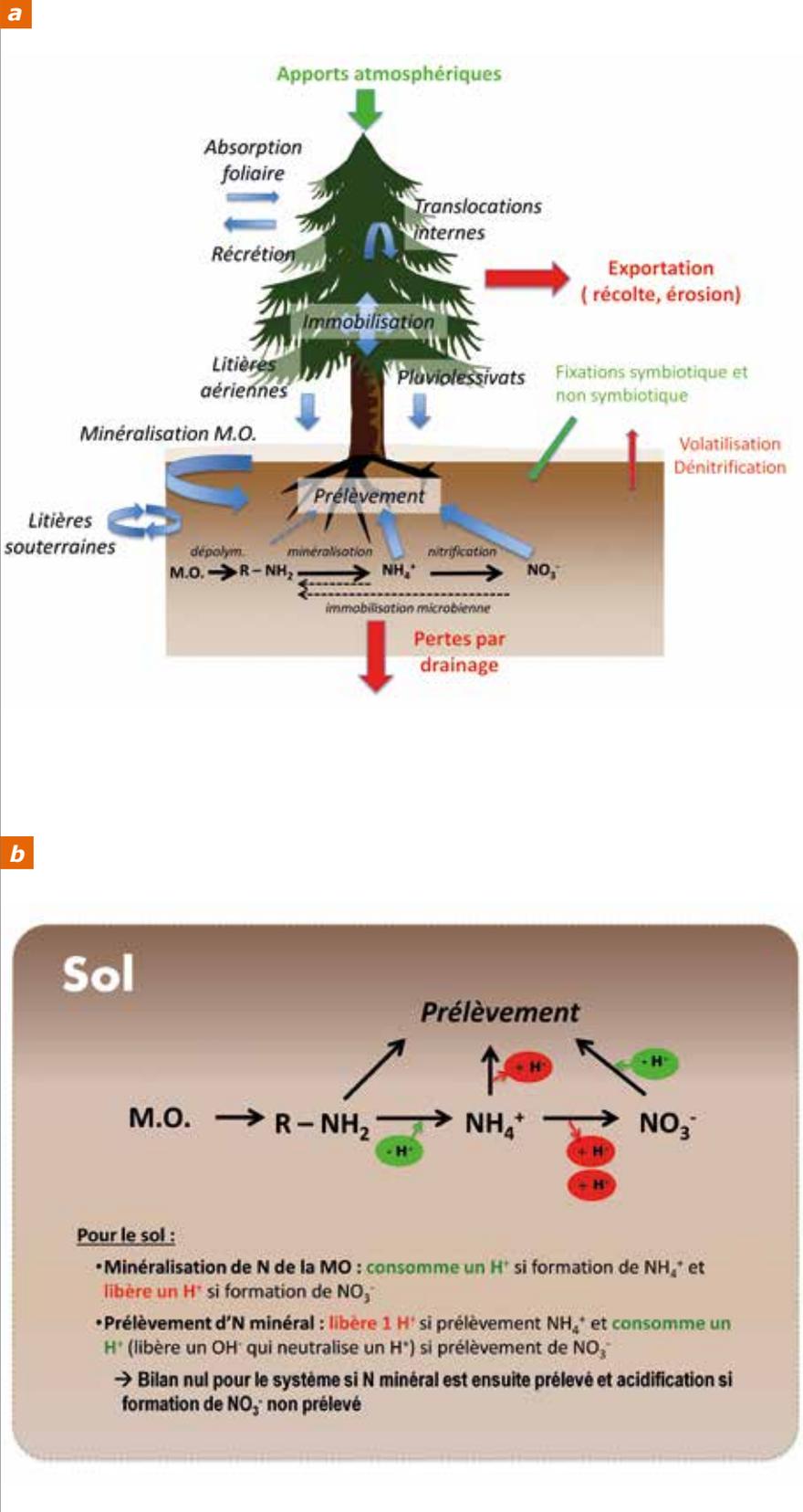


Fig. 1 : (a) cycle simplifié de l'azote dans les écosystèmes forestiers et (b) bilan de proton simplifié pour le sol

(a) : en vert, les entrées d'azote dans l'écosystème; en rouge, les sorties, en bleu le cycle interne à l'écosystème.

- une investigation sur les flux entrées-sorties, dans une chronoséquence* à trois termes (20, 40 et 60 ans) située à Vauxrenard (69), dans le Beaujolais où le Douglas a été introduit dès le début du 20^e siècle, en particulier sur d'anciennes terres agricoles;
- une étude des effets de la substitution des essences sur un sol très acide du Morvan, dans le site atelier en forêt domaniale de Breuil-Chenue (58) dont les documents d'aménagement attestent le caractère très ancien de la forêt.

Voici, rapidement synthétisées, les conclusions de ces travaux qui ont fait émerger des questions scientifiques spécifiques sur la relation entre le Douglas et le cycle de l'azote.

La dérive nitrato-phile de la végétation

Dans une enquête menée sur une vingtaine de sites où au moins trois essences pouvaient être comparées, l'indicateur de végétation spontanée montrait clairement la dérive de la végétation spontanée vers les nitrato-philes sous les plantations de Douglas quand on la compare aux feuillus ou à l'épicéa (Augusto, 1999).

La forte nitrification dans la chrono-séquence sous Douglas du Beaujolais

Les travaux sur la chronoséquence de Vauxrenard ont montré, dans un contexte de sols acides, que les sols sous les plantations de Douglas présentaient une très forte minéralisation de l'azote organique du sol et un niveau très élevé de nitrification. Le passé agricole pouvait cependant expliquer une partie de ce comportement (Jussy *et al.*, 2000, Marques *et al.*, 1997).

L'effet surprenant d'une coupe à blanc de Douglas dans le Beaujolais

L'effet de la coupe à blanc, dans un sol riche en matière organique et où les agents nitrifiants sont présents, aurait dû se traduire par un flux important

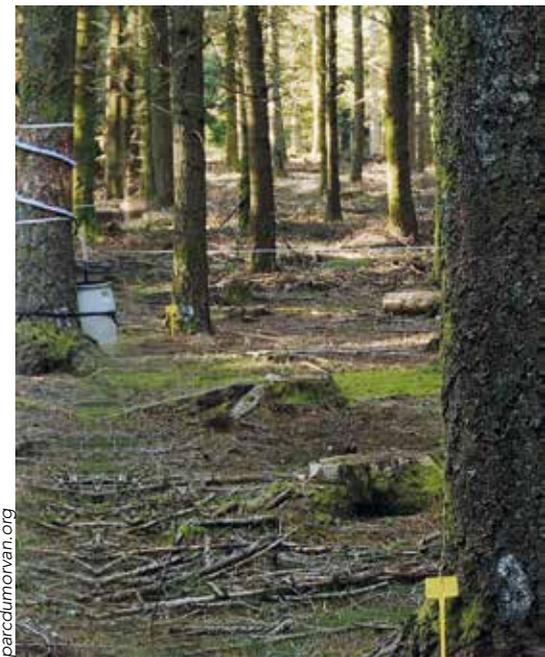
de nitrates (et de cations), puisque le flux de drainage d'eau augmente lorsque le sol est mis à nu. Or c'est l'inverse qui a été observé, avec une réduction drastique et immédiate du flux de nitrates drainés. La mesure *in situ* de la minéralisation par la méthode de Raison confirme qu'il y a une diminution de la nitrification (Jussy *et al.*, 2000). Une hypothèse permettant d'expliquer cette diminution est l'arrêt de la stimulation de la nitrification par le Douglas. Autrement dit, le Douglas pourrait contrôler la nitrification mais, comme aucune autre essence n'a été étudiée en même temps dans les mêmes conditions, cela reste au niveau de l'hypothèse à tester.

L'effet stimulant de la minéralisation de l'azote et de la nitrification sous Douglas dans le Morvan

Dans l'expérience de comparaison d'essences mise en place en 1976 en forêt de Breuil-Chenue (Bonneau, 1977), les tests de minéralisation nette et brute au laboratoire en conditions contrôlées, ont montré une très forte minéralisation sous Douglas en comparaison d'autres essences. Les travaux menés dans le cadre d'une thèse ont confirmé le caractère stimulant du Douglas pour les agents nitrifiants du sol, et ont identifié un contrôle d'origine racinaire à ce mécanisme (Andrianarisoa *et al.*, 2010). Une plantation comparative des mêmes essences a été mise en place en 2007 pour suivre la dynamique initiale de ce contrôle qui s'est avéré très rapide, dès le démarrage de la plantation (Ziegenfuhr, 2008).

L'effet du niveau de fertilité minérale sur les pertes de nitrates (et cations) sous Douglas dans le Morvan

Un apport de calcium et phosphore, réalisé préalablement à la plantation (Bonneau *et al.*, 1977) pour contre-carrer l'acidification des sols sous les résineux, a montré un effet extrêmement bénéfique dans le contexte des sols très acides et désaturés de Breuil,



parclumorvan.org

Un des premiers sites d'étude des effets du Douglas : le site atelier de Breuil-Chenue (58)

avec une réduction des concentrations en nitrates dans les solutions du sol (Jaffrain, 2010). Les résultats montrent que la nitrification n'est pas modifiée mais que la végétation et les organismes du sol semblent immobiliser ces nitrates quand la fertilité du sol est plus favorable.

La constitution d'un réseau : objectifs, consistance et données disponibles

Le travail approfondi sur les sites ateliers de recherche permet de décortiquer finement les processus mais nous nous heurtons toujours à la généralisation des données observées et aux conclusions associées. Pour valider nos hypothèses, il faut élargir la gamme de situations testées, en étudiant des peuplements de Douglas implantés dans des situations variées de richesse de sols et d'antécédents d'occupation des sols.

Les objectifs précis du réseau sont les suivants :

- tester, dans des sols de nature différente, le caractère général de l'effet stimulant du Douglas sur la

Forêt ou commune	Code Site	Dép.	Altitude (mètres)	Formes d'humus	pH _{H₂O} de l'horizon A
Adinfer	ADI	62	117	HémiModer	3.9
Anglès	PAU	81	802	HémiModer	3.9
Bouillancourt	BOU	80	146	EuModer	3.9
Gaillefontaine	GAI	76	232	EuModer	3.9
Allagnat	ALL	63	1005	EuModer	4.1
Felleries	FEL	59	195	HémiModer	4.1
Meymac	MEY	19	916	DysModer	4.1
Saint Amand le Petit	PEY-T	87	586	DysModer	4.1
	PEY-ESC	87	586	DysModer	4.1
Les Potées	POT-T	08			4.1
	POT-A	08			4.2
Olliergues	OLL	63	643	DysMull	4.2
Le Bez	PIQ	81	649	DysMull	4.3
Pérols sur Vézère	ORL-T	19	840	EuModer	4.3
	ORL-F	19	841	EuModer	4.4
Montreuil en Auge	ROQ	14	79	MésoMull	4.5
Wailly	CONT	80	111	DysMull	4.5
Verreries de Moussans	DOU34	34	685	OligoMull	4.6
Montapas	MONT	58	288	HémiModer	4.7
Sallèdes	SAL-B	63	743	OligoMull	6.9
	SAL-H	63	817	EuModer	4.8
Azy-le-Vif	MIG	58	302	EuModer	5.5
Ceyssat	VULC	63	959	DysModer	5.7

Tab. 1 : principales caractéristiques des dispositifs du réseau ; en grisé, les sites fortement instrumentés



Fig. 2 : allure d'une placette d'observation fortement instrumentée (Fellerie 59)

minéralisation de l'azote organique du sol et sur le taux de nitrification ;

- vérifier s'il existe un seuil de fertilité chimique du sol qui permet l'immobilisation dans l'écosystème des nitrates produits. L'effet spectaculaire des amendements, observé sur le site de Breuil-Chenue, doit être vérifié dans d'autres situations couvrant une large gamme de fertilité chimique. Secondairement il s'agit de voir si l'effet d'une remédiation est le même que celui de la richesse naturelle du sol, si l'apport d'amendement peut compenser la perte des éléments issus du processus naturel d'altération.

Choix des sites

Le choix des sites (récapitulés au tableau 1) a été réalisé à partir d'une enquête diffusée auprès des forestiers de terrain, présentant un cahier des charges strict (site homogène quant au sol, peuplement pur de Douglas, âge compris entre 25 et 45 ans, gestion sylvicole « normale »).

Vingt et une placettes (tous les sites sauf Les Potées, qui a rejoint le réseau tardivement) ont été finalement retenues pour tester le niveau de minéralisation de l'azote et la nitrification. Onze sites (dont deux présentant des modalités amendé/fertilisé et témoin, soit 13 placettes) ont été instrumentés lourdement pour mesurer le flux d'eau et de nutriments transférés au travers la canopée et drainés à la base du sol (60 cm). L'ensemble de ces placettes constitue le « réseau douglas ». Il s'agit de placettes délimitées mais non clôturées dont l'emprise au sol est d'environ un demi-hectare. À titre de comparaison, le nombre de placettes et l'instrumentation en place du réseau Douglas sont du même ordre de grandeur que les placettes de niveau A3 (suivi intensif) du réseau RENECOFOR. L'allure d'une placette fortement instrumentée est présentée figure 2.

Observations et données disponibles

Les données de climat général sont obtenues auprès de Météo France via l'Unité de Service Agroclim du Centre Inra d'Avignon. Les stations météorologiques de référence pour chaque site ont été sélectionnées suivant plusieurs critères : les paramètres mesurés, la proximité et la situation par rapport au site du réseau (Bloch, 2013).

Les mesures et le suivi réalisés sur les placettes (se reporter à l'encadré) visent à apporter tous les éléments pour calculer un bilan de fertilité de ces écosystèmes en référence aux travaux de Ranger et Turpault (1999) : les stocks de carbone et d'éléments nutritifs majeurs sont quantifiés dans la végétation et dans les sols. Les flux solides (litières) et en solution sont quantifiés sur une base mensuelle.

Toutes ces données sont rapportées à l'hectare, ce qui les rend directement utilisables pour les questions pratiques. À savoir : quelle quantité d'éléments y a-t-il dans le sol et dans les arbres en fonction des compartiments, quelle quantité sera exportée en fonction du type d'exploitation, quelles sont les pertes par drainage, quelle quantité faudrait-il restituer pour compenser les pertes liées à la sylviculture (récolte + drainage +...)?

Toutes les informations sont consignées dans une base de données, conçue et gérée par INRA-BEF, comprenant les données brutes et élaborées ainsi que les métadonnées associées (les méthodes utilisées pour l'observation, la mesure ou l'estimation). Cette base contient actuellement environ 500000 données climat, 2000 données sol, 125000 données solutions et 4000 données végétation.

Réseau Douglas :

Les peuplements

La biomasse et la minéralomasse des peuplements ont été quantifiées sur chaque site instrumenté de la manière suivante :

- **Biomasse** : la biomasse du tronc a été calculée en appliquant à l'inventaire de chaque site, les tarifs de biomasse établis pour le Douglas par Ponette *et al.* (2001) à partir de sites Renécofor. La biomasse des branches et celle des aiguilles ont été estimées à partir des données de peuplement par des relations obtenues sur 10 sites étudiés antérieurement (Beaujolois, Ranger *et al.*, 1995, RENECOFOR, Ponette *et al.*, 2001 et Morvan, Sicard *et al.*, 2005), respectivement avec la surface terrière et avec la structure du peuplement (nb de tiges).
- **Minéralomasse** : pour le tronc, les concentrations en éléments minéraux ont été mesurées dans le bois et l'écorce, puis rapportées à la biomasse de ces compartiments sur chaque site du réseau. Pour les branches et les aiguilles, les relations issues des 10 sites étudiés antérieurement et cités ci-dessus, ont été utilisées. Les résultats sont en conséquence moins précis.

Les retombées de litières sont évaluées sur les sites « instrumentés » par récolte saisonnière de quatre bacs à litière (type RENECOFOR), pesée et analyse chimique des échantillons. Les retombées sont calculées en matière sèche, carbone et éléments nutritifs majeurs; les données portent actuellement sur deux années.

Le prélèvement annuel d'éléments majeurs aux dépens des réserves du sol a été calculé à partir de la formule développée par Ranger et Bonneau (1984) :

prélèvement = immobilisation + restitutions (litière et récréation*) avec :
immobilisation moyenne = minéralomasse ligneuse/âge du peuplement
litières = moyenne des deux années d'observation actuellement disponibles
récréation = estimation à partir des observations réalisées sur les sites du Beaujolais

Les sols

Les profils de sol ont été décrits à partir d'une fosse pédologique ouverte pour l'occasion. Les prélèvements de sols ont été réalisés en quatre points de chaque dispositif puis mélangés afin d'obtenir un composite par horizon. Les échantillons ont ensuite été préparés (séchage à 35 °C, tamisage à 2 mm avec pesée de la fraction >2 mm) en vue de leur analyse au Laboratoire INRA d'Analyses des Sols d'Arras. Pour chaque site les données suivantes sont disponibles : la granulométrie, la masse volumique sèche, le pH (eau et KCl), les éléments totaux (C et N organiques; K, Ca, Na, Mg, Mn, Al, Fe et P); les oxydes, la capacité d'échange cationique (CEC)* et les éléments échangeables* et le phosphore assimilable.

Les données quantitatives telles que les stocks d'éléments totaux, échangeables ou le TRB (réserve totale en bases) ont été calculées pour le profil complet ou pour des épaisseurs particulières, correspondant par exemple à la densité maximum d'enracinement (0-20 cm).

Les solutions

Trois colliers de troncs et quatre collecteurs de pluviolessivats par site permettent de récolter les solutions sous le couvert forestier. Des bougies poreuses installées à -15 cm et -60 cm (4 répétitions par profondeur) et reliées à un dispositif de mise sous vide, permettent de collecter les solutions de sols en période non saturée.

Matériels et méthodes

Une fois par mois, les solutions (pluiolessivats, ruissellements de troncs, solutions du sol) sont collectées et analysées (pH, C, NO_3^- , NH_4^+ , K, Ca, Na, Mg, Mn, Al, Fe, S, SO_4^{2-} , Cl^- , P et H_2PO_4^-) sur chaque placette instrumentée.

Les premières données ont été obtenues en octobre 2012 et les suivis continuent depuis lors.

Les flux hydriques et flux d'éléments

Ces flux ont été évalués sur les placettes instrumentées. Le modèle Biljou (Granier *et al.*, 1999) a été utilisé pour évaluer les flux d'eau journaliers dans les différents compartiments de l'écosystème, à partir des données climatiques (Météo France) et des données collectées sur les sites (sols et peuplements). La validation des flux obtenus est effectuée à partir des mesures d'humidité du sol réalisées en continu au pas de temps de 4 heures, par des sondes capacitatives (Decagon EC5), installées à 2 profondeurs (-15 et -60 cm, 5 répétitions par profondeur).

Les flux d'éléments sont obtenus sur chaque placette en couplant les flux d'eau traversant un compartiment pendant une période donnée à la concentration en éléments dans ce même compartiment pendant cette même période. Ces flux d'éléments sont calculés au pas de temps mensuel, les concentrations en solution étant disponibles à ce pas de temps.

Minéralisation de l'azote ex-situ et in-situ

La comparaison entre les méthodes *ex* et *in situ* doit permettre de comprendre comment le potentiel estimé par la méthode des incubations *ex situ* s'exprime *in situ*.

La minéralisation de l'azote *ex situ* a été évaluée sur 21 placettes du réseau (tous les sites sauf Les Potées) par incubation en conditions contrôlées au laboratoire. Quatre échantillons de sol frais de l'horizon [0-10cm] ont été prélevés, tamisés à 4 mm puis mis à incuber pendant 42 jours (à 20 °C, humidité du sol ~60 % de la capacité au champ*). Des mesures de concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) et en azote nitrique (N-NO_3^-) sont réalisées par colorimétrie à T0, à 21 et à 42 jours. Le potentiel net de minéralisation (PNM), ou de nitrification (PNN), de l'azote est la production journalière d'azote minéral (NH_4^+ et NO_3^-), ou d'azote nitrique seul (NO_3^-), durant la période d'incubation :

$$\text{PNM (mg N/kg sol/j)} = ([\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+]_{\text{final}} - [\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+]_{\text{initial}}) / \text{nombre jour d'incubation}$$

$$\text{PNN (mg N/kg sol/j)} = ([\text{NO}_3^-]_{\text{final}} - [\text{NO}_3^-]_{\text{initial}}) / \text{nombre jour d'incubation}$$

La disponibilité d'azote minéral total ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) dans les sols a été évaluée *in situ* sur les 11 sites instrumentés du réseau. Pour ce faire, des résines échangeuses d'ions ont été installées à 10 cm de profondeur dans les sols. Ces résines, cationiques ou anioniques, permettent de piéger respectivement N-NH_4^+ et N-NO_3^- . Elles ont été conditionnées en capsules, puis installées début 2012 et prélevées tous les 2 mois environ de mai 2012 à juillet 2013. N-NH_4^+ et N-NO_3^- sont extraits par HCl ou NaCl molaire, et les concentrations sont déterminées par colorimétrie.

Résultats actuels – Les caractéristiques du réseau

Les peuplements

La biomasse aérienne ligneuse varie sur le réseau de 107 tonnes de matière sèche par hectare à Meymac à 436 t/ha pour le site d'Allagnat soit d'un facteur 4 (tableau 2).

La minéralomasse d'azote varie de 280 kg par ha à Meymac à 735 kg par ha à Montapas soit un facteur 2,5 seulement. Celle de calcium varie de manière plus spectaculaire, de 72 kg par ha à Meymac à 534 kg par ha à Olliergues, soit d'un facteur 7,5. Ces simples données font entrevoir la nécessité de bien caler les interactions peuplement x milieu pour modéliser les exportations. Elles soulignent des efficacités apparentes très différentes entre les peuplements dans l'utilisation des ressources nutritives pour produire leur biomasse.

Le tableau 3 concernant le site de Gaillefontaine (76) illustre les données qui peuvent être calculées pour chacun des sites instrumentés. La variabilité interannuelle est forte, et c'est la raison pour laquelle, dans tous les travaux conduits en système naturel, il faut une durée minimum d'observation pour intégrer cette variabilité et fournir des résultats permettant de tirer des conclusions quant à l'état du système. Notre expérience nous conduit à proposer 5 ans pour ce laps de temps.

Les sols

Le tableau 4 présente quelques caractéristiques des sols des sites instrumentés du réseau. Le pH_{eau} de l'horizon 0-20 cm varie de 4,1 pour les sites les plus acides (GAI et PAU) à 4,5 (MONT). Le taux de saturation (S/T)* dans l'horizon 0-20 cm varie de moins de 10 % pour les sites de POT-T, MEY et ORL-T à plus de 50 % pour les sites de ALL, CONT, MONT et ROQ. Pour ces sites, les stocks de calcium et magnésium échangeables* sont les plus élevés du réseau, et la valeur particulièrement élevée du S/T dans l'horizon de surface s'explique en grande partie par la

Site	Biomasse aérienne ligneuse	N	P	K	Ca	Mg
	t.ha ⁻¹	Kg.ha ⁻¹				
MEY	107	280	16	101	72	22
PAU	264	516	30	151	274	38
OLL	221	534	38	244	534	53
ALL	436	553	40	174	470	48
WAY	246	425	26	152	281	27
MONT	364	735	40	202	519	41
GAI	262	446	22	139	211	28
VIL	266	469	26	162	309	36
ROQ	289	494	29	178	282	33
ORL-T	305	568	30	150	327	38
ORL-F	372	431	37	192	289	46
POT-T	228	521	29	160	265	38
POT-F	276	588	33	190	506	54

Tab. 2 : biomasse et minéralomasse aériennes ligneuses totales des peuplements

Flux	Années	N	P	K	Ca	Mg
Immobilisation moyenne annuelle	2013-2014	7	0,5	2,3	3,4	0,4
Restitution par les litières	2013	25,7	1,7	3,9	25,9	2,7
	2014	25,3	1,9	7,9	29,5	3,1
Récréation foliaire	2013	–	–	7,3	4,1	1,4
	2014	–	–	14,8	4,7	1,6
Prélèvement au sol	2013	32,7	2,2	13,5	33,5	4,5
	2014	32,3	2,4	24,9	37,6	5,1

Tab. 3 : immobilisation moyenne annuelle, restitution par les litières, récréation foliaire et prélèvement d'éléments majeurs du peuplement de Douglas de Gaillefontaine (76) sur la période 2013-2014 exprimés en kg.ha⁻¹.an⁻¹

Pour les définitions, voir l'encadré matériels et méthodes

proportion de Ca sur le complexe d'échange. Ces quelques données illustrent les différences de conditions édaphiques à l'échelle du réseau, qui devraient notamment permettre de mieux comprendre la relation entre la fertilité chimique du sol et l'immobilisation de nitrates produits (cf. propos introductif).

Résultats actuels – La minéralisation de l'azote et la nitrification

La minéralisation ex situ

Dans les sols récoltés sur tous les sites du réseau, la concentration initiale (à l'état frais, T0) de l'azote nitrique varie de 2 à 30 mg N-NO₃⁻ par kg de sol. En moyenne 86 % (± 14 %) de l'azote minéral (ammoniacal et nitrique : N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) se trouve sous forme nitrique. Cette forte proportion de N-NO₃⁻ observée sur tous les sites avant incubation est un premier indice de l'effet du Douglas sur les transformations de l'azote dans le sol, en particulier sur le processus de nitrification.

Lors de l'incubation des sols en conditions contrôlées le potentiel de nitrification (PNN) varie de 0,10 à 1,05 mg N-NO₃⁻ par jour et par kg de sol. Ces mesures de PNN restent dans la fourchette des valeurs observées pour le Douglas lors d'incubations réalisées pour d'autres types de sols forestiers (Andrianarisoa *et al.*, 2008). À l'exception d'un site (Meymac), 90-95 % de l'azote minéralisé est transformé en N-NO₃⁻. La nitrification est très élevée sur tous les sites, d'autant que la plupart d'entre eux sont très acides (figure 3).

Il apparaît ainsi clairement que ces deux indicateurs (concentration en N-NO₃⁻ à l'état frais et PNN) donnent des informations identiques. Ce résultat est intéressant, dans la mesure où l'extraction sur le sol est nettement plus simple à réaliser que l'incubation.

Site	Prof.	pHeau	Argiles	Limons	CEC	S/T	K	Ca	Mg	Na	Mn	Norg	Pass	TRB
			$g.kg^{-1}$ (1)	$g.kg^{-1}$ (1)	$cmol.c.kg^{-1}$ (1)	% (1)								
PAU	0-20 cm	4,1	138	185	6,0	18,4	125	168	28	91	45	4366	933	2126
	0-60 cm	4,2	133	186	4,8	9,6	322	226	38	91	105	10523	3413	7427
GAI	0-20 cm	4,1	193	713	7,1	14,6	249	133	42	5	140	2466	347	1645
	0-60 cm	4,2	183	715	5,7	13,9	779	221	92	25	354	6062	1107	5767
ALL	0-20 cm	4,3	159	498	6,9	52,6	164	624	103	17	51	4419	658	2273
	0-60 cm	4,5	94	518	4,3	77,4	339	1944	283	20	81	8730	1706	7038
FEL	0-20 cm	4,3	313	546	8,9	35,4	299	647	76	12	379	3710	123	3194
	0-60 cm	4,6	316	501	9,6	54,4	1000	4562	839	34	757	8123	306	9405
MEY	0-20 cm	4,4	213	210	8,6	5,9	133	24	19	13	13	6130	130	1666
	0-60 cm	4,6	135	186	5,1	4,33	268	37	23	20	23	24432	1575	4618
POT-T	0-20 cm	4,3	214	673	7,9	9,2	199	109	19	54	10	3300	139	595
	0-60 cm	4,5	221	663	5,3	13,2	498	457	74	144	155	6044	465	1652
POT-A	0-20 cm	4,3	204	741	6,1	15,9	78	116	20	20	62	2033	73	590
	0-60 cm	4,4	206	738	5,9	15,6	257	436	99	59	170	5632	413	1520
OLL	0-20 cm	4,2	184	246	5,9	13,2	128	161	28	0	48	3506	227	2300
	0-60 cm	4,3	166	230	4,3	8,8	442	223	47	0	87	7698	947	8201
ORL-T	0-20 cm	4,5	129	162	6,8	8,2	92	27	15	17	11	3680	57	1325
	0-60 cm	4,7	99	217	3,6	11,1	186	92	33	184	19	8073	810	6972
ORL-F	0-20 cm	4,9	120	133	5,7	11,9	76	55	17	42	7	3819	76	1366
	0-60 cm	5,1	92	238	3,8	13,8	194	146	48	235	15	12130	658	6556
ROQ	0-20 cm	4,3	276	472	14,2	69,3	374	3088	272	18	80	4102	109	1758
	0-60 cm	5,2	294	362	17,1	87,4	944	13148	754	519	105	6273	138	5055
CONT	0-20 cm	4,5	197	726	8,2	60,9	514	1843	201	4'	381	2873	1319	1921
	0-60 cm	4,8	233	697	10,6	78,9	1565	14516	1424	1246	727	6224	4866	7267
MONT	0-20 cm	4,5	260	620	6,9	52,2	279	715	74	0	766	2761	533	1163
	0-60 cm	4,5	276	636	6,5	44,6	1326	6084	1613	0	4126	10037	2169	3747

(1) = moyenne pondérée pour la TF des horizons sur l'épaisseur considérée - (2) = valeur cumulée sur l'épaisseur considérée des éléments dans la terre fine hors cailloux - TRB = réserve totale en bases (Ca+Mg+K)

Tab. 4 : caractéristiques des sols des sites instrumentés du réseau

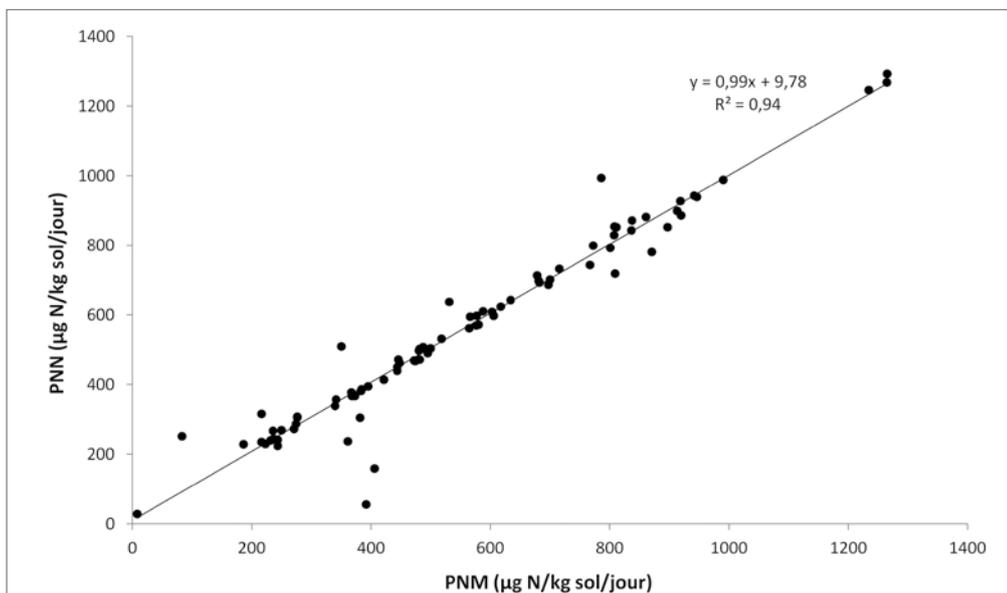


Fig. 3 : nitrification potentielle (PNN) en fonction de la minéralisation potentielle (PNM) de l'azote évaluées ex situ en conditions contrôlées

La disponibilité de l'azote minéral *in situ*

Les capteurs passifs (résines) installés sur les 11 sites instrumentés révèlent une forte variabilité entre les sites avec une accumulation de $N-NO_3^-$ qui varie de 4 à 100 kg $N-NO_3^-$ par ha et par an, avec une moyenne de 42 kg $N-NO_3^-$ par ha et par an. Ces valeurs sont plus faibles que celles estimées par Jussy *et al.* (2000) sur le site de Vauxrenard, mais la méthode n'est pas strictement identique. L'histoire de l'occupation des sols est par ailleurs une variable importante à cet égard.

Ces résultats préliminaires (*ex et in situ*) montrent que, dans les sols du réseau Douglas, l'azote nitrique ($N-NO_3^-$) est la forme principale de l'azote minéral produit par minéralisation. Un fort potentiel de nitrification a en effet été mesuré *ex situ* et la quantité de nitrate accumulée sur les résines *in situ* est bien supérieure à la quantité d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$).

L'essence semble bien être le paramètre déterminant le déclenchement de la nitrification, les paramètres de l'environnement modulant cet effet. Ces travaux se poursuivent pour confirmer cette hypothèse et explorer la relation entre les mesures de minéralisation *ex situ* et la disponibilité *in situ*.

Résultats actuels – Les flux d'éléments en solution et le problème des pertes par drainage

La composition des solutions

Le spectre géochimique des solutions du sol est très large, avec par exemple des valeurs extrêmes (exprimées en micromoles de charge par litre) allant de 1 (Montreuil sur Auge) à 375 (Paucou) pour l'aluminium et de 17 (Meymac, Orluc) à 10580 (Conty) pour le calcium. Ce spectre large respecte le cadre fixé pour répondre aux objectifs qui visent à mettre en relation la richesse du sol, l'immobilisation des nitrates produits, et la qualité des solutions du sol.

Prenons l'exemple de l'effet d'un amendement calco-magnésien sur la physico chimie des solutions de sol. Les observations réalisées sur le site des Potées (Figure 4) montrent que l'effet d'un amendement CaMg (réalisé en 1995) se traduit par des modifications notables de la qualité de la solution du sol à 60 cm de profondeur (abaissement des nitrates et changement des ratios Ca/Al). Les effets de l'amendement sur les solutions de sol sont donc encore positifs et durables plus de 20 ans après l'apport. Il faudra également analyser la différence de comportement avec Breuil-Chenue, où on pourrait imaginer un effet plus net lié à l'addition de P. Ces conclusions sont encore spéculatives à ce stade.

Les flux hydriques

La qualité des solutions est une chose, le flux en est une autre : si la concentration de la solution est forte, mais que le flux d'eau est nul alors les pertes par drainage seront nulles. Toutefois, quantifier un flux d'éléments drainés demeure complexe en forêt où, contrairement à l'agriculture, la quantification directe (en case lysimétrique par exemple) est quasiment impossible. Il faut donc avoir recours à un modèle hydrique que l'on doit calibrer le plus précisément possible. Ces précautions étant prises (cf. méthodologie), il est important (et rassurant) de valider les sorties du modèle par des mesures ; l'humidité du sol est le paramètre clé à cet égard.

La figure 5 présente à titre d'exemple les valeurs d'humidité volumique simulées par le modèle Biljou et celles mesurées *in situ* pour le site de Montapas (58). De façon générale, le modèle reproduit correctement les variations d'humidité dans les sols du réseau Douglas, ce qui constitue une validation des flux hydriques estimés.

Le drainage annuel moyen à -60 cm, pour les 11 sites instrumentés, est présenté dans la figure 6. Il est compris entre 234 mm (CONT) et 748 mm par

an (ORL) et les différences entre sites sont majoritairement liées aux quantités annuelles de précipitation. Les sites bénéficiant d'une pluviométrie annuelle importante (MEY, ORL, PAU) ont les valeurs de drainage annuel à -60 cm les plus élevées ; les sites les moins arrosés (CONT, FEL, GAI, ROQ) ont quant à eux les valeurs les plus faibles. La relation entre la pluie incidente et le drainage est néanmoins modulée par l'évapotranspiration réelle annuelle, même si elle est assez peu variable entre les différents sites (de 517 mm par an pour CONT à 670 mm pour OLL) et par la taille de la réserve utile. En effet, les sites à faible réserve utile (MEY, ORL, PAU, avec une RU <70 mm sur la tranche 0-60cm) ont un drainage relatif à la quantité de pluie incidente plus élevé que les autres sites à plus forte réserve utile.

Les flux d'éléments

Les flux d'éléments ont en l'état été estimés sur les sites instrumentés sur la période 2013-2014. Des tendances se dégagent d'ores et déjà, mais la forte variabilité interannuelle limite les interprétations et nécessite la prudence.

Les données actuelles montrent une relation globale inverse entre les pertes d'aluminium et celles de calcium et magnésium. La figure 7 illustre le cas du magnésium et de l'aluminium : les pertes en aluminium sont très faibles voire inexistantes sur les sites à S/T élevés (>40 %) mais deviennent prépondérantes sur les sites désaturés (S/T <15 %). Les différences de flux entre sites sont quant à elles majoritairement liées aux pertes de nitrate par drainage (cf. propos introductif). La relation entre l'intensité des pertes et les variables environnementales reste néanmoins à approfondir.

Ces résultats confirment que cultiver du Douglas sur sol pauvre a des conséquences sur l'écosystème lui-même (la production est limitée... mais ça regarde le forestier), mais aussi beaucoup plus largement sur

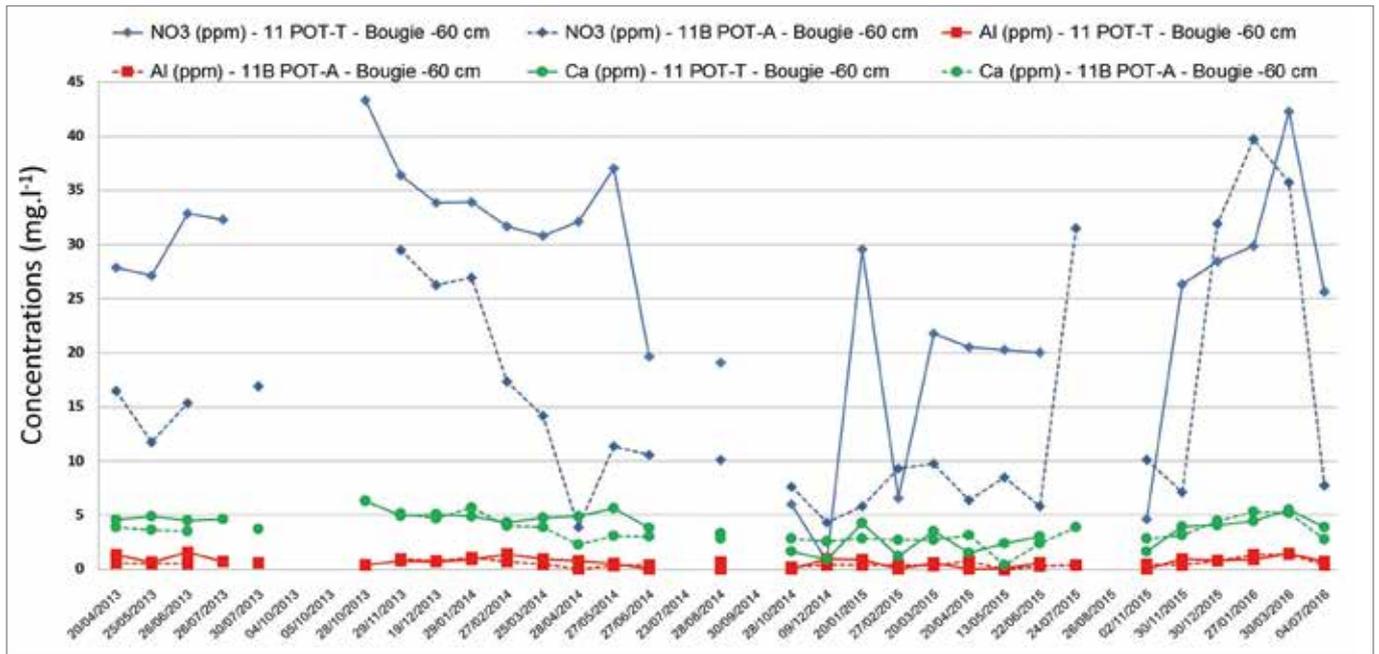


Fig. 4 : concentrations en Ca, Al et NO_3 dans les solutions de sol à -60 cm des placettes témoin et amendée du site des Potées (08)

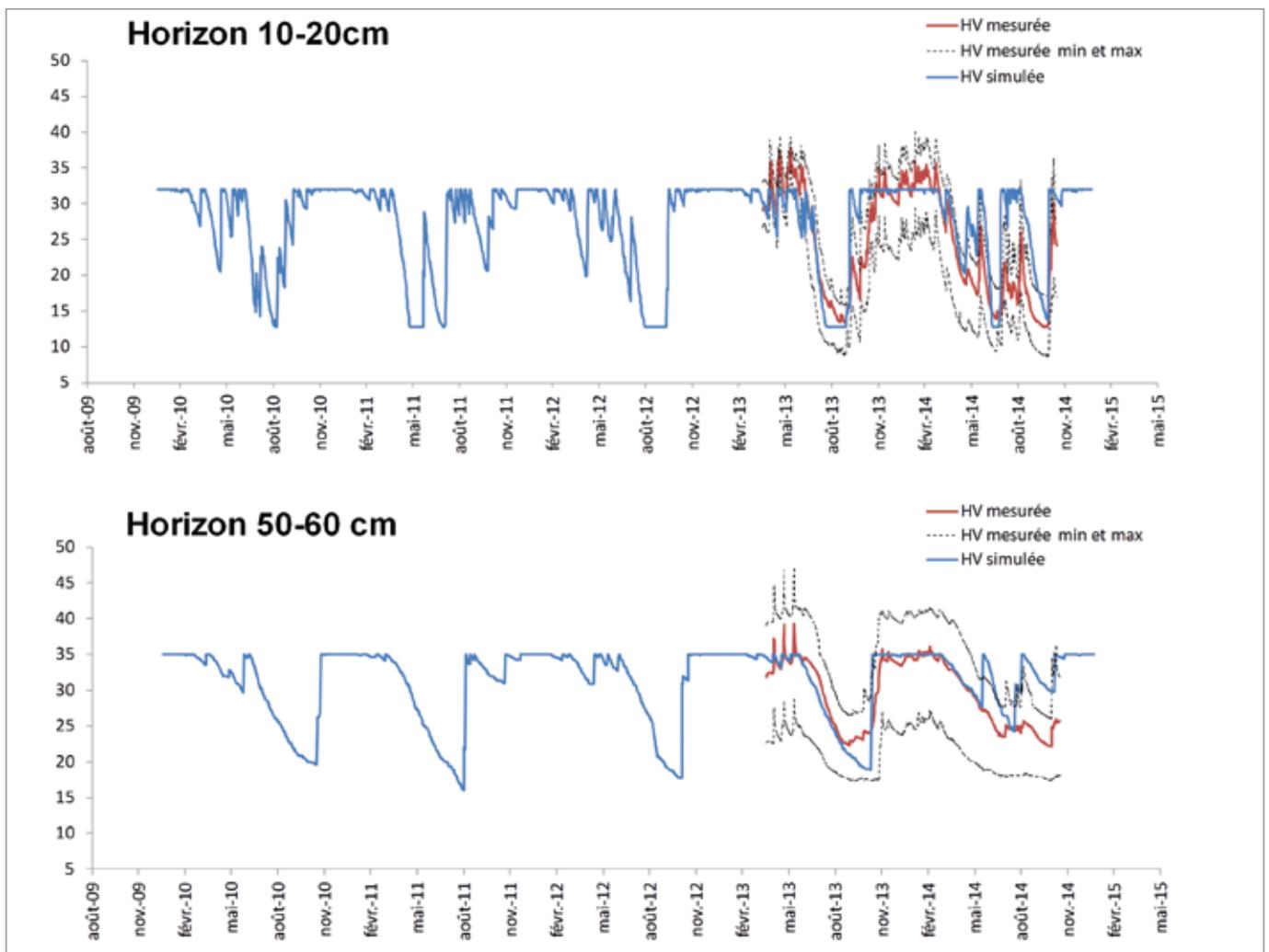


Fig. 5 : comparaison des humidités volumiques simulées par le modèle de bilan hydrique et mesurées par les sondes capacitives in situ pour le site de Montapas (58), pour les horizons 10-20 cm et 50-60 cm

les fonctions environnementales de la gestion forestière (et ça regarde la communauté).

Conclusion

Le réseau Douglas, installé entre mi 2012 et mi 2013 pour tester les effets de cette essence sur l'environnement, est pleinement opérationnel, malgré des moyens humains et matériels limités. Ce réseau ne fonctionne que grâce à un soutien logistique efficace des forestiers de terrain, privés et publics, qui réalisent l'essentiel des prélèvements mensuels de solutions : les sites les plus éloignés sont distants de 1 000 km.

Les données actuelles sont encore partielles, mais elles permettent d'ores et déjà de confirmer le rôle du Douglas dans la stimulation de la minéralisation de l'azote organique du sol et de la nitrification. Les variables climatiques, sylvicoles, environnementales et historiques prises en compte, concourent à moduler l'expression de la nitrification, sans toutefois que l'on puisse en isoler une ou plusieurs très significatives. Dans l'idéal, il faudrait un réseau qui croise toutes les variables importantes : sol x climat x antécédent x essence. C'est évidemment hors de portée. Simplifier les variables à tester serait une autre voie, mais

comment trouver sous un même climat des plantations dont l'occupation de sols différents a été la même avant l'introduction du Douglas ?

Le suivi des solutions du sol permet dès à présent de fixer le contexte géochimique des différents sites, ainsi que quelques tendances fortes dans la dynamique des éléments. Le rôle améliorant des amendements pour la qualité des sols, en particulier pour sa fonction environnementale (qualité des eaux de surface...), se confirme et ces effets positifs sont durables. Toutefois, compte tenu de la variabilité climatique interannuelle forte, il est obligatoire de disposer d'environ 5 années de suivi consécutif pour conclure définitivement quant à l'intensité des flux drainés. Une conclusion générique qui s'impose est que, quelle que soit la fonction considérée, il n'est jamais judicieux de laisser le sol s'appauvrir et s'acidifier car la contrainte va peser sur l'écosystème lui-même, mais aussi sur les écosystèmes dépendants, eaux de surface en particulier.

Enfin, tous les peuplements étudiés sont des premières générations, issues de plantations ; il serait intéressant de compléter ce réseau par des peuplements de seconde génération ou de peuplements issus de régénération

naturelle, pour définir une éventuelle adaptation au cours des générations successives, qui modifierait le cas échéant le comportement observé en première génération de plantation.

Bernd ZELLER
Arnaud LEGOUT
Jacques RANGER
Scientifiques,

Bruno GRATIA
Doctorant,

Séverine BIENAIME
Pascal BONNAUD
Gilles NOURRISSON
Jérôme DEMAISON
Marie Christine GEHIN
Serge DIDIER
Ingénieurs et Techniciens,
INRA-BEF 54280 Champenoux

Et les collègues de la forêt publique et privée:

Laurent BISSONNIER, Expert forestier, 76870 Gaillefontaine
Bernard CATRY, CRPF, 80000 Amiens
David DAUPHIN, École Forestière de Meymac 19250 MEYMAC
Louis GILET, propriétaire forestier, Fellerie 59740
Cristel JOSEPH, CRPF Normandie 50000 Saint-Lô
Marc LAFAYE, CRPF Auvergne, 63370 Lempdes
Magali MAVIEL CRPF antenne d'Albi, La Milliassole 81000 ALBI
Charles PAPAGEORGIOU, ONF, 08230 Tremblay les Rocroy
Jean-François SINET, CRPF, 80000 Amiens
Bruno VANSTAEVEL et **Yann MOZZICONACCI**, CRPF de Bourgogne, Antenne de la Nièvre 58000 NEVERS

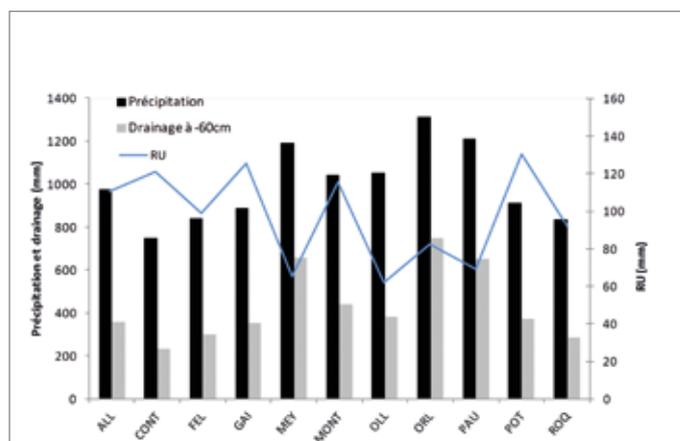


Fig. 6 : moyennes annuelles des précipitations et drainage à -60 cm pour la période 2013-2014 (axe de gauche) et réserve utile (axe de droite), pour les 11 sites instrumentés du réseau

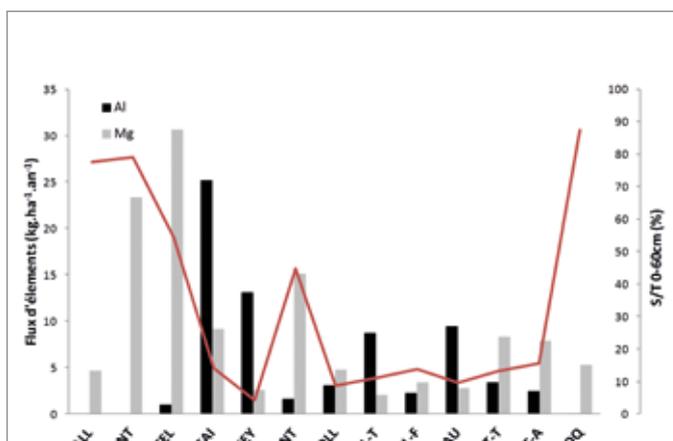


Figure 7 : pertes annuelles en Mg et Al par drainage à -60 cm, calculées sur la période 2013-2014, pour les 11 sites instrumentés du réseau. Le taux de saturation (S/T) moyen sur l'horizon 0-60 cm est également représenté (courbe rouge).

Références

Augusto L., 1999. Étude de l'impact de quelques essences forestières sur le fonctionnement biogéochimiques et la végétation de sols acides. Thèse de doctorat de l'Université Henri Poincaré, Nancy I. Champenoux : INRA Nancy, 90 p. + annexes

Andrianarisoa K.S., Zeller B., Poly F., Siegenfuhr H., Bienaimé S., Ranger J., Dambrine É., 2010. Control of nitrification by tree species in a common garden experiment. *Ecosystems*, vol. 13 pp.1171-1187

Bloch M., 2013. Établissement du bilan hydrique dans le réseau d'étude des effets du Douglas sur les sols. Rapport 4^e année Esitpa Rouen.

Bonneau M., 1977. Modification de fertilité des sols sous boisements artificiels de résineux purs. CR Fin d'étude contrat financé par la DGRST Document de la Station de Recherche sur les sols forestiers et la Fertilisation. INRA Champenoux 88p.

Jussy J.H., Colin-Belgrand M., Ranger J., 2000. Production and root uptake of mineral nitrogen in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Beaujolais Mounds. *For. Ecol. Manage.* vol. 128 (3) pp. 197-209

Marques R., Ranger J., Villette S., Granier A., 1997. Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounds (France). 2 : Quantitative approach. *For. Ecol. Manage.* vol. 92 (1-3) pp. 167-197

Ponette Q., Ranger J., Ottorini J.M., Ulrich E., 2001. Aboveground biomass and nutrient content of five Douglas-fir stands in France. *For. Ecol. Manage.* vol. 142 (1-3) pp. 109-127

Ranger J., Bonneau M., 1984. Effets prévisibles de l'intensification de la production et des récoltes sur la fertilité des sols de forêt. I. Le cycle biologique en forêt. *Rev. for. fr.* vol. 36 (2) pp. 93-112

Ranger J., Turpault M.P., 1999. Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *For. Ecol. Manage.* vol. 122 (1-2) pp. 139-154

Ranger J., Marques R., Colin-Belgrand M., Flammang N., Gelhaye D., 1995. The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) stand studied using a chronosequence approach. *For. Ecol. Manage.* vol. 72 (2-3) pp. 167-183

Sicard C., Saint-André L., Gelhaye D., Ranger J., 2005. Effect of initial fertilisation on biomass and nutrient content of Norway spruce and Douglas-fir plantations at the same site. *Tree* vol. 20 (2) pp. 229-246

Siegenfuhr H., 2008. Étude de l'impact de la coupe à blanc d'un peuplement sur la minéralisation et la nitrification de l'azote dans le sol et de l'importance des pluiolessivats dans le cycle azoté. Master 1 Université Lorraine

Zeller B., Recous S., Kunze M., Moukoumi J., Colin-Belgrand M., Bienaimé S., Ranger J., Dambrine É., 2007. Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Ann. For. Sci.* Vol. 64 (2) pp. 151-158



Introduction des résines échangeuses d'ions dans le sol

Le Douglas est-il adapté aux substrats calcaires du Quart Nord-Est de la France ?

Le Douglas est une essence prometteuse, dont les peuplements de première génération arrivent massivement au stade du renouvellement. Ce qui relance la question, pas toujours bien cernée, de son adaptation aux stations. Réputé calcifuge, le Douglas est déconseillé voire proscrit, par précaution, sur les plateaux calcaires du Nord-Est et pourtant il s'y trouve par exception des peuplements tout-à-fait bienvenus. Le pôle RDI-ONF de Dole a donc creusé la question et propose, à l'issue d'une analyse rigoureuse, des critères pour la détermination des stations favorables sur sol calcaire dans le Nord-Est.

Avec plus de 400 000 ha, 100 millions de m³ sur pied et un accroissement biologique annuel supérieur à 5 millions de m³ (IFN 2011), la France est de loin le premier pays européen producteur de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). Introduit en forêt dans la seconde moitié du 20^e siècle, son extension date surtout des années 1970, à la faveur du Fonds Forestier National. L'essentiel de la ressource est localisé dans 5 régions administratives (d'avant réforme territoriale) : Bourgogne, Limousin, Rhône-Alpes, Auvergne et Midi-Pyrénées. Ses qualités mécaniques remarquables dues à sa résistance mécanique et à sa stabilité dimensionnelle ainsi que sa grande durabilité naturelle (duramen classe IV) en font une essence précieuse en bois d'œuvre. La récolte est actuellement de l'ordre de 2 millions de m³ de bois rond/an et devrait tripler à l'horizon 2030 compte tenu de la relative jeunesse des peuplements, et la production de sciages est d'environ 750 000 m³/an, soit 10 % de la production nationale de sciages résineux (France Douglas 2012).

Face à la demande croissante de bois d'œuvre résineux en France (Chopard et al., 2013), le Douglas, apprécié par ailleurs des sylviculteurs pour sa forte

productivité, semble une essence prometteuse. Toutefois, et plus encore dans le contexte du changement climatique (réchauffement moyen, augmentation de la fréquence des aléas de type sécheresses, canicules, etc.), la question de l'adaptation aux stations reste cruciale pour le gestionnaire, notamment au stade du renouvellement, que l'essence soit d'ailleurs déjà présente localement ou que l'on envisage de l'y installer.

La question se pose tout particulièrement sur les plateaux calcaires du Nord-Est où le Douglas, réputé calcifuge, est actuellement déconseillé voire proscrit en dépit d'exemples d'introductions réussies. Dans un contexte où le soutien de la capacité de production de bois d'œuvre résineux est une priorité, les gestionnaires forestiers et rédacteurs d'aménagement s'interrogent légitimement quant à ses potentialités réelles sur ces plateaux.

Nous avons donc entrepris une étude dont l'objectif était de recenser et d'évaluer, sur le plan sanitaire et dendrométrique (productivité), les peuplements de Douglas gérés par l'ONF sur les substrats calcaires de Champagne-Ardenne, Bourgogne et de Franche-Comté, en vue de

préciser les potentialités réelles de l'espèce selon les contextes pédologiques et climatiques au sein de cet ensemble écologique. En raison des contraintes d'organisation et de moyens, la région Lorraine n'a pas été prospectée. Les résultats de cette étude peuvent toutefois être utilisés sur les plateaux calcaires de Lorraine qui présentent de fortes analogies, y compris climatiques, avec les plateaux calcaires de Champagne. Nous présentons ici cette étude, ses méthodes et résultats, puis nous la confrontons à une approche plus globale fondée sur l'analyse des données nationales de l'IGN avant de proposer des critères pour la détermination des stations favorables au Douglas sur sol calcaire dans le Nord-Est.

Douglas sur plateaux calcaires : des restrictions trop sévères ?

Sur le plan écologique, la bibliographie concernant les exigences climatiques du Douglas est assez consensuelle : pluviométrie minimale requise de 700 mm/an avec une croissance jugée excellente à partir de 1 000 mm, dont au moins 250 mm en été (juin, juillet et août). L'essence est résistante aux sécheresses « moyennes » mais sensible



D. François, ONF

Gros Douglas dans une doline sur substrat calcaire à Villers Saint Martin (25)

aux sécheresses exceptionnelles et/ou récurrentes (Angelier *et al.* 2007, Sergent 2011 : sensibilité au déficit hydrique cumulé sur 2 années successives); elle présente une forte sensibilité aux sécheresses hivernales/printanières, surtout au stade juvénile avec le risque de rougissement physiologique; elle résiste bien au froid hivernal mais elle est sensible aux gelées précoces et tardives qui peuvent engendrer une fourchaison pénalisant la qualité du bois.

Ses exigences pédologiques sont en revanche plus controversées. Son optimum est unanimement reconnu sur sols profonds, frais et filtrants, l'essence ne tolérant pas l'engorgement, et la plupart des auteurs l'excluent sur sols superficiels (< 40 cm), en particulier lorsque le substrat est calcaire. Le Guide des Sylvicultures de la douglasaie Française (Angelier *et al.* 2007), manuel de référence de la gestion sylvicole du Douglas en forêt publique est extrêmement restrictif : la clé de détermination des stations favorables au Douglas, par ailleurs incomplète, l'exclut systé-

matiquement des substrats calcaires dès lors que la profondeur de sol prospectable (non carbonatée et non hydromorphe) est inférieure à 40 cm et le déconseille sur ces mêmes substrats même lorsque la profondeur est supérieure à 40 cm, tant que la pluviométrie n'atteint pas au moins 1 000 mm/an et 400 mm sur juin, juillet et août.

Pourtant, d'autres auteurs lui reconnaissent certaines potentialités sur calcaire, y compris sur sols assez superficiels, à condition qu'ils ne soient pas carbonatés et que le substrat soit fissuré, autorisant une prospection racinaire à plus grande profondeur (Oswald et Pardé 1984; Rameau *et al.* 1985; De Champs 1997; Milard 2002, Carnot-Milard 2005, Mouchet *et al.* 2004, Deconninck 1987).

Les plateaux calcaires de Champagne-Ardenne, Lorraine, Bourgogne et Franche-Comté, désormais réunis au sein de la sylvoécocorégion n° C20 de l'IFN, Plateaux calcaires du Nord-Est de la France, reçoivent des précipitations annuelles de 700 à 1 000 mm (IGN 2014), assez bien réparties sur l'année. La forêt y est très majoritairement feuillue, plus encore que la moyenne nationale (71 % de la surface), les résineux ne représentant que 12 % en surface mais tout de même 20 % de la production en volume (IGN 2014); les surfaces en Douglas, notamment, y sont très réduites, tout particulièrement en forêt publique.

Alors que les conditions climatiques de cet ensemble écologique semblent compatibles avec les exigences du Douglas, les documents de cadrage de l'aménagement des forêts publiques (DRA et SRA) de ces régions l'excluent de la plupart des groupes stationnels. Les DRA/SRA de Champagne-Ardenne, l'excluent totalement des « Plateaux calcaires champardennais, crêtes et 1^{ère} dépression pré-ardennaises » (y compris sur limons). Les DRA/SRA de Bourgogne l'excluent des « Plateaux

calcaires bourguignons » et, sur les « Côte et Arrière Côte », seules les stations sur limons et sols profonds sont jugées favorables. Les DRA/SRA de Franche Comté, en hêtraie sapinière, le proscrivent sur sol calcaire superficiel, mais l'acceptent sur sols profonds à altitude supérieure à 900 m.

Pourtant, des introductions anciennes dont un certain nombre sont aujourd'hui des réussites manifestes, remettent en cause le systématisme de ces restrictions concernant les substrats calcaires. Deux études récentes à caractère plutôt exploratoire, conduites respectivement par l'ONF Ain-Loire-Rhône (Privat 2012) et par le CRPF de Bourgogne (Greusard 2012) confortent cette réserve. Simultanément, d'autres études, consécutives aux épisodes de sécheresse et canicule de 2003, ont explicitement montré la sensibilité du Douglas au déficit hydrique estival (Sergent 2011), et la nécessité d'anticiper les zones de vulnérabilité. Une analyse rigoureuse de ces peuplements s'imposait pour dégager des éléments d'appréciation objectifs.

Étude des Douglasaies de plateau calcaire - Matériel et méthodes

Plan d'échantillonnage

Pour une bonne cohérence des données, le champ des investigations a été volontairement restreint à des peuplements de plus d'un hectare au stade des éclaircies, ayant au moins 20 ans de plantation et traités en futaie régulière afin d'approcher au mieux la fertilité par le couple hauteur-âge du peuplement.

En Franche-Comté, où la ressource était assez mal connue, un recensement exhaustif des peuplements de Douglas en Forêt Publique a permis de cibler préalablement les peuplements installés sur substrat calcaire, qui se révèlent principalement situés en Haute-Saône et dans le Doubs.

En Bourgogne et Champagne-Ardenne où l'essence est plus répandue, une sélection de peuplements était indispensable avant d'engager la phase de terrain de collecte de données. L'objectif était d'explorer au maximum la variabilité des conditions climatiques, selon un gradient SO-NE de précipitations et de températures, et celle des conditions stationnelles avec des sols variés, des plus superficiels aux plus profonds. Le travail préalable a consisté à extraire de la base ONF RecPrev (base de données des coupes prévues par les aménagements forestiers) une liste des peuplements de Douglas au stade des éclaircies en forêt publique, que nous avons croisée avec la couche des sylvoécotones de l'inventaire forestier national (SER) pour la réduire aux seuls peuplements sur plateaux calcaires (SER = C20).

Pour connaître la variabilité des stations, nous avons recherché dans les aménagements des forêts concernées le type de station correspondant à chacun des peuplements, puis nous avons le cas échéant opéré une transposition en « équivalent stationnel » sur une typologie de référence pour travailler sur des indications homogènes. Les plateaux calcaires de Champagne-Ardenne étant fortement représentés dans notre sélection de peuplements, nous avons retenu comme référence le Guide pour l'identification des

stations et le choix des essences sur les plateaux calcaires de Champagne-Ardenne, du Nord et de l'Est de la Bourgogne (Milard 2002). Nous avons alors entrepris une dernière sélection visant à retenir *a minima* une quinzaine de peuplements sur les stations les plus répandues (unités stationnelles ou US n° 1, 2, 3, 4, 5 et 10) et, si possible, une dizaine pour les stations plus marginales (US n° 7 et 9), tout en explorant au maximum les gradients géographiques, susceptibles d'exprimer l'amplitude de la variabilité climatique. Les stations sous représentées en fond de vallon (US n° 11 à 13) ou non rencontrées car très marginales (US n° 6 et 8) ne seront pas discutées dans cette étude.

Protocole et données recueillies

Dans chaque peuplement, un échantillonnage systématique a été réalisé pour appréhender les variations pédologiques, dendrométriques et sanitaires avec, dans la mesure du possible, 10 points de sondage (placettes) par unité de description, c'est-à-dire par zone *a priori* homogène au sein du peuplement; un peuplement initial peut ainsi correspondre à 1 ou 2 voire 3 unités de description. Chaque point de sondage a fait l'objet d'une évaluation sanitaire (voir encadré et figure 1) et dendrométrique, avec le plus gros Douglas sur un rayon de 8 mètres pour estimer la hauteur dominante (Ho) et le diamètre dominant (Do) et un tour d'horizon relascopique

au facteur 1 pour évaluer le capital du peuplement. La station est appréhendée à travers l'humus, le pH mesuré au pHmètre colorimètre de terrain, la texture par horizon, la profondeur des limites texturales des horizons, la profondeur d'apparition des éléments grossiers, la profondeur de blocage à la tarière pédologique, la profondeur d'effervescence à HCl (présence de calcaire actif dans la terre fine = sol carbonaté) et l'identification de l'unité stationnelle d'après la topographie et la description du sol (sans relevé floristique).

Faute de pouvoir creuser une fosse pédologique en chaque point de description, la profondeur de sol est estimée par sondage à la tarière. Cependant la tarière pédologique est vite bloquée en cas de charge en cailloux (15 à 20 % suffisent) et le sondage ne rend donc pas compte de la profondeur réelle de sol, encore moins de la profondeur maximale de prospection racinaire en cas de roche mère fissurée. Pour limiter cet inconvénient, un minimum de 3 tentatives de sondage à quelques mètres de distance a été systématisé chaque fois que la tarière bloquait à moins de 40 cm, en retenant *in fine* la plus profonde. Avec cette précaution de méthode, la « profondeur prospectable à la tarière » semble pouvoir constituer une approche raisonnable du volume de sol réellement prospectable par les racines.

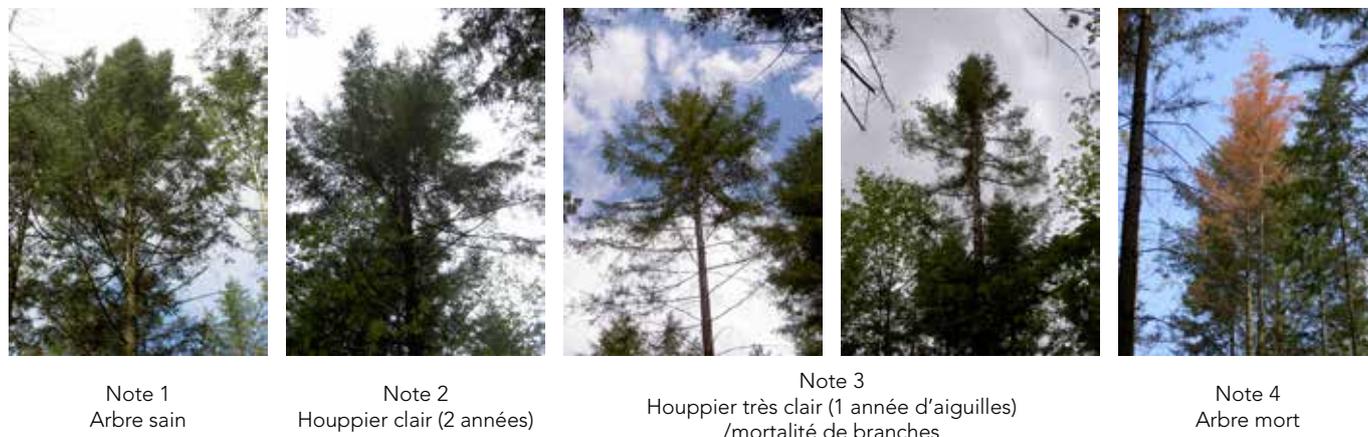


Fig. 1 : notation de l'état sanitaire des Douglas

Les données « placettes », réunies dans une base unique, ont ensuite été compilées à l'échelle de « peuplements élémentaires » rassemblant les placettes d'une même unité de description jugées suffisamment homogènes sur le plan stationnel. Puis la base de données a été complétée avec : les coordonnées géographiques moyennes de ces peuplements élémentaires pour permettre le rapatriement de données modélisées, notamment climatiques (moyennes climatiques trentennaires selon le modèle Aurelhy

pour la période 1981-2010); l'année de plantation; le bilan hydrique climatique calculé avec la formule de Turc pour différentes périodes de l'année; le pH et le rapport C/N bio-indiqués d'après le modèle LERFOB, à partir des coordonnées géographiques des peuplements, et non pas à partir de relevés floristiques réels. Faute de pouvoir calculer des réserves utiles (RU) à partir des données recueillies, le bilan hydrique intégrant à la fois climat ET sol n'a pas été évalué, seule la variable P-ETP a été calculée.

In fine, 192 peuplements élémentaires dont 133 en Champagne-Ardenne (110 en Haute Marne), 25 en Bourgogne et 34 en Franche Comté ont été décrits et rassemblés dans une base commune pour analyse statistique (figure 2).

Méthode d'analyse

Deux variables de réponse (ou variables de jugement) semblaient essentielles à l'interprétation des données : la hauteur dominante à 50 ans (Ho50), indice de fertilité calculé d'après le modèle de croissance en hauteur d'Angelier (2006), et la note d'état sanitaire (san). Cette note (voir encadré) peut théoriquement prendre 16 valeurs, entre 11 et 44, mais dans les faits aucune note supérieure à 34 n'a été relevée. Par ailleurs les effectifs très faibles dans les classes 13 et 14 d'une part, et 31 et 33 d'autre part (1 seul peuplement pour chacune), ont conduit à des regroupements qui définissent finalement une variable sanitaire synthétique (san3) à 8 modalités hiérarchisées par état de plus en plus dégradé : 11, 14 (regroupement 12, 13, 14), 21, 22, 23, 24, 312 (regroupement 31 et 32) et 334 (regroupement 33 et 34).

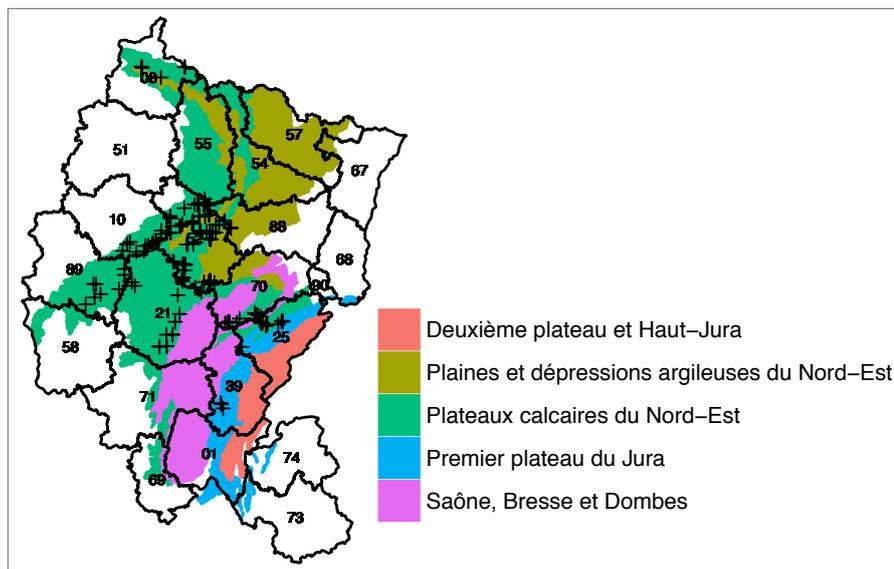


Fig. 2 : répartition des 192 peuplements élémentaires de Douglas selon les sylvoécorigions

Description sanitaire des douglasaies de l'étude

La description sanitaire consiste en une appréciation visuelle rendant compte de la « vitalité » des houppiers (nombre d'années d'aiguilles/coloration anormale/mortalité de rameaux), inspirée de Sergent (2011).

Elle est d'abord appliquée à l'échelle individuelle sur tous les arbres dominants et codominants sur 15 m de rayon autour du centre de la placette, selon une notation à 4 niveaux (figure 1) :

1. Arbre sain, houppier vert et dense (3 années d'aiguilles visibles)
2. Arbre à houppier clair (seulement 2 années d'aiguilles visibles et/ou coloration anormale)
3. Arbre à houppier très clair (1 seule année d'aiguilles et/ou mortalité de branches)
4. Arbre mort

Elle est ensuite traduite en une note à l'échelle de la placette, codée sur 2 caractères : le 1^{er} chiffre est le code de la classe d'état sanitaire la plus représentée; le second celui de la classe d'état sanitaire observée la plus dégradée. Exemple : l'observation de 9 arbres sur une placette donne la répartition suivante : 6 en état sanitaire 2; 2 en état sanitaire 1; 1 en état sanitaire 3, la note retenue pour la placette est 23.

La note sanitaire de la placette a donc théoriquement 16 valeurs possibles : 11, 12, 13, 14, 21, 22, 23, 24, 31, 32, 33, 34, 41, 42, 43, 44.

En vis-à-vis, nous avons beaucoup de variables explicatives quantitatives ou qualitatives, potentiellement corrélées entre elles pour certaines, dont il fallait déterminer les plus influentes en les hiérarchisant, avec probablement des effets non linéaires et notamment des effets de seuil. Avec 192 peuplements élémentaires, indépendants les uns des autres, l'effectif de notre échantillon était suffisant pour une analyse de type Forêts Aléatoires (librairie Random Forest du logiciel R), qui convient tout particulièrement pour ce genre de situation. Elle permet d'estimer un modèle avec un pourcentage de variation expliquée et de définir l'« importance relative » de chaque variable explicative.

Résultats et discussions

Variable « état sanitaire »

L'état sanitaire des peuplements ne s'avère inquiétant (notes 23, 24) ou critique (notes 312, 334) que dans 20 % des cas, alors qu'à l'inverse 60 % des peuplements visités sont jugés dans un état sanitaire favorable (notes 14, 21) voire excellent (note 11) (figure 3). L'analyse ajuste un modèle permettant d'expliquer 59 % de la variabilité observée. Les facteurs prépondérants, par ordre décroissant d'importance, sont la texture de l'horizon A, l'âge, la profondeur de blocage, la présence de calcaire actif dans le profil, la température du mois le plus froid, le pH et l'ETP_{Turc} sur l'année.

La texture de l'horizon A ressort comme facteur explicatif prépondérant de l'état sanitaire (figure 4). Les horizons à dominante limoneuse (L et LA) sont favorables à un état sanitaire satisfaisant (un seul cas de note supérieure à 23, correspondant à un sol carbonaté). À l'inverse, lorsque la texture de surface est à dominante argileuse, les états sanitaires satisfaisants (11 à 21) sont bien moins fréquents.

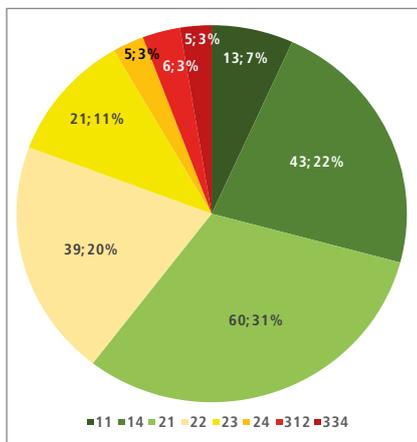


Fig. 3 : distribution (effectif, %) des peuplements étudiés selon leur état sanitaire, représenté par la variable synthétique « san3 »

La profondeur prospectable à la tarière permet de distinguer 2 « seuils » intéressants. Lorsqu'elle est supérieure à 35 cm, plus de 80 % des peuplements sont dans un état sanitaire satisfaisant (note $san \leq 21$).

Les 5 peuplements (6 %) en état sanitaire dégradé ($san \geq 23$) sont associés à des conditions très particulières : un sol à pH 7,5 carbonaté dès 10 cm, trois sols à argile lourde dès la surface et de forte épaisseur et un sol limono-sablo-argileux de 75 cm à pH 4,5, sur marne et hydromorphe dès 45 cm. À l'opposé, lorsque la profondeur prospectable à la tarière est inférieure à 25 cm, plus de 50 % des peuplements sont dans un état sanitaire dégradé (note $san \geq 23$) et moins de 25 % sont dans un état satisfaisant ($san3 < 22$).

Même si les sols carbonatés sont faiblement représentés dans notre échantillon, la présence de calcaire actif à moins de 25 cm de profondeur avec effervescence à HCl est très clairement critique pour le Douglas. De même, un pH supérieur à 5,5 semble critique pour l'état sanitaire des peuplements, à une seule exception près (figure 5).

En ce qui concerne l'effet de la température du mois le plus froid et de l'ETP_{Turc} annuelle, dernières variables identifiées statistiquement comme facteurs explicatifs importants de l'état sanitaire, nous n'y discernons pas de logique biologique. Aucune autre variable climatique ne ressort comme facteur explicatif majeur ; peut-être est-ce le signe que, dans le contexte étudié (plateaux calcaires de Bourgogne, Champagne-Ardenne et Franche Comté), le climat seul n'est pas actuellement contraignant vis-à-vis de l'état de santé des peuplements de Douglas. Bien que le gradient climatique échantillonné soit relativement étendu (810 à 1532 mm de précipitations annuelles), il n'est pas suffisamment tranché, faute notamment de cas de précipitations inférieures à 800 mm, pour détecter

des seuils critiques du climat sur le comportement du Douglas. On peut y voir une double explication : la vigilance des forestiers, qui ont évité les plantations de Douglas dans des conditions de déficit hydrique fort, mais aussi la récolte prématurée des peuplements en situation sanitaire critique et qui sont actuellement disparus.

Variable « Ho50 » : hauteur dominante à 50 ans

À l'usage, certains peuplements décrits se sont révélés plus mélangés que prévu, la part des autres essences dans l'étage principal atteignant parfois plus de la moitié du capital en surface terrière. Pour rester dans le domaine de validité de la loi de Eichhorn¹ et pour identifier les facteurs explicatifs principaux de cette variable Ho50, nous avons volontairement restreint le jeu de données aux peuplements élémentaires dans lesquels le Douglas représente au moins 60 % du capital en surface terrière, soit 162 peuplements retenus sur les 192 décrits.

L'analyse ajuste un modèle permettant d'expliquer 49 % de la variabilité observée. Les facteurs prépondérants identifiés sont, par ordre décroissant d'importance : la profondeur de blocage à la tarière, l'âge, le nombre de jours de gel cumulé sur l'année, les précipitations cumulées sur les mois d'avril à septembre, la température moyenne de l'année, les précipitations cumulées sur l'année, et l'ETP_{Turc} sur les mois d'avril à septembre.

La profondeur prospectable à la tarière apparaît donc comme le premier facteur explicatif de l'indice de fertilité. Elle varie sur l'ensemble de l'échantillon de 15 cm à près d'1 m, mais 70 % des peuplements décrits se situent dans la gamme 20 – 45 cm. Sur les 162 peuplements conservés pour cette analyse, la très grande majorité (87 %) se situe en classe de fertilité 2 (Ho50 compris entre 29,50 et 36,50 m) et 19 atteignent même la fertilité 1 ; deux seulement

¹ Loi de Eichhorn : Hypothèse assez bien vérifiée selon laquelle, l'estimation de la production totale d'un peuplement régulier, d'une essence et dans une région données, est fonction de sa hauteur moyenne. En pratique, la hauteur dominante s'est substituée à la hauteur moyenne. Cette production est indépendante des éclaircies. (d'après le « Vocabulaire forestier » édité par l'IDF en 2011)

se classent en fertilité 3 (Ho50 < 26 m). Ce résultat remet sérieusement en cause le caractère soi-disant « hors station » du Douglas dans le contexte de l'étude ; sur le plan de la productivité en tout cas, l'essence y semble au contraire susceptible d'une performance très honorable au regard de celle constatée dans son aire « traditionnelle ». Il existe par ailleurs un effet positif significatif de la profondeur prospectable à la tarière : entre 25/30 cm et 80 cm, l'indice de fertilité moyen augmente de façon quasi-linéaire passant de 32 à 37 m, soit un gain de fertilité (Ho50) de l'ordre de 1 m par 10 cm de profondeur prospectable supplémentaire (avec cependant une forte dispersion des valeurs autour de la moyenne).

La profondeur prospectable à la tarière est donc déjà un critère fort de prédiction de la productivité du Douglas dans ce contexte : si 30 cm garantissent en moyenne l'atteinte de 32 m à 50 ans, 10 cm de plus permettent d'espérer 33 m.

L'analyse met aussi en évidence un effet significatif des variables liées au bilan hydrique (pluviométrie, ETP) et, parmi plusieurs périodes étudiées, c'est la période d'avril à septembre et

secondairement l'année entière qui apparaissent les plus explicatives, probablement en raison d'une période de végétation « active » très étendue chez le Douglas. On constate globalement un effet positif du niveau de précipitations sur l'indice de fertilité avec, respectivement pour chaque variable, un seuil au-dessus duquel l'indice de fertilité est en moyenne supérieur à 33 m : seuil d'environ 480 mm pour la période avril à septembre et d'environ 950 mm sur l'année. En-deçà de ces seuils, l'indice de fertilité reste modeste (< 33 m à 50 ans), sans forcément remettre en cause les potentialités du Douglas.

À partir de ces valeurs seuils, les effets sont un peu différents selon la variable considérée. Pour la période d'avril à septembre, un surcroît de précipitations de 50 mm au-delà de 480 mm a un effet très net sur l'indice de fertilité, avec un gain de hauteur dominante de l'ordre de 3 m. Passé 530/550 mm, cependant, un surcroît de pluviométrie ne semble pas s'accompagner d'un gain de fertilité (ce facteur n'est plus limitant). Pour le cumul annuel des précipitations, si l'on peut espérer en moyenne 33 m à 50 ans à partir de 950 mm/an, il semble nécessaire de dépasser

1 050 mm/an pour obtenir un gain de fertilité supplémentaire, qui augmente avec la pluviométrie mais plafonne à nouveau (≈ 35 m) vers 1 100 - 1 150 mm/an (facteur non limitant).

Bien que ressortant comme significatif dans l'analyse, les facteurs $ETP_{T_{urc}}$ température moyenne annuelle et nombre de jours de gel cumulés sur l'année sur la période avril à septembre sont plus difficiles à interpréter et ne montrent pas de cohérence logique par rapport à la hauteur dominante.

L'effet synthétique des unités stationnelles sur l'état sanitaire et l'indice de fertilité

De façon à rendre ces résultats les plus « opérationnels » possible, nous avons complété cette analyse par une analyse spécifique de l'effet du facteur synthétique « unité stationnelle » tant sur l'état sanitaire des peuplements que sur la fertilité. Trois groupes sont distingués avec un groupe « plateau » comprenant les US 1, 2, 3, 4 et 5 (notées P1 à P5), un groupe « versant » comprenant les US 7, 9 et 10 (notées V7, V9 et V10) et un groupe « fond de vallon et bas de pente » comprenant les US 11, 12 et 13 (notées F11 à F13).

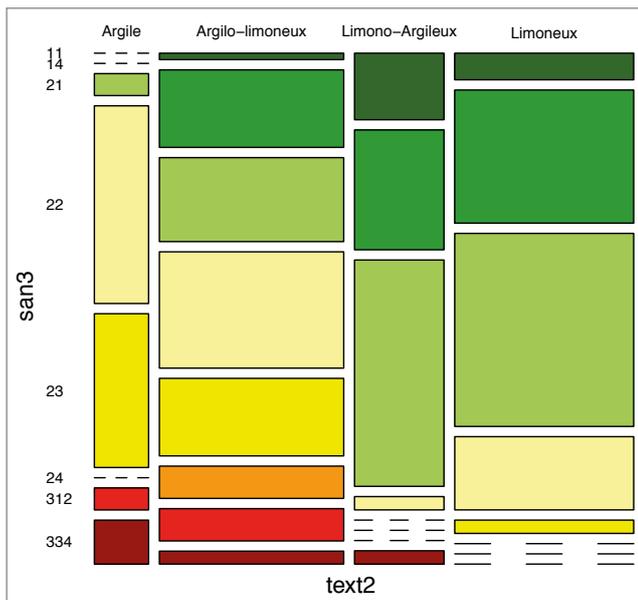


Fig. 4 : fréquence des peuplements par état sanitaire (san3) et texture de l'horizon A (text2)

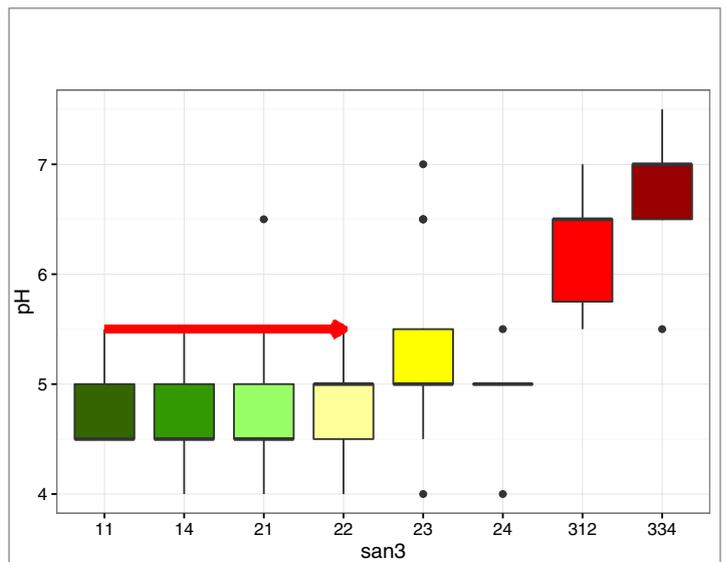


Fig. 5 : distribution des valeurs de pH par état sanitaire (san3)

La flèche marque le seuil critique de pH au-delà duquel l'état sanitaire du Douglas est problématique

Les résultats de cette étude ne permettent pas de conclure sur les potentialités du Douglas sur types stationnels P1, V9, V7, F11, F12 et F13, qui sont sous-représentés. Pour les unités stationnelles sur plateau, ils révèlent un gradient d'état sanitaire montrant l'effet de la profondeur du sol sur l'état sanitaire des peuplements de Douglas : plus la profondeur est importante (P1 → P5) meilleur est l'état sanitaire (figure 6). On constate aussi un mauvais état sanitaire dans les unités stationnelles P1 à sol superficiel malgré le faible nombre d'observations.

Cet effet est également visible sur la hauteur dominante (figure 7). Pour les situations de plateau, il existe un effet graduel de la profondeur du sol des unités stationnelles P1 à P5 sur la hauteur dominante et donc sur la fertilité. Une analyse spécifique (analyse de variance) sur la fertilité (Ho50) montre d'ailleurs un classement hautement significatif entre les unités stationnelles : en tête du classement, l'US P5 a par exemple une bien meilleure fertilité que P2 et P1 (en fin de classement).

Étude du Douglas sur calcaire à l'échelle nationale (données IGN)

Afin de mieux appréhender et tenter de conforter ces résultats à l'échelle nationale nous avons entrepris le même type d'analyse sur les données IGN pour le Douglas sachant que l'état sanitaire n'est pas disponible.

Les données IGN utilisables pour cette analyse sont celles des années 2005 à 2015 de l'Inventaire forestier national. Cependant, comme l'âge n'est disponible que qualitativement pour les années 2005-2007, seules ont été utilisées les données en libre accès de 2008-2015. Nous les avons filtrées successivement selon nos critères d'intérêt : tiges de diamètre $\geq 17,5$ cm ; placettes comprenant du Douglas ; placettes avec au moins 60 % de Douglas en surface terrière ; placettes Douglas sur « type de roche » calcaire.

Au total 1256 placettes ont au moins un Douglas et 829 placettes ont au moins 60 % de leur surface terrière en Douglas. En éliminant les quelques placettes sans mesure d'âge ou de hauteur, ce sont au final 818 placettes qui ont été sélectionnées dont 43 seulement sont situées sur « roche »

calcaire (figure 8). En complément, les données climatiques « Aurelhy » de 1981 à 2010 ont été agrégées aux données placettes par les coordonnées approximatives du nœud de la placette.

Globalement, les peuplements de Douglas évalués à l'échelle nationale sont rarement situés dans des conditions de pluviométrie drastiques puisqu'ils reçoivent très majoritairement plus de 700 mm d'eau, seuil en dessous duquel le Douglas n'est pas conseillé. Les précipitations annuelles ne semblent pas plus déficitaires dans notre zone d'étude que dans d'autres régions (cas du Nord-Ouest de la France par exemple). Par contre les sols calcaires où le Douglas a été planté sont fortement représentés dans la zone d'étude Bourgogne et Champagne (figure 8).

Pour représenter au mieux la fertilité, nous avons sélectionné l'arbre le plus grand de chaque placette ainsi que son âge à 1,30 m. De là nous avons évalué l'âge depuis la graine, nécessaire pour utiliser les courbes de fertilité du Douglas (Angelier 2006 ; figure 9), et calculé d'après ces courbes une « hauteur à 50 ans » (htot50) que nous utilisons comme variable de jugement pour l'analyse.

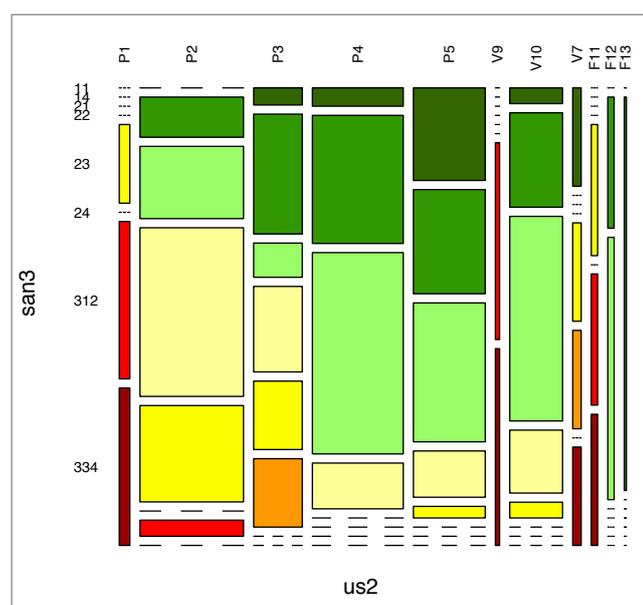


Fig. 6 : unités stationnelles (us2) et état sanitaire (san3)

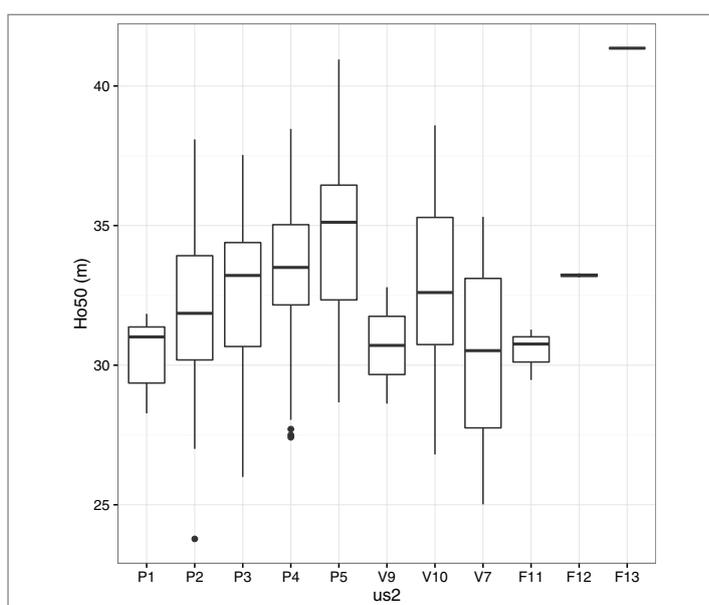


Fig. 7 : distribution de la hauteur dominante (Ho50) par unité stationnelle (us2)

À l'échelle nationale, cette variable « htot50 » ne montre pas de gradient géographique fort : aucune région où le Douglas a été introduit, ne présente de déficit fort de fertilité et notre zone de prospection sur calcaire fait apparaître des fertilités comparables aux grandes régions de prédilections du Douglas (Limousin et Morvan). Les résultats de l'analyse donnent un faible pourcentage d'explication de la variable : 19 % seulement. Les 7 meilleures variables explicatives sont, par ordre décroissant d'importance, le nombre de jour de pluie, la surface terrière en Douglas, la température maximale moyenne annuelle, la température moyenne annuelle, les précipitations cumulées de juin à août, les précipitations annuelles cumulées, et les précipitations cumulées d'avril à septembre. Le type de roche « calcaire » n'a pas d'effet sur la fertilité.

Si on se limite aux placettes sur calcaire, l'analyse donne un faible niveau d'explication (11 %) mais on y retrouve au premier rang l'effet des précipitations annuelles cumulées d'avril à septembre et le nombre de jours de gel. Cependant le faible nombre de points (43) ne permet pas des investigations plus détaillées.

Perspectives sur les potentialités du Douglas sur substrat calcaire

Cette étude des potentialités du Douglas sur les sols calcaires aura permis de mieux cerner les aptitudes stationnelles de cette essence. Le premier enseignement à en tirer est un élément déjà bien connu : le Douglas n'est pas à conseiller sur les sols argileux dès la surface ; il préfère les sols limoneux ou limono-argileux sans engorgement. Les sols calcaires dont la profondeur prospectable à la tarière dépasse 35 cm sont susceptibles de garantir un bon état sanitaire des peuplements de Douglas ; mais si cette profondeur est inférieure à 25 cm, l'introduction du Douglas est fortement déconseillée. À partir de 25 cm, la profondeur prospectable a sur la fertilité un effet positif qu'on peut quantifier par un gain de 1 mètre en hauteur dominante pour 10 cm de profondeur prospectable supplémentaire. Cependant l'effervescence à HCl dans les 25 premiers centimètres du sol est nettement défavorable au Douglas ; c'est ici que se révèle son caractère calcifuge. Un pH de 5,5 semble être un seuil critique au-delà duquel l'état sanitaire du Douglas est compromis et au-dessous duquel le Douglas peut être envisagé comme essence d'avenir.

Dans la limite des conditions étudiées ici, les facteurs climatiques ne sont pas des critères influençant fortement l'état sanitaire des Douglas. Mais les variables de bilan hydrique comme les précipitations pendant la période de végétation et les précipitations annuelles ont un effet compensateur des effets des variables pédologiques, puisqu'elles ont une incidence positive sur la fertilité. Pour les précipitations d'avril à septembre, on constate à 480 mm un seuil au-delà duquel l'indice de fertilité est supérieur à 33 m ; pour les précipitations annuelles, il faut dépasser un seuil à 950 mm pour atteindre le même niveau de fertilité et un second seuil à 1 150 mm pour augmenter sensiblement les performances du Douglas.

L'ensemble de ces résultats permet d'élaborer une nouvelle clé de détermination des stations forestières spécifique au Douglas dans le cadre de stations calcaires (figure 10), en complément de la clé du guide de sylviculture en vigueur. L'utilisation de cette clé est évidemment subordonnée à la mise en œuvre d'un diagnostic stationnel préalable à toute plantation afin d'identifier les facteurs limitants ou compensateurs

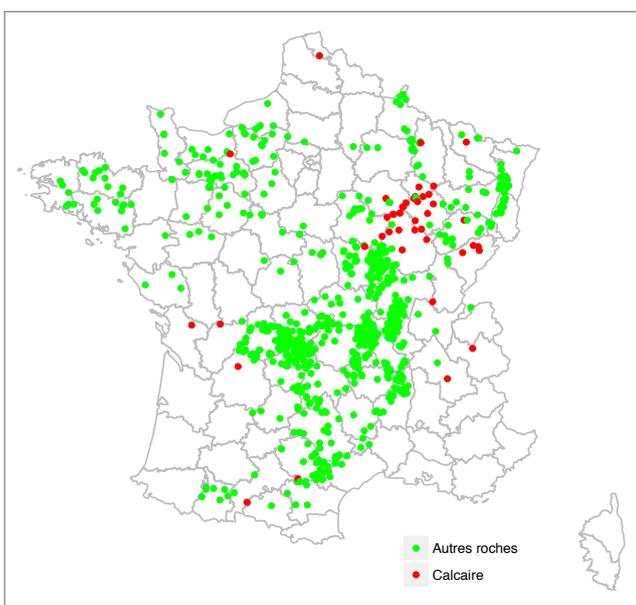


Fig. 8 : distribution des points IGN par type de roche (calcaire ou non)

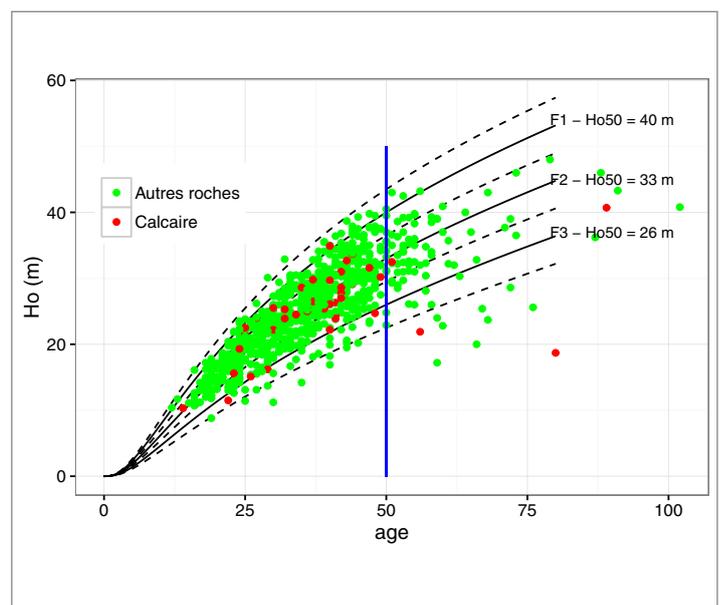


Fig. 9 : fertilité des peuplements de Douglas (données IGN) sur type de roche calcaire ou non calcaire

(profondeur de sol, pH, texture, pente, exposition...) et les unités stationnelles rencontrées.

Cette clé exclut d'emblée les sols carbonatés (effervescence à HCl dans les 25 premiers centimètres de profondeur), les sols avec un pH supérieur à 5,5, les sols hydromorphes à engorgement temporaire ou permanent, les sols à texture argileuse dès la surface et les stations avec des précipitations annuelles cumulées inférieures à 700 mm : dans toutes ces situations, le Douglas est à proscrire.

La clé proposée est valable pour le Quart Nord-Est de la France dans les conditions minimales de l'étude présentée ici et notamment des précipitations cumulées d'avril à septembre supérieures à 400 mm et des précipitations annuelles supérieures à 810 mm. Elle ne prend pas en compte les incertitudes liées aux éventuelles conséquences du changement climatique annoncé.

Conclusion

Cette étude avait pour ambition de mieux identifier les facteurs principaux de la fertilité et de l'état sanitaire des peuplements de Douglas dans le contexte des plateaux calcaires du Nord et de l'Est de la France.

Malgré quelques faiblesses méthodologiques (protocole de caractérisation de l'état sanitaire, description de sols à partir de sondage à la tarière pédologique et non pas de fosses, identification des unités stationnelles essentiellement à partir des descriptions pédologiques sans la flore, etc.), elle aura fondamentalement permis de mettre en lumière les facteurs majeurs des potentialités du Douglas, et les seuils critiques de ces facteurs dans ces contextes pédo-climatiques. Au plan opérationnel, elle aura permis de compléter pour les Plateaux calcaires du Nord-Est la clé de détermination des stations aptes à porter des peuplements de Douglas, et d'éclairer sur ce point les

choix des propriétaires, des gestionnaires forestiers et des rédacteurs d'aménagements concernés.

Il reste que ce travail ne prend pas en compte les évolutions climatiques à venir et en particulier leurs conséquences sur les stations, notamment la fréquence des sécheresses et l'élévation des températures. Pour tenir compte de l'augmentation de la demande en eau des peuplements en cas d'élévation des températures durant le 21^e siècle, il conviendrait d'ajuster les paramètres de précipitations de la clé (précipitations annuelles ou durant la saison de végétation) en augmentant leurs valeurs de 30 à 50 mm par degré de température afin de compenser les déficits hydriques potentiels.

Toutefois, les potentialités du Douglas dans son aire d'origine, aux climats extrêmement variés, sont impressionnantes et des recherches, auxquelles le département RDI de l'ONF participe

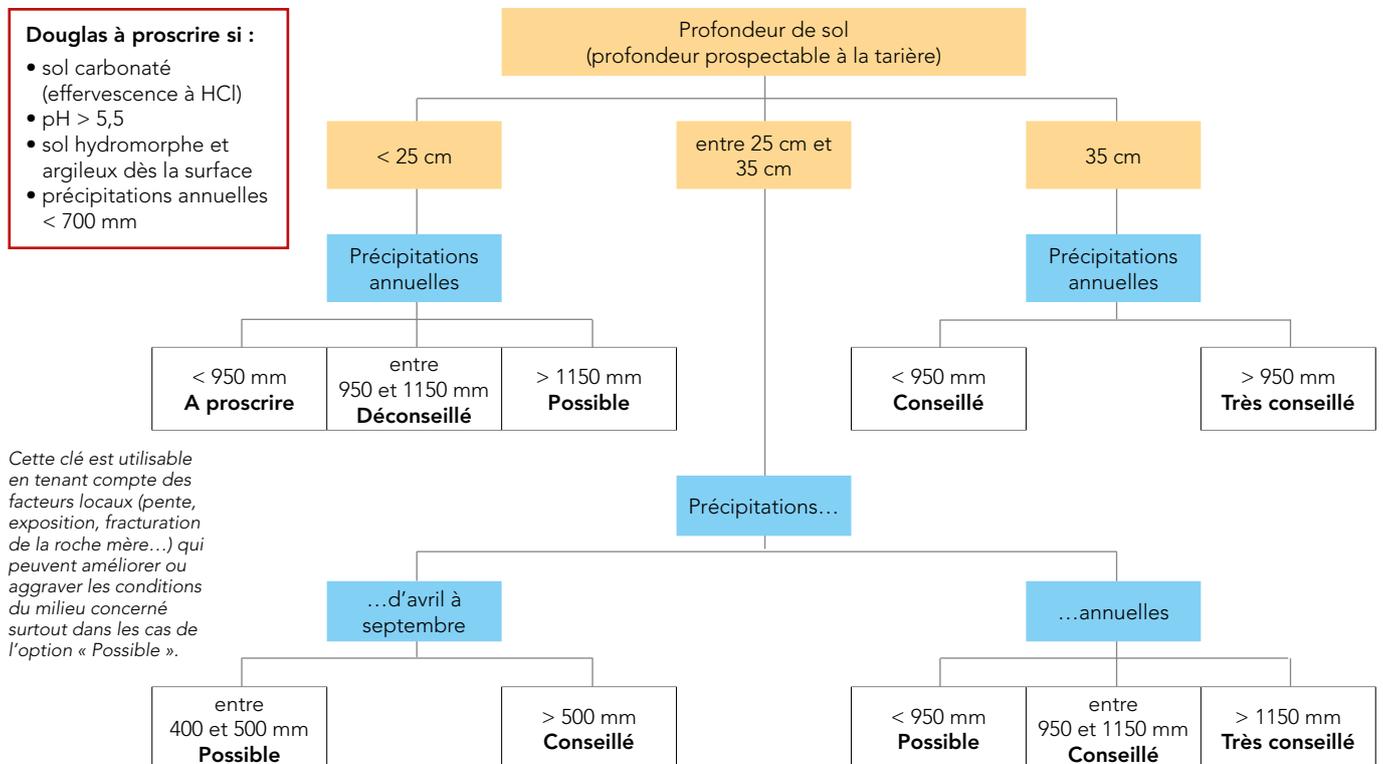


Fig. 10 : Proposition pour une clé de détermination des stations favorables au Douglas sur sols calcaires Clé valable pour le Quart Nord-Est de la France dans les conditions minimales de l'étude avec des précipitations cumulées d'avril à septembre supérieures à 400 mm et des précipitations annuelles supérieures à 810 mm

activement, sont en cours pour la sélection de nouvelles provenances plus résistantes aux aléas climatiques, en particulier la sécheresse. Tout cela incite à rester confiant quant aux potentialités du Douglas sur sol calcaire dans le Quart Nord Est de la France, au moins pour ce 21^e siècle.

Didier FRANÇOIS
Bruno CHOPARD
François CONRARD
Didier BIER
 ONF RDI, Pôle de Dole

Jean Pierre RENAUD
 ONF RDI, Pôle de Nancy

Remerciements

Les auteurs remercient tous les partenaires nous ayant permis de mener à bien cette étude :

- les personnels de l'ONF qui nous ont aidés dans la collecte des informations nécessaires à cette étude,
- Tanguy MONTIGNY, Salomé DAUTEUILLE et Manon DESALME stagiaires au pôle R&D de Dole respectivement en 2012/13, 2013 et 2014,
- Jean-Baptiste RICHARD et Sylvain GAUDIN (CRPF Champagne-Ardenne) pour avoir partagé les résultats de leurs propres travaux et nous avoir aidés à construire le protocole.

Bibliographie

Ce travail a fait l'objet d'un rapport :

Chopard B., François D., Conrard F., Bier Didier, Renaud Jean Pierre, 2016 Dole : Caractérisation dendrométrique et sanitaire des peuplements de Douglas en forêt publique sur les substrats calcaires du quart Nord-Est de la France. ONF Département Recherche Développement et Innovation, 43 p. <http://biblio.onf.fr/notice/65457.html>

Références citées :

Angelier A., 2007. Douglasaies françaises – Guide des sylvicultures. ONF. pp. 46-53

Carnot-Milard L., 2004. Les plateaux calcaires de l'Ouest de la Bourgogne. Guide pour l'identification des stations et le choix des essences. 126 p.

Chopard B., Deleuze C., François D., Collet R., Boudey A., Moureaux T., 2013. Comprendre l'évolution de la demande de bois résineux en France pour mieux l'intégrer dans la gestion forestière? Rendez-Vous Techniques, n° 39-40, pp. 7-30

De Champs J., 1997. Le Douglas. AFOCEL, 416 p.

Deconninck M.C., 1987. Catalogue simplifié des stations des plateaux calcaires bourguignons. CRPF Bourgogne, 76 p.

France Douglas 2012, Le Douglas, un choix naturel pour la construction, 15 p.

Gilbert J.M., 1995. Stations forestières et production du Douglas dans le Pays d'Othe. Revue Forestière Française vol. 47 n° 4, pp. 343-356

Greusard F., 2012. Le Douglas a-t-il sa place sur les plateaux calcaires de Bourgogne? Rapport de stage BTSa Gestion Forestière au sein du CRPF de Bourgogne.

IFN, 2011. Volume de bois sur pied dans les forêts françaises : 650 millions de mètres cubes supplémentaires en un quart de siècle. L'IF n° 27, 12 p.

Milard L., 2002. Les plateaux calcaires de Champagne-Ardenne, du Nord et de l'Est de la Bourgogne. Guide pour l'identification des stations et le choix des essences. CFPPA de Croigny, 116 p.

Mouchet F., Claessens H., Laroche J. 2013. Le Douglas sur calcaire : étude de ses potentialités forestières en Calestienne. Forêt Wallonne n° 64, pp. 27-32

Oswald H., Pardé J., 1984. Le Douglas en France, sylviculture et production. Revue Forestière Française n° 36, pp. 56-68

Privat A., 2012. Étude des sols des douglasaies sur substrat calcaire avec le concours de l'ONF et du DSF. Rapport de stage IUT au sein de l'Agence ONF interdépartementale Ain Loire Rhône.

Rameau J.C., Didier B., 1985. Typologie des stations forestières de Haute-Marne, Tome 1. Plateaux calcaires et vallée oxfordienne. Besançon : Université de Franche-Comté, 414 p.

Richard J.B., Gaudin S., 2015, Étude des potentialités du douglas sur les plateaux calcaires de Champagne-Ardenne. Rapport d'Etude du CNPF Champagne-Ardenne, 83 p.

Sergent A.S., 2011. Diversité de la réponse au déficit hydrique et vulnérabilité au dépérissement du Douglas. Thèse de biologie forestière à l'Université d'Orléans. 184 p.



B. Chopard, ONF

Peuplement de Douglas sur sol calcaire en Haute-Marne

Productivité des peuplements mélangés : quels effets des conditions environnementales dans les peuplements bi-spécifiques ?

L'équipe Irstea Ecosystèmes forestiers poursuit l'exploration de la productivité des peuplements mélangés à deux essences. Il ne s'agit plus seulement ici de savoir quel est l'effet de tel ou tel mélange sur la productivité par rapport aux peuplements « purs », mais si – et comment – les facteurs environnementaux (fertilité, déficit en eau...) modulent cet effet. Ce travail recourt à la modélisation pour « faire parler » les données disponibles, selon une approche adaptée. Au-delà des résultats propres à chaque assemblage étudié, il en ressort un contraste intéressant entre situations de plaine et de montagne, qui peut réconcilier les conclusions apparemment contradictoires d'études antérieures.

L'influence du mélange d'essences forestières sur leur productivité a été étudiée en forêt tempérée, méditerranéenne, boréale ou encore tropicale. Ces travaux indiquent que le mélange d'essences peut augmenter la productivité totale du peuplement ou des essences qui le composent, mais que l'effet du mélange d'essences peut également être nul ou négatif dans certains cas. Des résultats opposés peuvent même exister entre différentes études pour un même mélange d'essences. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces apparentes contradictions : il peut exister des variations de l'effet du mélange avec le stade de développement des essences, avec la densité du peuplement ou bien avec les conditions environnementales.

Dans le cadre d'un travail de thèse cofinancée par l'Office National des Forêts (Toïgo, 2015), nous avons étudié la manière dont les conditions environnementales modifient l'effet du mélange d'essences sur la productivité des peuplements forestiers

à deux essences. En particulier, nous nous sommes intéressés à la fertilité du site, qui renseigne sur la qualité de la station en matière de productivité, et à l'effet du déficit en eau du sol.

Premièrement grâce à la grande diversité des données de l'inventaire forestier de l'IGN, nous avons étudié l'influence de la fertilité du site pour répondre à la question suivante : l'effet du mélange est-il favorable sur les stations productives (fertiles) ou bien plutôt sur les stations peu productives ? Afin d'obtenir des résultats les plus généraux possibles, nous avons appréhendé cette question pour plusieurs couples d'essences bien représentés en France. Deuxièmement, nous avons étudié les variations au cours du temps – c'est-à-dire avec les variations annuelles du climat – de l'effet du mélange pour répondre à la question suivante : l'effet du mélange est-il favorable plutôt en cas d'année déficitaire en eau ou bien plutôt en cas d'année non limitante en eau ? Ce deuxième aspect a été étudié pour le couple chêne sessile – pin

sylvestre, emblématique de la forêt d'Orléans. Les résultats de ces deux parties de la thèse de Maude Toïgo sont présentés dans cet article.

Influence de la fertilité du site sur l'effet du mélange

Principe de la méthode

Dans cette première étude, nous avons utilisé les données de l'inventaire forestier de l'IGN en peuplements réguliers pour caractériser l'effet du mélange selon une méthodologie déjà exposée dans le numéro 47 des *RenDez-Vous techniques* (Vallet et al., 2015). Le principe général est le suivant. Dans un premier temps, on développe un modèle de croissance en surface terrière pour une essence sur les placettes de peuplement pur. Ce modèle doit intégrer autant que possible les facteurs influençant la croissance du peuplement, à savoir les conditions climatiques et édaphiques, le stade de développement, et la densité du peuplement. Dans un deuxième temps, pour un ensemble de placettes de peuplements mélangés,

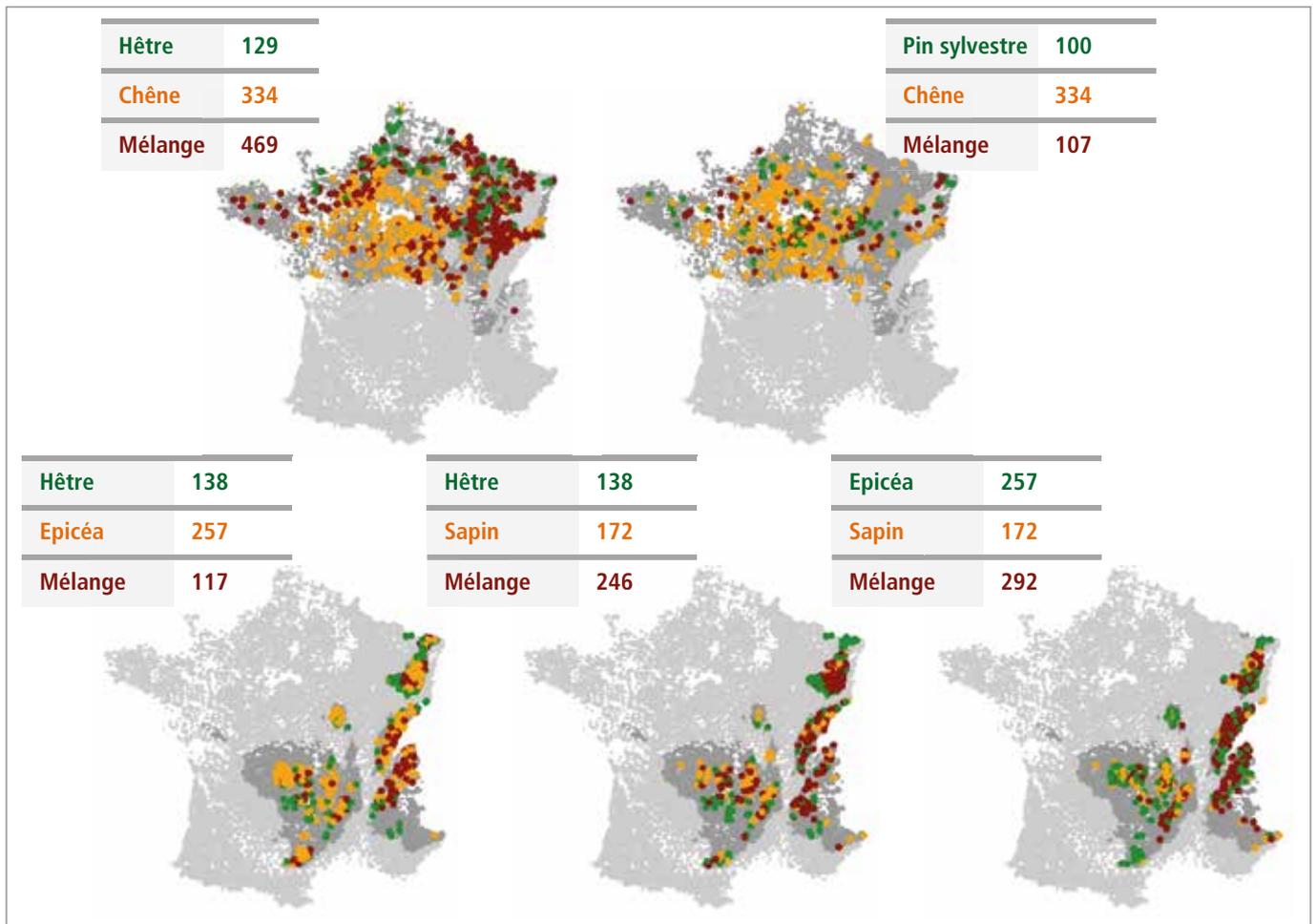


Fig. 1 : nombre et répartition des placettes de l'inventaire forestier utilisées

on applique le modèle développé précédemment, en tenant compte du taux de mélange. Le modèle donne alors une estimation de la productivité attendue pour cette essence sans prendre en compte l'effet de l'essence associée. La différence entre cette productivité estimée et la productivité observée de l'essence en peuplement mélangé correspond à l'effet du mélange sur la productivité. Pour faciliter la comparaison des effets du mélange dans diverses situations, on estime l'effet relatif du mélange, en pourcentage d'augmentation ou de diminution de la productivité du mélange par rapport au peuplement pur.

Pour étudier comment la fertilité du site peut influencer l'effet du mélange sur la productivité des essences, nous avons sélectionné cinq couples

d'essences très représentés en France, dans des conditions climatiques et édaphiques variées : deux couples de plaine, chêne sessile – pin sylvestre et chêne sessile – hêtre, et trois couples de montagne, sapin – épicéa, sapin – hêtre et hêtre – épicéa. L'ensemble de la sélection représente une base de données de 2361 placettes (figure 1).

Pour chacune des placettes en peuplement mélangé, nous avons calculé un indice de fertilité du site pour les essences considérées, basé sur les variables climatiques et édaphiques. Le détail des variables et de leur calibration est décrit dans l'article de Toïgo *et al.* (2015a). Nous avons alors pu étudier les éventuelles corrélations entre la fertilité du site et l'effet du mélange sur la croissance des essences sur cinq ans en surface terrière.

Résultats

Nos résultats se déclinent sous trois formes. D'une part, nous avons étudié l'effet du mélange sur la productivité totale du peuplement, constitué de la somme des productivités des deux essences. D'autre part, nous avons considéré séparément les productivités de chacune des deux espèces composant le peuplement. Cette décomposition de l'effet du mélange au niveau espèce permet d'identifier différentes configurations. Par exemple, un effet positif à l'échelle de la placette peut être le fait d'une seule des deux essences, ou un effet nul du mélange au niveau peuplement peut être la résultante de deux effets opposés pour chacune des deux essences. Enfin, dans un troisième temps, nous avons décrit comment l'effet du mélange sur la productivité des essences varie

avec la fertilité du site pour chacune des essences dans chacun des cinq couples étudiés.

La figure 2 indique l'effet du mélange sur la productivité totale du peuplement et sur la productivité de chaque essence. Au niveau placette, deux couples sont significativement plus productifs en mélange qu'en peuplements purs : les couples hêtre-épicéa et hêtre-sapin. Les trois autres couples ne sont significativement ni plus productifs, ni moins productifs que les peuplements purs. Lorsqu'on décompose ces effets au niveau de l'espèce, le constat est le suivant : pour les deux premiers couples (hêtre-épicéa et hêtre-sapin), l'effet à l'échelle de la placette n'est dû qu'à une seule des deux espèces, le hêtre, qui bénéficie largement du mélange (de l'ordre de +40 % de productivité en surface terrière). Pour les couples sapin-épicéa et chêne-pin sylvestre, il y a un effet du mélange pour l'une des espèces du couple seulement, respectivement le sapin et le chêne, et il est positif. Mais il est trop faible pour obtenir un effet significativement positif à l'échelle de la placette. Enfin, pour le dernier couple, nous observons un effet positif pour le hêtre et négatif pour le chêne, de magnitude similaire, entraînant un effet nul à l'échelle de la placette.

Enfin, lorsqu'on analyse l'influence de la fertilité du site sur l'effet du mélange, nous obtenons les résultats de la figure 3. Sur les dix cas d'espèce étudiée en mélange, six présentent une influence significative de la fertilité sur l'effet du mélange, et ce sont les cas de montagne. Pour ces six cas, l'effet est dans le même sens : moins la station est productive, plus le mélange est favorable à la productivité. Dans quatre de ces cas, l'effet du mélange passe même de positif à négatif lorsque la productivité du site augmente. Il s'agit de l'épicéa ou du sapin en mélange avec le hêtre, ou bien de l'épicéa ou du sapin lorsqu'ils sont en mélange ensemble. Ce constat pourrait réconcilier des effets contradictoires de différentes études.

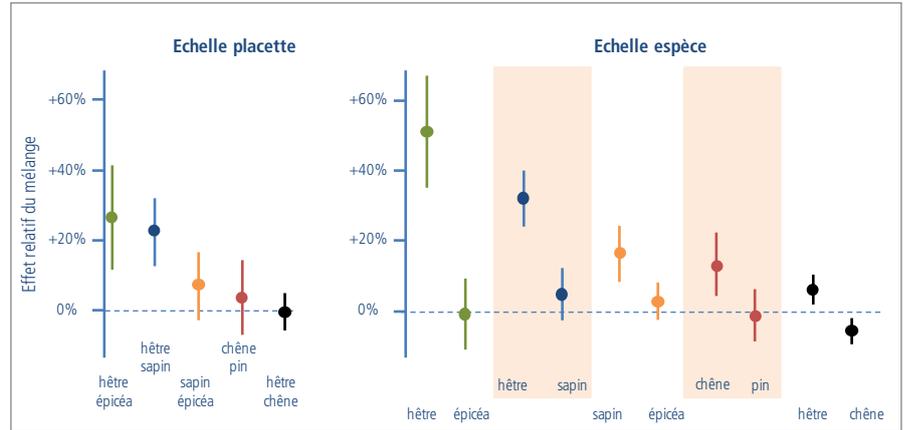


Fig. 2 : effet moyen du mélange à l'échelle de la placette (à gauche) et à l'échelle de l'espèce (à droite) pour un taux de mélange de 50% de chacune des espèces

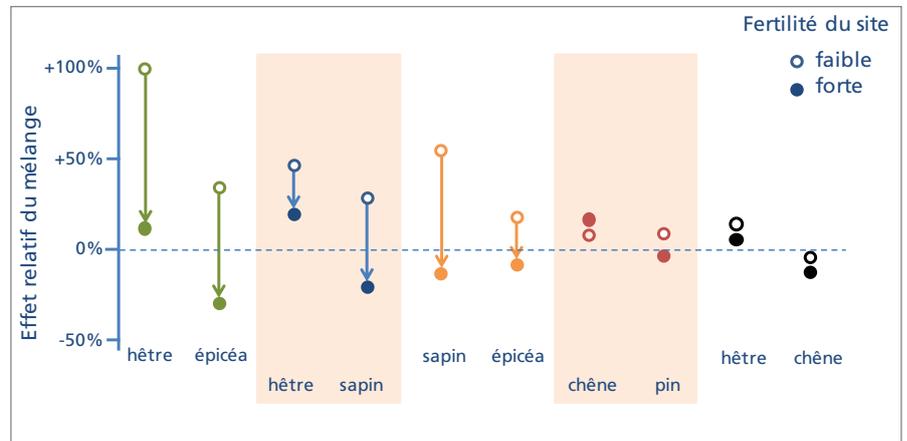


Fig. 3 : influence de la fertilité du site sur l'effet du mélange, pour un taux de mélange de 50% de chacune des espèces

Les sites les moins productifs sont matérialisés par des points ouverts, les plus productifs par des points fermés. Les flèches représentent le changement de l'effet du mélange lorsqu'on passe des sites les moins productifs aux plus productifs. L'absence de flèche indique un effet non significatif

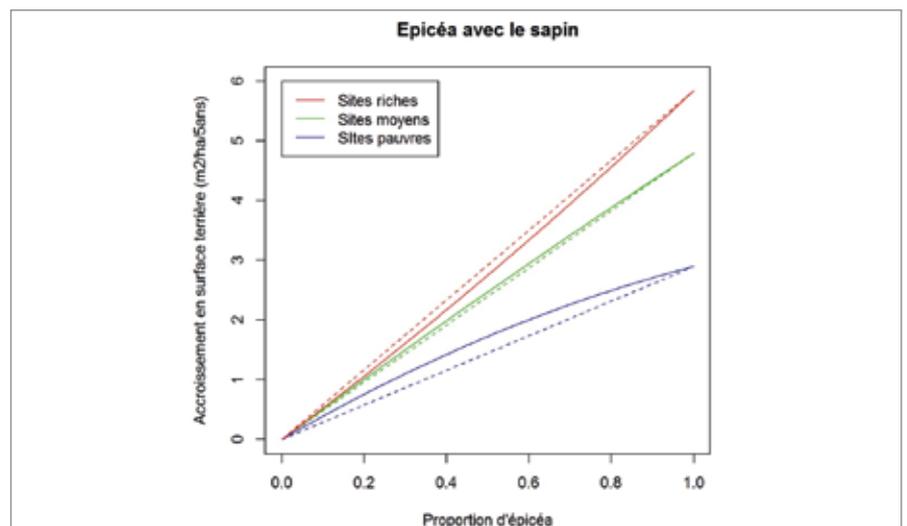


Fig. 4 : accroissement en surface terrière de l'épicéa, en fonction de sa proportion en mélange avec le sapin

Les droites pointillées indiquent la productivité attendue en peuplement pur, les courbes en traits pleins indiquent la productivité en mélange.

Une autre manière de représenter cet effet est donnée dans la figure 4. Dans cette figure, consacrée à l'exemple de l'épicéa en mélange avec le sapin, on observe que la productivité de l'épicéa en mélange avec le sapin sur les sites pauvres (en bleu) est supérieure à celle attendue en peuplement pur, alors que sa productivité sur les sites riches (en rouge), est inférieure à celle attendue en peuplement pur. Bien entendu, en valeur absolue la productivité d'une essence sur un site pauvre reste inférieure à celle sur site riche. La diminution de l'effet du mélange avec la fertilité de la station signifie que l'effet de la fertilité du site sur la productivité des essences est amoindri en peuplement mélangé par rapport au peuplement pur.

Influence du déficit en eau sur l'effet du mélange – Le cas du mélange chêne-pin

La largeur et la densité du cerne sont deux indicateurs de la productivité de l'arbre. Cette deuxième étude a consisté d'abord à caractériser (modéliser) la relation entre la largeur ou la densité moyenne des cerne et le déficit en eau du sol chez le chêne sessile et le pin sylvestre. Ensuite il s'agissait de déterminer si l'effet du déficit en eau du sol est plus ou moins fort en mélange chêne-pin par rapport aux peuplements purs. Cette étude a été réalisée avec une méthodologie très différente de la précédente, puisqu'elle repose sur des données rétrospectives obtenues par carottages d'arbres en forêt domaniale d'Orléans.

Échantillonnage en forêt d'Orléans

Nous avons sélectionné 24 placettes de 15 mètres de rayon en forêt domaniale d'Orléans : 8 en peuplements purs de chênes sessiles, 8 en peuplements purs de pins sylvestre, et 8 en peuplements mélangés. Ces placettes ont été sélectionnées pour avoir des caractéristiques semblables en matière d'âge, de densité, et de propriétés du sol (voir Toïgo et al. (2015 b) pour plus de détails). Dans ces placettes, 3 arbres ont été sélectionnés aléatoirement dans la strate dominante pour chaque essence, ce qui donne un échantillon de 96 arbres (tableau 1). Une carotte a été prélevée à 1,30 m sur chacun de ces arbres et analysée aux rayons X afin de mesurer la largeur et la densité des cerne (figure 5).

Analyse de l'effet du déficit en eau et du mélange d'essences sur les cerne

Pour pouvoir étudier l'effet des fluctuations interannuelles du déficit en eau et celui du mélange d'essence sur la largeur et la densité des cerne nous avons pris en compte dans le modèle un certain nombre d'effets qui auraient pu biaiser nos résultats. Premièrement, le modèle développé prend en compte les variations à long terme de largeur et densité des cerne qui peuvent être liées à l'âge (en particulier pour le pin sylvestre) et/ou à des changements environnementaux. Deuxièmement nous avons pris en compte le fait que, pour chacune des essences, chaque arbre possède sa propre trajectoire de croissance à long terme et finalement nous avons intégré le fait que la croissance des arbres est plus semblable au sein d'une placette qu'entre les placettes. Le détail du modèle est disponible dans l'article de Toïgo et al. (2015 b).

Composition	Pur	Mélangé		Pur
Essence	<i>Q. petraea</i>	<i>Q. petraea</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. sylvestris</i>

Échantillonnage

Nombre de placettes	8	8		8
Nombre d'arbres	24	24	24	24

Caractéristiques de la placette

Surface terrière (m ² /ha)	22 (3)	30 (5)		31 (8)
Proportion de l'espèce	0.99 (0,01)	0.41 (0,08)	0.56 (0,08)	0.97 (0,02)
Âge des arbres	66 (11)	62 (13)	56 (10)	60 (8)
Hauteur des arbres	21 (3)	20 (1)	23 (2)	20 (2)

Tab. 1 : échantillonnage utilisé et caractéristiques moyennes des placettes (écart-types entre parenthèses)

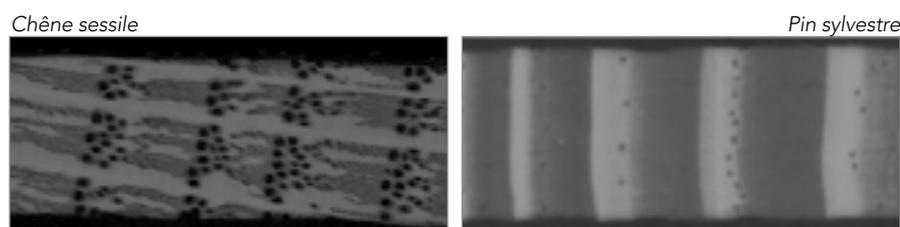


Fig. 5 : radiographies aux rayons X d'une carotte de chêne sessile et de pin sylvestre

Grâce aux données journalières du poste météorologique de Nogent-sur-Vernisson – situé en moyenne à 20 km de distance des placettes – et aux caractéristiques du sol, nous avons pu calculer le déficit en eau du sol pour chaque mois de la période 1970-2012.

Nous avons ensuite sélectionné, pour chacune des deux essences, la période pour laquelle le déficit en eau du sol est le plus limitant pour la largeur et la densité des cernes. Pour sélectionner sans *a priori* cette période, nous avons testé toutes les combinaisons possibles entre avril et septembre, pour des durées de déficit en eau allant de 2 à 6 mois, et sélectionné la variable climatique qui décrit le plus fidèlement les données grâce à un indicateur statistique, l'AIC (Akaike Information Criterion).

Notre objectif étant de déterminer si la relation entre le déficit en eau et la largeur ou la densité des cernes est modifiée en peuplement mélangé par rapport au peuplement pur, nous avons enfin intégré un terme d'interaction entre la variable représentant le déficit en eau et l'effet de la composition (peuplement pur ou mélangé).

Effet du déficit en eau et du mélange d'essence sur les cernes

Le processus de sélection de variables a permis de mettre en évidence que pour la largeur de cernes, la période où le déficit en eau est la plus influente s'étend de mai à juillet pour le chêne

sessile, alors qu'elle s'étend de mai à septembre pour le pin sylvestre (Toïgo *et al.*, 2015b). Ces résultats sont cohérents avec d'autres résultats obtenus pour ces essences et dans ce contexte stationnel, à savoir que le chêne est plutôt sensible aux sécheresses printanières, alors que le pin est sensible aux sécheresses estivales (Merlin *et al.*, 2015). En effet, pour le chêne, la majorité de l'accroissement est achevé en juillet alors que celui du pin peut se poursuivre tant que les conditions climatiques le permettent (Michelot *et al.*, 2012). En ce qui concerne la densité moyenne du cerne, à l'inverse, la période la plus influente est identique pour les deux essences : elle s'étend de juin à juillet (Toïgo *et al.*, 2015b). Mais dans le cas du pin sylvestre, à largeur de cerne constante, le déficit en eau diminue la densité, alors qu'elle l'augmente dans le cas du chêne sessile.

L'ajustement du modèle sur le jeu de données de notre échantillon permet enfin d'étudier un éventuel effet de la composition du peuplement (pure ou mélangée) sur la largeur et la densité des cernes. Il en ressort que pour la largeur de cerne, nous

n'avons dégagé ni d'effet simple de la composition, ni d'interaction de la composition avec la variable de déficit en eau. L'influence des sécheresses sur la largeur de cerne est donc la même dans les deux compositions (cf. figures 6). Pour la densité moyenne du cerne – à largeur de cerne constante – si nous n'avons pas non plus mis en évidence d'effet moyen significatif de la composition, nous avons en revanche trouvé une interaction entre la composition et la densité moyenne du cerne. Cela signifie donc qu'il n'y a pas d'effet moyen direct de la composition sur la densité moyenne du cerne, mais que l'effet du déficit en eau sur la densité est modifié par la composition. En l'occurrence, cet effet est dans le sens d'une aggravation de l'effet du déficit en eau : l'augmentation de la densité est plus forte en mélange qu'en pur pour le chêne sessile, et la diminution de la densité est plus forte en mélange qu'en pur pour le pin sylvestre (figure 7).

Les lignes pleines représentent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs estimées de la densité moyenne du cerne.

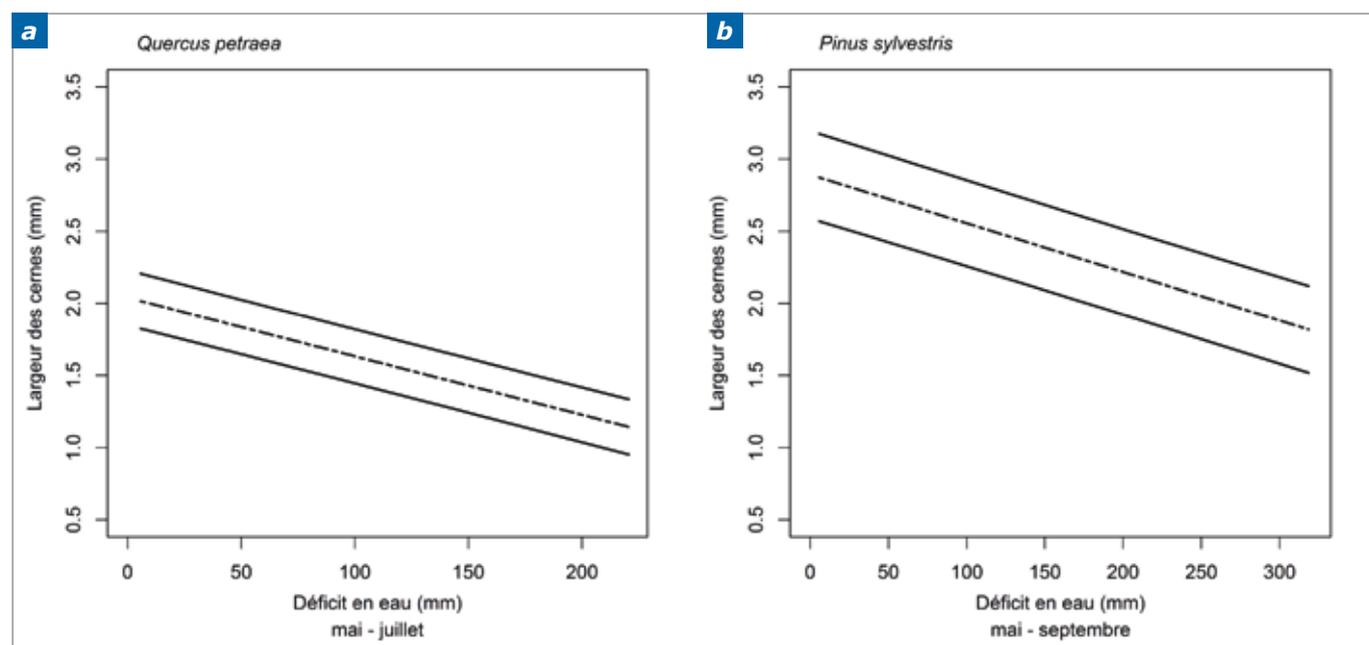


Fig. 6 : effet du déficit en eau sur la largeur des cernes, pour le chêne sessile (a) et le pin sylvestre (b)

Dans le cas du chêne sessile, le déficit en eau est calculé sur la période allant de mai à juillet, alors qu'il est calculé de mai à septembre pour le pin sylvestre. Les lignes pleines représentent l'intervalle de confiance à 95 % des valeurs estimées de la largeur de cerne.

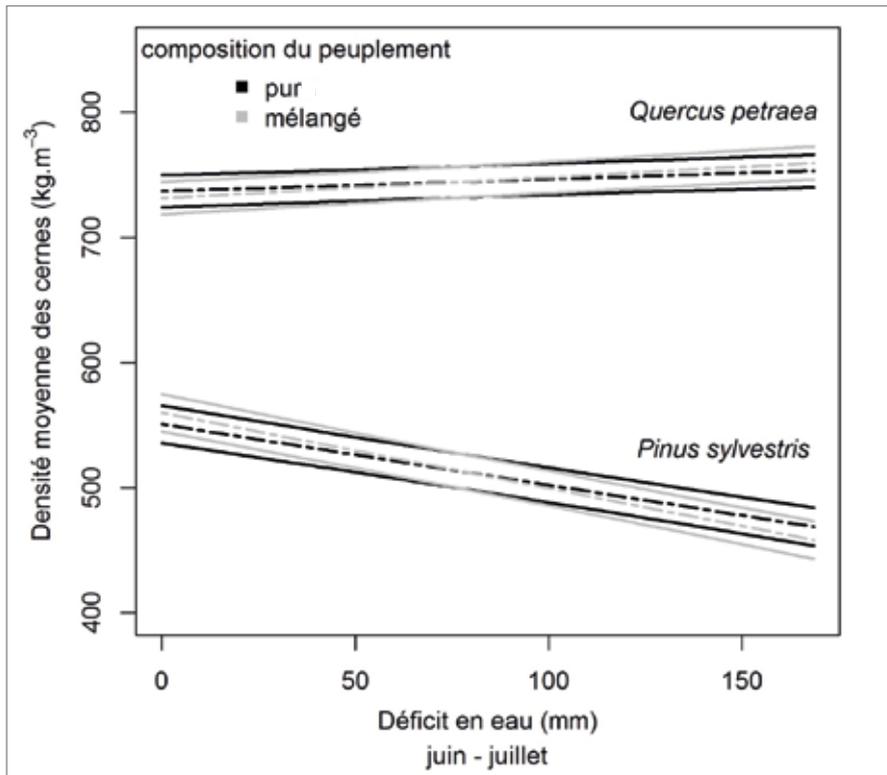
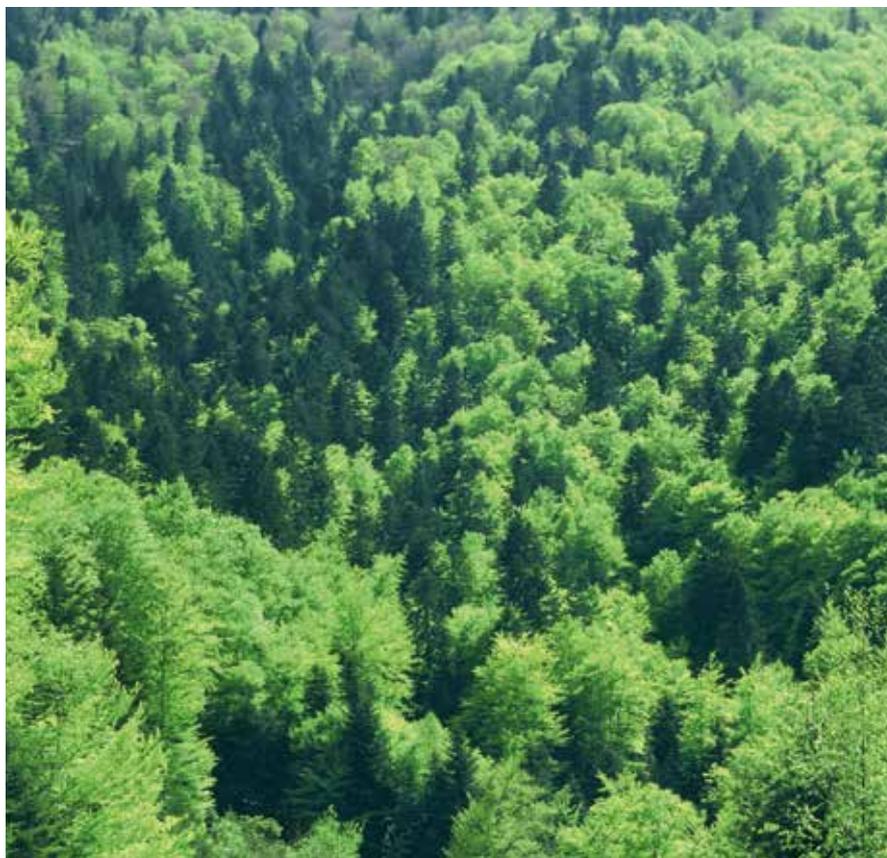


Fig. 7 : effet du déficit en eau de juin-juillet sur la densité moyenne du cerne pour le chêne sessile et le pin sylvestre en peuplements purs (courbes noires) et mélangés (courbes grises)



Forêt de montagne, hêtraie-sapinière

P. Cadiran, ONF

Bilan des résultats et interprétation

Au cours de ce travail nous avons utilisé les mélanges à deux essences pour analyser les variations de l'effet du mélange des essences sur leur productivité en fonction de la fertilité du site et du déficit en eau.

Dans l'étude conduite sur les données de l'inventaire forestier de l'IGN, l'effet du mélange sur la productivité des essences en mélange est systématiquement asymétrique. La plus grande productivité du hêtre avec le sapin ou l'épicéa par rapport au peuplement pur est le signe du relâchement d'une forte compétition intraspécifique, qui ne s'accompagne pas d'un changement de productivité pour le sapin et l'épicéa comme cela est observé pour le couple hêtre-chêne sessile. Pour ce couple de plaine, l'absence d'effet au niveau peuplement est due à un avantage compétitif du hêtre par rapport au chêne. Nos résultats illustrent également que l'assemblage d'espèces conditionne fortement l'effet du mélange : si l'effet du mélange est négatif sur le chêne en mélange avec le hêtre, le chêne bénéficie du mélange avec le pin sylvestre. Le pin sylvestre a un houppier plus clair que celui du chêne, avec la stratification aérienne souvent observée dans les peuplements mélangés chêne-pin cela pourrait conduire à une plus grande disponibilité en lumière pour le chêne en mélange par rapport au pur et expliquer sa plus grande productivité avec le pin. De plus l'effet du mélange sur le chêne sessile et le pin sylvestre ne varie pas avec la fertilité du site, c'est aussi le cas pour le couple chêne sessile - hêtre en plaine. Le constat est différent pour les couples sapin - épicéa, hêtre - épicéa et hêtre - sapin en montagne, où l'effet du mélange est positif (marginale-ment significatif pour l'épicéa en mélange avec le hêtre) et où cet effet est le plus fort lorsque les conditions de croissance sont les moins bonnes.

La nature des déterminants abiotiques qui caractérisent la fertilité du site (limitants pour la croissance) est différente entre espèces de plaine et de montagne (Toigo *et al.*, 2015). En plaine les essences sont plutôt limitées par des variables liées aux ressources (ex : évapotranspiration estivale, réserve utile du sol, rapport carbone sur azote, sauf pour le pin sylvestre) alors qu'en montagne, les espèces sont plutôt limitées par les températures ou des caractéristiques topographiques du sol. Ces résultats pourraient indiquer que, dans un contexte où les ressources sont des facteurs limitants prédominants, la compétition domine. Dans les contextes où les facteurs limitant la croissance ne sont pas liés aux ressources, par exemple le froid en montagne, alors les interactions positives sont les plus fréquentes.

Si les déterminants de la croissance des essences peuvent être différents d'une espèce à l'autre, le cas particulier de la disponibilité en eau illustre le fait que les essences peuvent avoir des sensibilités différentes à un même facteur au cours de l'année. Le chêne sessile est limité principalement par la sécheresse en début et milieu de période de végétation alors que le pin y est sensible jusqu'en fin de période. Des stratégies de constitution des réserves carbonées différentes peuvent entraîner de tels décalages temporels dans la réponse des essences. Le chêne, à partir du milieu de saison de végétation, tend à ralentir la croissance radiale au profit de la constitution de ses réserves carbonées alors que la croissance radiale du pin sylvestre reste inchangée (Michelot *et al.*, 2012). Un tel décalage intra-annuel n'est pas observé pour la densité du cerne des deux essences. C'est une autre composante du signal qui diffère, la magnitude de l'effet. L'effet de la sécheresse sur la densité du bois est plus fort chez le pin sylvestre que chez le chêne sessile. Cette différence de sensibilité est cohérente avec les stratégies des deux espèces face à la sécheresse. Si le chêne maintient

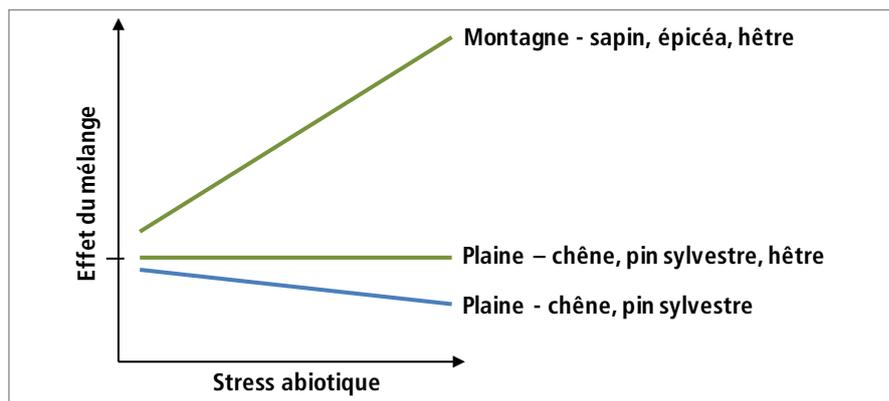
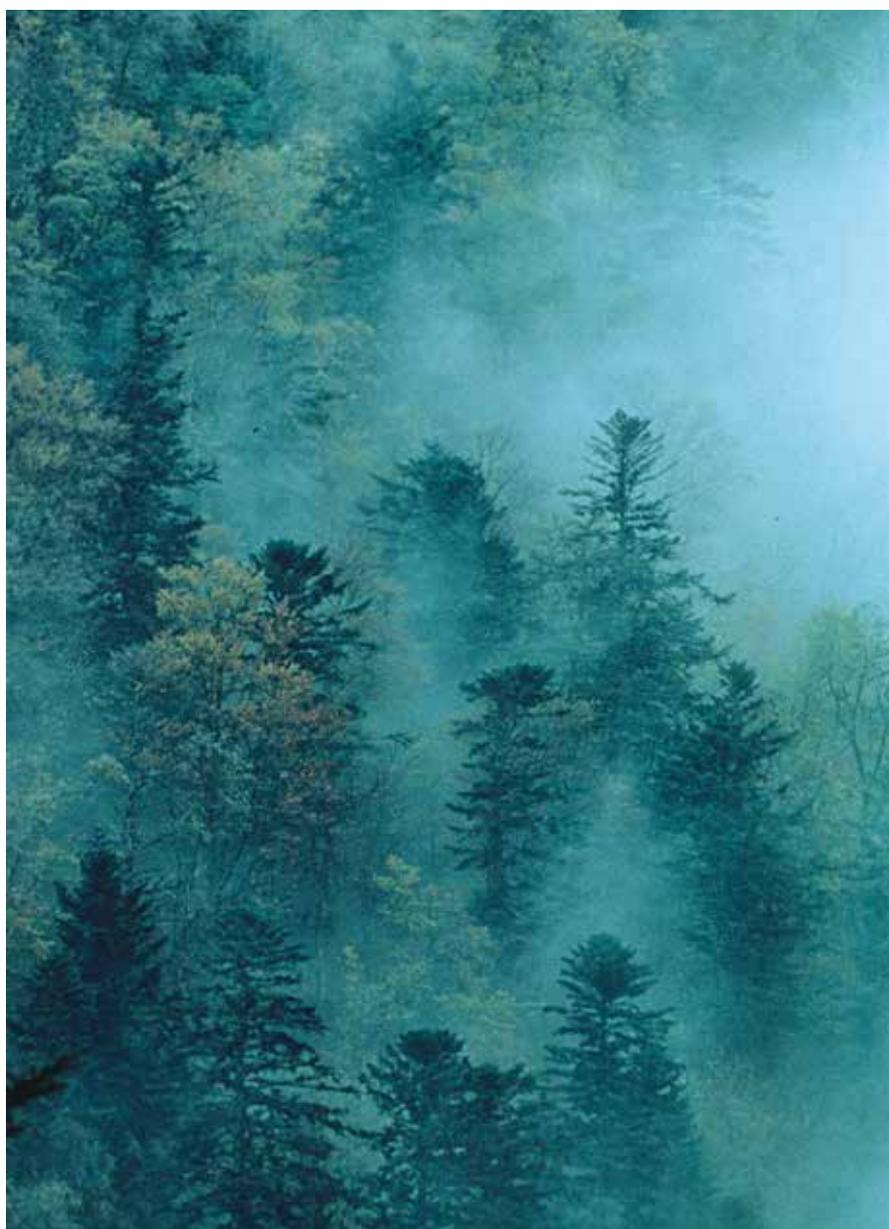


Fig. 8 : variation de l'effet du mélange sur la productivité en fonction du stress abiotique

Pour les courbes vertes (étude à partir des données IFN), une augmentation du stress correspond à une baisse de la productivité du site; pour la courbe bleue (étude à partir des carottages), l'augmentation du stress correspond à un déficit en eau supérieur.



Brume dans la sapinière

J. L. Klein, ONF

un niveau de transpiration qui lui permet l'acquisition de carbone durant les épisodes de sécheresse, le pin régule fortement la sienne, ce qui induirait une baisse de l'acquisition du carbone et par conséquent une moindre densité du cerne (Irvine *et al.*, 1998; Cruziat *et al.*, 2002).

Ces différences de stratégies d'utilisation des ressources ne semblent pas avoir d'influence sur l'effet du mélange puisque l'aggravation de l'effet de la sécheresse est du même ordre de grandeur chez les deux essences. L'aggravation des effets du déficit en eau pour le mélange, mise en évidence dans les peuplements chêne-pin, contraste avec ce qui a été trouvé en montagne avec d'autres essences. Ainsi, Lebourgeois *et al.* (2013) ont mis en évidence que le sapin, lorsqu'il est avec le hêtre ou l'épicéa, est moins sensible à la sécheresse. Outre le fait que les deux études ont été menées sur des essences différentes, les mélanges sapin-hêtre et sapin-épicéa se trouvent également dans des conditions plus humides que le couple chêne-pin en forêt d'Orléans. Les conditions les plus sèches rencontrées dans l'étude de Lebourgeois *et al.* (2013) (74 mm de pluie en moyenne en juillet) restent supérieures aux précipitations mensuelles observées en forêt d'Orléans, quel que soit le mois considéré (un maximum de 69 mm pour les moyennes d'octobre et novembre). Ceci indique que la diminution de sensibilité à la sécheresse en mélange a été trouvée dans des conditions globalement plus humides. Ainsi la différence de résultats, en apparence contradictoire, pourrait s'expliquer par le fait qu'elles considèrent deux parties différentes du gradient de disponibilité en eau. Le mélange d'essence pourrait avoir la propriété de réduire la sensibilité des essences au déficit hydrique uniquement dans des conditions intermédiaires de sécheresse. Cela reste une hypothèse, dans la mesure où ce ne sont pas les mêmes essences, et où le contexte biogéographique est différent.

Conclusions

Nous avons fait ressortir que chez les espèces en plaine, l'effet du mélange n'était pas ou peu dépendant des conditions environnementales (productivité du site et fluctuations climatiques). En revanche, chez les espèces en montagne, l'effet du mélange est dépendant des conditions abiotiques (figure 8). Ainsi l'effet du mélange est le plus fort sur les sites les moins favorables pour la croissance. Les indices de fertilité du site en plaine sont constitués de variables qui ont plutôt trait aux ressources contrairement à ceux que l'on trouve en montagne. Ces résultats pourraient indiquer que, dans un contexte où les facteurs de type ressources sont prédominants, la compétition domine. Dans les contextes où les facteurs limitant la croissance ne sont pas liés aux ressources, par exemple le froid en montagne, alors les interactions positives sont les plus fréquentes.

Maude TOÏGO

Thomas PÉROT

Irstea Nogent-sur-Vernisson
UR Ecosystèmes Forestiers

Benoit COURBAUD

Irstea Grenoble
UR Ecosystèmes Montagnards

Patrick VALLET

Irstea Nogent-sur-Vernisson
UR Ecosystèmes Forestiers

Références

Cruziat P., Cochard H., Ameglio T., 2002. Hydraulic architecture of trees: main concepts and results. *Annals of Forest Science* vol. 59, pp. 723-752

Irvine J., Perks M.P., Magnani F., Grace J., 1998. The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. *Tree Physiology* vol. 18, pp. 393-402

Lebourgeois F., Gomez N., Pinto P., Merian P., 2013. Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. *Forest Ecology and Management* vol. 303, pp. 61-71

Merlin M., Pérot T., Perret S., Korboulewsky N., Vallet P., 2015. Effects of stand composition and tree size on resistance and resilience to drought in sessile oak and Scots pine. *Forest Ecology and Management* vol. 339, pp. 22-33

Michelot A., Simard S., Rathgeber C., Dufrêne E., Damesin C., 2012. Comparing the intra-annual wood formation of three European species (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris*) as related to leaf phenology and non-structural carbohydrate dynamics. *Tree Physiology* vol. 32, pp. 1033-1045

Toïgo M., 2015. Productivité des forêts mélangées : Effet de la diversité des essences dans un contexte climatique et édaphique changeant. Université d'Orléans, 147 p.

Toïgo M., Vallet P., Pérot T., Bontemps J.-D., Piedallu C., Courbaud B., 2015a. Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. *Journal of Ecology* vol. 103, pp. 502-512

Toïgo M., Vallet P., Tuilleras V., Lebourgeois F., Rozenberg P., Perret S., Courbaud B., Perot T., 2015 b. Species mixture increases the effect of drought on tree ring density, but not on ring width, in *Quercus petraea*-*Pinus sylvestris* stands. *Forest Ecology and Management* vol. 345, pp. 73-82

Vallet P., Pérot T., Toïgo M., 2015. Quels dispositifs pour comparer la croissance des peuplements purs et mélangés ? Exemple du mélange sapin-épicéa avec les données de l'Inventaire forestier national. *Rendez-Vous Techniques - ONF n° 47*, pp. 54-59

Les intrigants Faux de Verzy

Le 13 septembre 2016, le Comité national d'Orientation Forêt d'Exception® a émis un avis favorable à l'attribution du label au site de la Montagne de Reims. Ce succès couronne cinq années d'efforts animées par l'ONF et le Parc naturel régional de la Montagne de Reims. Le dossier de candidature a suscité la rédaction d'une remarquable synthèse des informations disponibles sur le patrimoine forestier du massif, à commencer par les célèbres Faux de Verzy. Nous en avons extrait la matière de cet article, à peine retouchée sur la forme pour les besoins de la revue.

Au cœur du Parc naturel régional, le massif forestier de la Montagne de Reims englobe trois forêts domaniales, Hautvillers, le Chêne à la Vierge et Verzy, qui côtoient une multitude de forêts privées et communales. Entouré de coteaux viticoles, il forme une identité paysagère spécifique de la Champagne et du département de la Marne. Quoique d'altitude modeste, cette « montagne » doit son nom à la brutalité du changement de relief entre la plaine champenoise et la cuesta abrupte qui s'élève jusqu'au plateau, 200 mètres plus haut. C'est d'ailleurs en forêt de Verzy que se trouve le point culminant du département : le Mont Sinaiï (286 m), qui servit d'observatoire lors de la Première

Guerre mondiale pour surveiller les mouvements des troupes allemandes.

La forêt domaniale de Verzy est la plus fréquentée et la plus connue du massif de la Montagne de Reims. Les éco-compteurs mis en place par le Parc et relevés régulièrement par l'ONF indiquent une moyenne de 200 000 passages par an depuis 2012. La raison principale de cette fréquentation élevée est la présence des fameux hêtres tortillards de Verzy (*Fagus sylvatica* var. *tortuosa*), autrement appelés Faux (figure 1).

Dès le XVII^e siècle, ces arbres aux formes surprenantes, d'aucuns ont dit dérangementes, d'autres provocantes, ont stimulé la curiosité ou

l'imaginaire des hommes appelés à les rencontrer, à les observer, à les admirer ou à les redouter. Des commentaires, exposés, articles et ouvrages en nombre substantiel ont été consacrés à l'histoire de ces étranges formations végétales, à titre de légendes ou de tentatives d'explications diverses.

« Le vrai du Fau » [1]

Du visible...

Le hêtre, *Fagus sylvatica*, est un arbre de grande hauteur, au port droit. Mais dans la forêt de Verzy, au milieu de ces grands hêtres en poussent d'autres, de forme basse et trapue, dépassant rarement 5 mètres de hauteur et dont toutes les



Dumargne, ONF & PNR Montagne de Reims

Fig. 1 : deux spécimens de Faux, l'un au printemps (débourement), l'autre en été

parties (troncs, branches, rameaux et racines) poussent tordues, noueuses, renflées et parfois soudées les unes aux autres. Le mot « Fau », attesté comme le nom régional des hêtres tortillards de Verzy, vient d'ailleurs du nom latin du hêtre commun *Fagus*. Certains Faux sont estimés âgés de 300 ans.

Ces hêtres ont la particularité de présenter un développement du houppier très tortueux qui retombe en parapluie vers le sol en formant des dômes fermés (figure 2 [2]). La coupole de feuillage dense cache parfois, au printemps et en été, la structure torturée de la charpente en dessous, mais à l'automne et en hiver, la chute des feuilles révèle toutes les sinuosités de l'arbre [3].

Ces arbres tortueux aux branches enchevêtrées les unes avec les autres se caractérisent par leur croissance très lente [4]. Ils sont sujets au phénomène d'*anastomose*, c'est-à-dire la fusion des branches d'un ou deux individus au niveau de leurs entrelacements. On peut l'observer entre deux hêtres tortillards ou entre un hêtre tortillard et un hêtre commun. Lors de dialogue entre un chêne et un hêtre tortillard, des mariages insolites surviennent par adhérence sans anastomose ni fusion (figure 3).

Bien que des formes similaires aient été signalées en diverses régions de France (Argonne, Lorraine, Auvergne) ainsi que dans différents pays européens (Allemagne, Danemark ou encore Suède) [5], le site de Verzy apparaît comme la station la plus remarquable connue à ce jour, non seulement par l'importance du nombre de hêtres tortillards mais aussi par son ampleur. La population locale est estimée à plus de 800 Faux dont la plupart se concentre sur une soixantaine d'hectares [6], par rapport à une population totale estimée à 1550 individus au niveau européen [5]. La forêt de Verzy compte également des chênes et des châtaigniers « faux ».

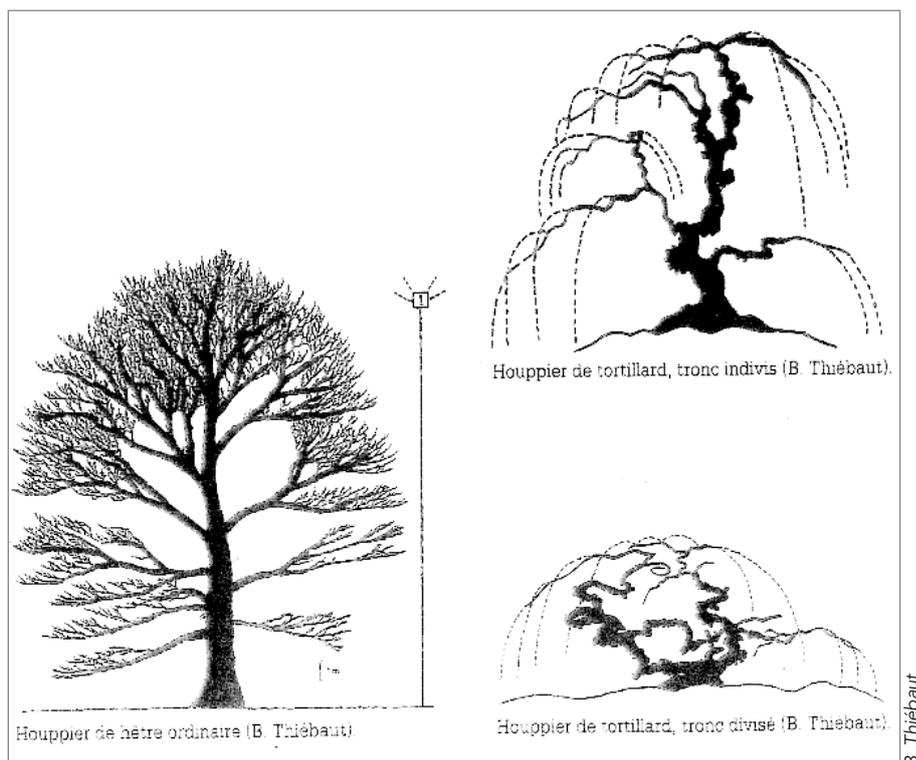


Fig. 2 : morphologies du hêtre commun et du hêtre tortillard [2]

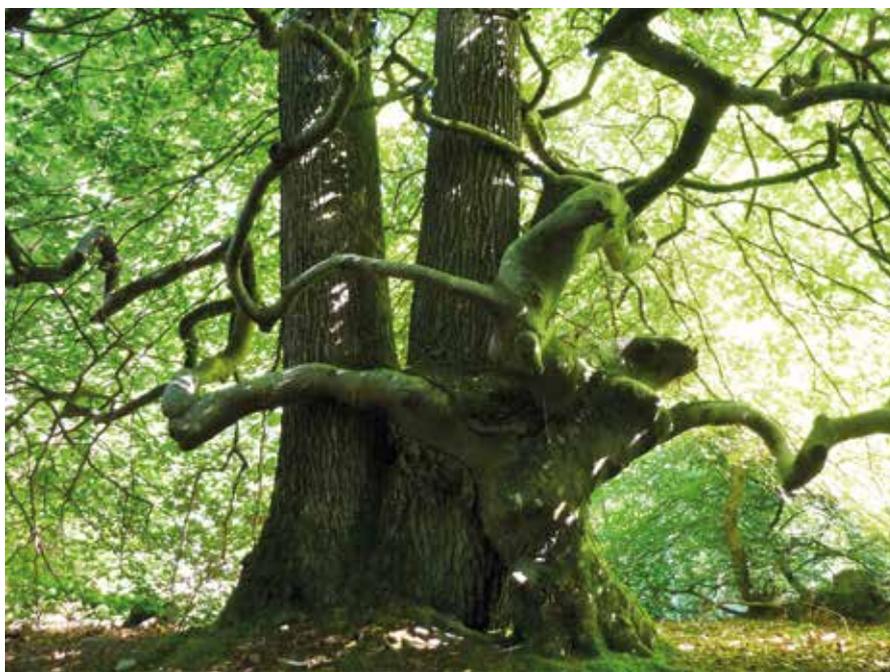


Fig. 3 : cas remarquable d'un mariage entre un Fau et un chêne en forêt de Verzy

Dans toute cette zone, les Faux se régèrent naturellement. Si la variété « tortillard » peut se reproduire par voie sexuée en dépit du peu de fertilité des faines, elle se multiplie principalement par voie végétative lors de marcottage (enracinement des branches retombant au sol) ou de drageonnage (bourgeonnement de ses racines).

... à l'invisible...

[7] Ce n'est qu'à partir de septembre 1845, suite à la tenue à Reims de la treizième session du Congrès scientifique de France, que les Faux de Verzy deviennent connus du monde savant et que l'origine de ces arbres curieux fait l'objet de nombreuses tentatives d'explications.

Jusqu'au milieu du XIX^e siècle, si l'on écarte les facteurs surnaturels (malédiction, sortilèges...), le caractère tortillard est imputé au milieu de développement et de croissance de l'arbre. Le sol du domaine de Saint-Basle est alors considéré comme séquestrant un

facteur particulier capable de provoquer en permanence la formation de branches et de rameaux tortillards sur les hêtres. Dans la première moitié du XX^e siècle, les recherches s'orienteront vers l'intervention d'agents infectieux du type virus, perturbant à leur profit le métabolisme des cellules et cela d'autant plus que la transmission de ces particules infectieuses se fait principalement par voie végétative. Cette hypothèse permet d'expliquer l'existence de cette morphologie chez trois espèces distinctes, le hêtre, le chêne, le châtaignier.

Quoi qu'il en soit, on croyait à l'époque que ces arbres ne pouvaient pas pousser sans la terre de Verzy et c'est à grand renfort de frais et de main d'œuvre que l'on en amenait lors de leur plantation. En témoigne le chef jardinier du jardin botanique de Châlons-en-Champagne qui affirmait qu'un bateau entier de terre de Saint-Basle était venu pour la plantation du Fau qui s'y trouve. Toutefois, en 1878, un Fau est planté sans aucun

apport de cette fameuse terre au jardin-école de Reims et présente les mêmes caractères que ceux de Verzy, invalidant ainsi cette hypothèse [8].

En 1861, le botaniste Pépin confère le statut de variété du hêtre commun au caractère tortillard (*Fagus sylvatica* var. *tortuosa*). Il en fait ainsi un caractère héréditaire. Cette attribution se fonde à l'époque sur le succès de la transmission du caractère tortillard dans la descendance des Faux transplantés dans des conditions géographiques différentes de celles de Verzy (Ardenne, Auvergne, Ile-de-France, Lorraine, Normandie, Picardie, etc.).

Après la redécouverte des lois de Mendel, au début du XX^e siècle, les études portant sur la reproduction sexuée des hêtres confirment que le phénotype tortillard est bien d'origine génétique, sans que l'on puisse établir sur la base de données statistiques significatives les modalités de sa transmission.



Fig. 4 : exemple d'un Fau chimère présentant une réversion en position basse



Fig. 5 : cas de rétro-mutation sur une réversion en position haute, photo prise en 2013



Fig. 6 : cas du hêtre commun à la base duquel se sont développées 2 branches de hêtre tortillard, photo prise en 2015

Bierne

Vers le milieu des années 1980 et à leur grande surprise, les forestiers observent sur trois Faux la présence de branches maîtresses de type commun. Les individus présentant à la fois un phénotype tortillard et un phénotype commun seront par la suite appelés *Faux chimères* (figure 4). Plusieurs hypothèses sont alors évoquées pour expliquer la coexistence de ces caractères différents sur un même sujet et, dès le début des années 1990, celle selon laquelle les Faux sont des mutants du hêtre commun est avancée (Bierne, communication personnelle).

Ces observations se multiplient dans les années qui suivent. Le développement d'une branche de type commun est observé aussi bien en position haute qu'en position basse et porte à ce jour sur une vingtaine de Faux. Un cas de retour au phénotype tortillard d'une branche de phénotype commun poussée sur un Fau (figure 5) et un cas de développement de deux branches de hêtre tortillard sur un hêtre commun (figure 6) ont été récemment observés. C'est ainsi, à force d'observations et de déductions, que les mécanismes génétiques d'expression du caractère tortillard ont été élucidés. Cependant l'apparition des hêtres mutants de Verzy pose encore bien des questions. Des travaux de génétique moléculaire sont notamment nécessaires pour poursuivre l'explication de l'origine des Faux (voir encadré génétique).

... en passant par l'imaginaire

Les Faux, chargés d'histoires et de mythes, ont toujours fasciné les hommes. De nombreuses hypothèses ont été émises sur l'origine de ces arbres curieux. Les premières explications, qui font toujours partie des traditions orales, appartiennent au domaine des légendes. Les hêtres tortillards auraient ainsi vu le jour suite à une punition divine contre les « mécréants verzinois » [9], ou à l'intervention d'une « main directive » qui aurait primitivement enlacé toutes les branches principales pour forcer la nature à les unir et à ne former qu'un seul tronc [8], ou encore à une malédiction imposée aux gens de Verzy par un moine de Saint-Basle [10]. Dans le livre de 1913 sur « Les Faux ou hêtres de la forêt de Verzy et le chêne de Saint-Basle » [11], on peut ainsi lire : « N'est-il pas plus simple de penser que l'infirmité du Fau est l'effet d'une peine infligée à l'arbre, à la divinité païenne qui persistait à l'habiter aux premiers temps du christianisme, par le saint ou par un de ses disciples » [10]. Une autre légende dit qu'en 1429, à l'occasion du sacre de Charles VII à Reims, le Roi de France et Jeanne d'Arc seraient venus à l'abbaye de Saint-Basle et que cette dernière serait montée dans les branches d'un de ces Faux et s'y serait assise; de nombreux autres visiteurs, à l'occasion de semblables festivités, les auraient contemplés au cours des siècles [8].

Zoom sur la génétique des faux

À force d'observations et de déductions, l'hypothèse formulée dès 1993 se confirme. **La réversion du caractère tortillard en caractère commun est imputable à la rétro-mutation de l'allèle « hêtre tortillard » en allèle « hêtre commun » par déplacement d'un élément génétique mobile dans le génome appelé transposon.** Quand ce dernier est incorporé au gène tortillard, il est responsable de l'expression de ce gène en phénotype tortillard. Lorsqu'il se déplace vers une région inerte du génome, cela entraîne la reconstitution du gène initial qui exprime alors le caractère « hêtre commun ». Cette découverte est riche d'enseignements :

- La notion de variété botanique suppose, a priori, la variation d'un ou plusieurs gènes. Lorsque la variété se montre capable de réversion, l'événement génétique est ponctuel, c'est-à-dire qu'il ne concerne qu'un seul gène. **Les Faux de Verzy sont donc des mutants du hêtre commun.**
- Les recherches de Barbara McClintock, prix Nobel de physiologie en 1983, ont montré que l'instabilité d'une mutation est due à la mobilité d'un transposon. Par la suite, on a établi que certains transposons résultent de l'insertion de gènes de parasites ou de symbiontes dans le génome de l'hôte, préalablement introduit au cours d'une infection. **Il paraît donc vraisemblable qu'un agent infectieux présent temporairement sur le site de Verzy ait joué un rôle dans la genèse initiale du caractère tortillard des Faux en provoquant la modification du génome de hêtres communs.**
- André Lwoff, prix Nobel en 1965, a prouvé qu'un facteur du milieu externe, en l'occurrence la lumière dans l'ultra-violet, était capable de désincorporer l'ADN d'un agent infectieux de l'ADN de son hôte. **On peut alors se demander si la recrudescence des rétro-mutations observées ne serait pas due au réchauffement climatique ou à la modification du taux d'ensoleillement des Faux.** L'esthétique des Faux serait-elle menacée dans les siècles à venir ?

Tout cela reste peu vraisemblable : la route qu'empruntait le cortège du sacre étant fort éloignée du site de Verzy et la distance entre Reims et Verzy trop importante à parcourir au regard des moyens de transport d'alors. Cette histoire fut cependant reprise à la mort du Fau principal sous lequel les Verzyats allaient danser en 1960, comme en témoigne la légende d'une carte postale éditée pour l'occasion (figure 7).

Mais alors quel est le vrai du faux ? Le mystère résidant autour de ces arbres étranges constitue un attrait supplémentaire pour les promeneurs d'ici et d'ailleurs. Il a également attiré bon nombre d'artistes car il représente une source d'inspiration intarissable pour les imaginaires prolifiques. Encore récemment, les Faux étaient le site d'investigations surnaturelles dans un roman de Jacques Baudou [12].



Fig. 7 : légende d'une carte postale de 1960

Les hommes et les Faux

La mutation du hêtre commun en tortillard, survenue il y a plusieurs centaines d'années, n'a pas pu se maintenir dans la population des Faux de Verzy sans qu'une sélection naturelle positive ait été à l'œuvre à leur égard, ou sans que l'homme ait pratiqué leur domestication, c'est-à-dire leur sélection réitérée par la maîtrise de leur reproduction. Si une telle démarche d'ordre culturel a été utilisée pour générer des plantes d'intérêt agronomique comme les cépages de vigne, elle est difficilement concevable pour les Faux [7]. En effet, les usages artisanaux anciens du hêtre commun étaient multiples : saboterie, boissellerie,

charronnage, etc., alors que les Faux avaient peu d'utilité. Dans ce contexte, aucune justification économique ne nous permet d'expliquer pourquoi les Faux ont été conservés [8]. À moins que des motivations d'ordre idéologique aient prévalu dans le passé... C'est ainsi que, parmi les nombreuses légendes colportées sur les Faux, il en est une qui perdure à travers les croyances locales et les traditions orales : ces arbres auraient déjà été plantés et entretenus par les moines du temps même de saint Basle [10].

L'héritage ecclésiastique de saint Basle

Les Faux de Verzy sont actuellement les seuls « vestiges » de l'ancienne abbaye bénédictine édifiée au VIII^e siècle en mémoire de Saint-Basle, qui vécut en ermite sur la montagne (voir encadré saint Basle). De nombreux calvaires ou croix isolées témoignent de la longue présence des moines dans la commune de Verzy. C'est le cas de la Croix Rouge qui se trouve dans le peuplement des Faux à l'écart des visiteurs, ou bien de la Croix de l'Ermitage qui indique l'emplacement supposé de la cellule de Saint-Basle, non loin de l'observatoire du Mont Sinai.

À partir du début du XIX^e siècle, un certain nombre de notations sont faites, mêlant le plus souvent légendes et événements historiques, insistant sur les liens entre les Faux et l'activité des moines de l'abbaye de Verzy [8]. En 1830, l'Annuaire de la Marne publie une page consacrée aux Faux de Verzy sous la plume de Lacatte-Joltrou qui en parle sous le nom de baptême « Faux de Saint-Basle ». Cette appellation n'est pas neutre puisqu'elle établit un lien entre l'arbre, l'abbaye et le saint lui-même. L'auteur y laisse clairement entendre que les moines furent les protecteurs de ces végétaux : « La cognée respecta toujours ce bel arbre tant que le monastère de Saint-Basle existât ». Or, rien dans les textes antérieurs ne permet de l'affirmer [10].

Qui était Saint Basle ?

Saint Basle naquit dans le Limousin aux environs de l'an 555. Il était encore chez ses parents, quand Gilles, archevêque de Reims vint leur rendre visite, et leur parla de saint Rémi et du culte rendu à ce saint dans sa ville. En entendant ces récits, Basle décida de quitter son pays et de rejoindre l'abbaye rémoise qui gardait le tombeau du saint où il effectua son temps de noviciat.

Il est accueilli à l'âge de 28 ans, en 583, au monastère de la commune de Verzy. Celui-ci, fondé en 530 à l'emplacement où se trouve actuellement le bureau de poste, compte alors une douzaine de moines. Il y passe plusieurs années jusqu'à ce qu'il devienne prêtre. Ses frères, observant ses immenses qualités humaines et religieuses, souhaitaient le nommer supérieur mais Basle refusa, préférant la vie d'ermite. Il se retira donc dans la forêt, sur la montagne, où il se construisit un oratoire et une cellule et où il se consacra à Dieu.

Plusieurs miracles firent grandir sa réputation de sainteté. Il fit jaillir des sources et rendit la vue à un aveugle. Un jour qu'Attila, comte de Champagne, chassait en forêt, le sanglier qu'il poursuivait se réfugia sous la robe de Basle et les chiens n'osèrent pas l'attaquer. Attila, reconnaissant là un signe de Dieu, prit Basle en haute considération et lui donna la jouissance d'une grande partie de ses bois aux alentours de Verzy [13].

Basle mourut le 26 novembre 620 à l'âge de 65 ans et fut enterré avec les honneurs en son lieu d'hermitage. Son corps y resta jusqu'à ce que l'évêque Hincmar le "lève de terre" (ce qui à l'époque était la façon de canoniser les saints), le 15 octobre 879, et fut mis dans une châsse dans l'abbaye qui porte son nom, construite sur les hauteurs de la commune de Verzy, à l'emplacement du peuplement des Faux. L'abbaye de Saint-Basle connut des périodes très prospères et d'autres plus difficiles (occupations ennemies, pillages, incendies, écroulements, etc.). Elle fut détruite suite à la Révolution, le 27 mars 1792. Pour rappeler son existence et celle de saint Basle, une chapelle commémorative fut construite en 1894 à l'entrée de la forêt de Verzy.

L'ouvrage « Histoire de l'abbaye de Saint-Basle » [14] rédigé en 1870 affirme quant à lui : « Il faut savoir que ce Fau est un arbre qui met à se développer des centaines d'années et même, à en croire les cartulaires de l'abbaye de Saint-Basle, des milliers d'années ». La fiche d'inscription des Faux en tant que site classé, datant de 1932, stipule : « Les Faux sont connus depuis longtemps et les moines de l'abbaye de Saint-Basle les mentionnent déjà au VII^e siècle » [15]. Ces mentions extraites des fameux cartulaires sont aujourd'hui introuvables.

Ces assertions, non prouvées par une référence quelconque, seront reprises ultérieurement sans vérification scientifique. Il est donc raisonnable de trouver dans ces lignes l'amorce de la légende des Faux. S'il apparaît plausible que des relations aient pu exister entre ces arbres et la présence d'un monastère, de par la proximité des différents bâtiments de l'abbaye de Saint-Basle et de l'implantation actuelle des Faux de Verzy, aucun document écrit, de source sûre, ne peut l'attester véritablement avant le XVII^e siècle [8]. Retracer une chronologie n'est pas aisé, d'autant que,

dans des temps plus anciens, le mot « *fau* » était utilisé génériquement pour désigner le hêtre et ne se réfère donc pas nécessairement à un hêtre tortillard.

Le premier texte trouvé à ce jour relatant les Faux de Verzy de manière sûre remonte à 1644 [10]. Deux religieux bénédictins visitent alors de nombreuses abbayes en France et notent ce qu'ils découvrent. À Saint-Basle-de-Verzy, ils mentionnent : « on y voit aussi, dans la forêt, des arbres dont les branches, descendant jusqu'à terre, forment naturellement un berceau ». Pour la première fois ces arbres sont remarqués pour leur étrangeté et décrits rapidement mais avec justesse. Ces moines ne mentionnent en aucune façon un lien quelconque entre l'abbaye, son inspirateur et ces arbres. Ils se sont pourtant entretenus avec le père Abbé de différents sujets et nécessairement de ces arbres. Le plan de l'abbaye (figure 8), datant du XVIII^e siècle, ne fait pas non plus référence aux Faux.

La cinquième châsse dans laquelle les reliques de saint Basle sont transférées le 28 juin 1853 est le premier

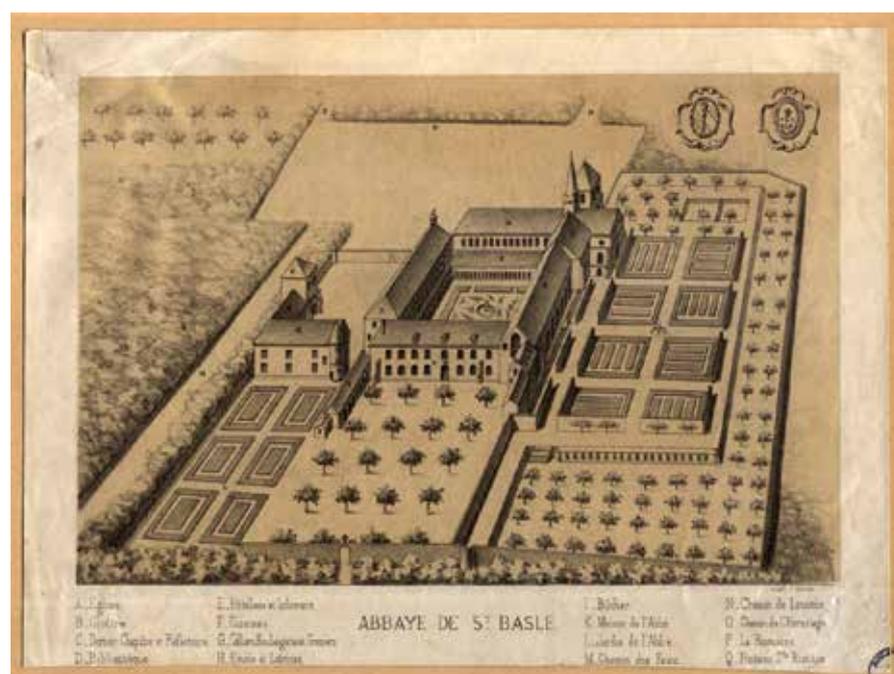
élément iconographique à notre disposition sur lequel figurent les tortillards parmi les scènes illustrées de la vie du saint. Seulement, à cette époque, des croyances infondées circulaient déjà. Il n'est donc pas déraisonnable de déduire que ces arbres sont étrangers à l'histoire de la vie de saint Basle. Il est toutefois probable que les moines aient tenu à conserver certains de ces arbres à titre d'ornementation et de curiosité, au moins depuis l'époque moderne au sens historique du terme.

Une première reconnaissance : le classement au titre des sites

Si les raisons pour lesquelles les Faux ont été l'objet d'une attention particulière par le passé demeurent obscures, ils sont assurément protégés et entretenus à titre de curiosités et de phénomènes naturels depuis le XX^e siècle, laissant aux hommes la possibilité de donner libre cours à leur imagination.

La première mesure de protection des Faux de Verzy est prise le 20 février 1932. Un arrêté ministériel classe alors 13,5 ha du peuplement de tortillards parmi les « *monuments naturels et sites à caractères artistique historique, scientifique, légendaire ou pittoresque* » en l'application de la loi du 2 mai 1930. Cette protection a plus attiré l'attention sur le site qu'elle ne l'a réellement protégé des dégradations [16].

La fiche du site classé [15] mentionne cette zone comme étant en 1931 le traditionnel lieu de réunion des habitants des villages voisins qui s'y rendent pour y danser plusieurs fois par an. C'était « *le bal des demoiselles* », organisé le mardi de la fête patronale sous le « *Fau principal* » (figure 9). Les habitants se réunissaient sur la place du village et se dirigeaient ensuite vers le site pour y danser et s'amuser. Stoppé dans un premier temps par les événements de la Seconde Guerre mondiale, le bal reprendra suite à l'armistice en 1945.



Archives départementales de la Marne

Fig. 8 : plan du XVIII^e siècle de l'abbaye de Saint-Basle

L'organisation du bal est alors reprise par les Jeunes vignerons de Verzy sur l'initiative de Charles Lallement, président du syndicat : « On montait tables et buvette le matin aux Faux, il ne fallait surtout pas oublier les craies pour écrire le prix des boissons. Les musiciens étaient tous du village, les gens des environs venaient à pied ou à bicyclette. Les bénévoles nous ont permis de construire des douches municipales dans un local de la commune et d'embaucher quelqu'un pour gérer l'entrée et la propreté du local communal. Les sanitaires n'étaient pas nombreux à l'intérieur des maisons, nous disposions alors de bornes-fontaines pour avoir de l'eau. Le Fau centenaire autour duquel nous dansions a malheureusement disparu en 1960, victime à la fois d'un nombre respectable d'années et d'un coup de vent soufflant sur le secteur (figure 10). Les Eaux et Forêts ont ensuite empêché le bal car cela abîmait les Faux. Ils ont tracé des chemins et nous ne pouvions plus circuler librement dans la forêt » (communication personnelle le 3 novembre 2015).

Michèle Renoir, originaire de Verzy, se souvient : « La fête avait lieu le 1^{er} mai, c'était la période du muguet. On montait à pied jusqu'au Fau centenaire où un orchestre jouait, les années où il pleuvait un plancher était installé pour les musiciens. Une buvette était montée pour l'occasion. Des cars venaient de tous les villages alentour. C'était la seule animation à l'époque, le seul lieu où on pouvait rencontrer du monde. Beaucoup de couples se formaient d'ailleurs à l'abri des cachettes naturelles qu'offraient les Faux. Nous dansions dans la forêt l'après-midi et nous redescendions le soir à la salle des fêtes du village dont les deux étages étaient remplis. Tout le monde ici regrette ce bal... » (communication personnelle le 23 septembre 2015).



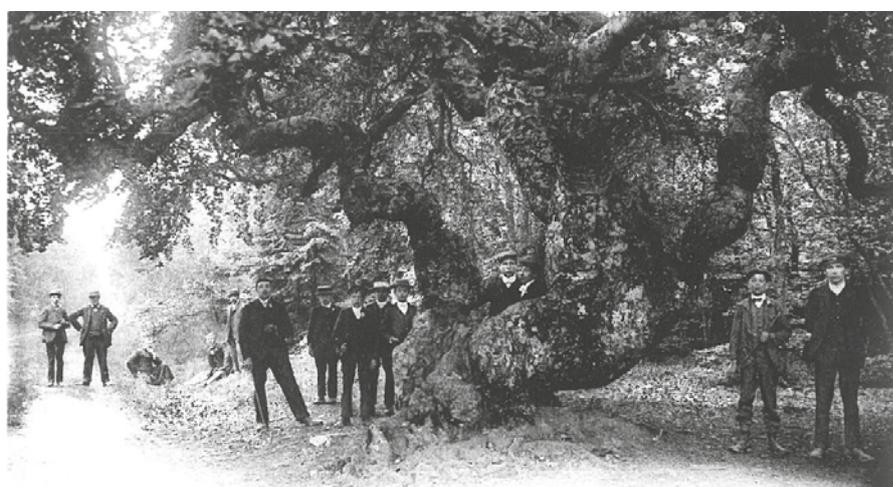
Abreu et Lallement, 2008 [17]

Fig. 9 : carte postale ancienne représentant le Fau principal au pied duquel avait lieu le bal des demoiselles



Abreu et Lallement, 2008 [17]

Fig. 10 : carte postale montrant l'événement du 26 janvier 1960 "Le Fau principal de Saint-Basle de Verzy vient de succomber"



Abreu et Lallement, 2008 [17]

Fig. 11 : carte postale représentant un beau spécimen de Fau entouré de promeneurs

Entre protection et fréquentation : un équilibre à ajuster

Devant la recrudescence des dégradations subies par les Faux, l'Administration des eaux et forêts régule progressivement de manière plus stricte l'accès au peuplement de hêtres tortillards. Par décision du Directeur général, une « réserve botanique » est créée sur environ 3 hectares le 20 octobre 1954 et clôturée avec des piquets de fer et des barbelés; les exploitations prévues à l'aménagement y sont suspendues. En 1960, la zone protégée est étendue à 10 hectares supplémentaires, correspondant à l'ensemble du site classé. L'objectif est d'y constituer une « réserve artistique » ouverte au public, tout en confortant l'enclos interdisant l'accès à la « réserve botanique » déjà établie. Cependant le site, non aménagé, était fréquenté par des promeneurs pour la plupart non informés. La photo près des Faux était un classique pour les Verzyats et les promeneurs (figure 11).

Devant ce constat, l'Office national des forêts (créé en succession de l'Administration des eaux et forêts en 1966) proposa au département de la Marne un premier véritable aménagement touristique du site des Faux. Réalisé en 1969, il comprenait

la création d'un circuit routier goudronné de 4,3 km, de 3 parkings, d'une route de 1,7 km réservée à la promenade à pied, et la pose d'équipements d'accueil et de protection (panneaux d'information, aires de pique-nique, barrières en rondins autour des Faux principaux).

En 1976, une tournée d'inspection forestière trouve les Faux de la « réserve botanique » en mauvais état, du fait d'un couvert excessif. L'ONF prend conscience de la menace que sont les espèces concurrentielles pour les hêtres tortillards, qu'il s'agisse d'herbacées hégémoniques nuisant à la reproduction naturelle dans les trouées lumineuses, ou du hêtre commun (voire d'autres essences) compromettant leur croissance par un ombrage excessif [5]. La régénération et le développement des Faux sont ainsi tributaires d'un équilibre entre lumière et ombre. L'enclos a mis en évidence l'inconvénient d'une réserve « intégrale » et la nécessité de transformer le site en une réserve « dirigée » où l'homme interviendrait nécessairement pour sauvegarder les Faux du dépérissement résultant de l'évolution naturelle du milieu. Cette même année, le Parc naturel régional de la Montagne de Reims est créé sur 530 km² dans le but de préserver

l'espace forestier de l'enrésinement et du défrichement et de lutter contre la disparition des Faux.

En 1977, la révision de l'aménagement forestier occasionne un comptage officiel des Faux. Il permet de cibler les parcelles hébergeant le plus d'individus et de tracer le nouveau périmètre de ce qui deviendra, par arrêté ministériel du 9 octobre 1981, la Réserve Biologique Dirigée (RBD) des Faux sur une surface de 29 hectares.

Après la création de la RBD, l'objectif de préservation des Faux est prioritaire sur tout autre objectif pour l'ensemble de la forêt de Verzy. Ainsi, aucune justification économique ou touristique ne saurait aller à l'encontre de la préservation des Faux, même si la gestion du site est majoritairement conditionnée par l'accueil du public. Or des dépérissements ont été constatés en raison du piétinement autour des arbres (tassement de sols particulièrement sensibles car souvent limoneux) et les arbres souffrent de l'attitude de certains visiteurs qui grimpent dans le houpier des Faux (un nouvel état des lieux en 2007 recensera encore 25 % d'individus souffrant de branches cassées d'origine touristique) [16].



Fig. 12 : accueil du public sur le sentier de découverte des Faux de Verzy - Panneau interdisant la marche hors sentier et travaux d'exploitation pour améliorer la visibilité des Faux

Afin de concilier sauvegarde et fréquentation, le site fait l'objet d'un projet de mise en valeur sectorisée qui commence à voir le jour en 1994, grâce au soutien financier du Ministère de l'Environnement, du Conseil régional de Champagne-Ardenne et du Conseil départemental de la Marne.

On a commencé par supprimer le tronçon de route carrossable qui traversait la RBD (entre les parcelles 33 et 34) et augmenter la capacité de stationnement en modifiant l'existant et en créant un parking supplémentaire. Puis les cheminements piétonniers, empierrés et bordés de barrières de protection en bois ont été étendus et complétés enfin par l'aménagement d'une zone de vision, le renforcement de l'information sur le site et la mise en œuvre de mesures de protection complémentaires.

La « balade des Faux » ainsi aménagée canalise la déambulation du public au sein de la RBD dont l'accès

hors sentier est désormais strictement interdit. Longue de 2,8 km, elle donne accès à l'observation de 40 à 50 individus [18]. En 2009, elle est équipée avec quatre bornes audio placées le long du circuit et alimentées par des panneaux photovoltaïques, un fil d'Ariane, un panneau de départ en braille et deux plaques en laiton présentant le circuit et les Faux en relief (figure 12). L'année suivante, elle reçoit le label « Tourisme et Handicap » pour les 4 formes de handicaps.

Le succès de cet aménagement n'est pas exempt d'inconvénients, les équipements se dégradent rapidement en raison du vandalisme et cela occasionne des frais d'entretien élevés. Dans cette forêt qui est la plus fréquentée de Champagne-Ardenne, l'enjeu reste aujourd'hui d'offrir au public un espace de découverte de ce patrimoine remarquable, dans une ambiance respectant le caractère mystérieux des lieux, tout en veillant à la protection de chaque Faux.

Les forestiers, véritables jardiniers des Faux de Verzy

Outre les mesures de protection sur le site, des tentatives de conservation *ex situ* ont été mises en œuvre pour s'assurer de la préservation du patrimoine génétique original des Faux. Plusieurs expérimentations ont été réalisées à partir de faines récoltées sous des hêtres tortillards en 1977, 1981, 1990, 1995 et 1999 [16] pour caractériser les descendance maternelles (les conditions de transmission du caractère tortillard) et tester la production de plants tortillards. Les plants obtenus ont pour la plupart été replantés soit dans la forêt de Verzy, soit dans des jardins botaniques.

D'autre part, les parcelles 33 et 34 (cœur de la RBD) ont intégré en 1994 le réseau conservatoire des ressources génétiques forestières, pour l'essence hêtre. L'objectif prioritaire de ce programme national est de conserver des populations de hêtre dont les caractéristiques sont



Fig. 13 : travaux de dégageage manuel des Faux dans la RBD en 2014

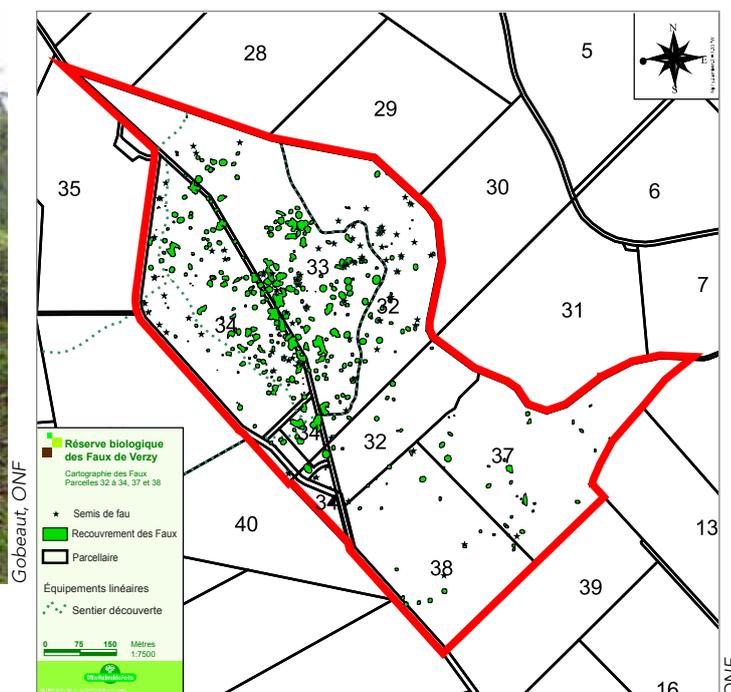


Fig. 14 : cartographie des Faux dans la RBD (périmètre rouge), où se présente la plus grande concentration d'individus - Inventaire réalisé en 2007 par l'ONF

intéressantes pour le maintien de la diversité génétique de l'espèce [19]. La zone des Faux, pour la particularité de ses hêtres tortillards, est évidemment un élément majeur de la diversité génétique de l'espèce *Fagus sylvatica*.

Les forestiers ont également adapté la gestion sylvicole pratiquée dans la RBD pour la conservation des Faux : depuis 1981, les parcelles concernées sont traitées en futaie jardinée pied à pied ou par petits bouquets. Les zones périphériques de la réserve sont, quant à elles, traitées en futaie par parquets [20] pour respecter à la fois les objectifs de conservation et l'ensemble paysager. Le martelage jardinatoire se fait tous les 5 ans environ, en fonction du besoin en éclaircissement des Faux, sans aucun critère de rentabilité économique.

En dehors des coupes, la sauvegarde des Faux nécessite des interventions en travaux : dégagement des branches basses ou rampantes; éviction de la concurrence de la ronce, de la fougère aigle, ainsi que des rejets ligneux de châtaignier, chêne, ou autres feuillus (figure 13); abatage de perches d'essences feuillues gênant l'accès à la lumière; le brûlage ou l'éparpillement des rémanents de coupe ou de nettoyage à 5 m minimum du Fau. Les Faux sont ainsi dégagés individuellement tous les 3 ou 4 ans, ce qui permet aux marcottes et aux semis naturels de s'installer; les jeunes sujets (y compris les plants) sont dégagés tous les ans.

En 2007, lors de la révision de l'aménagement forestier, il est décidé de revoir les contours de la RBD pour coller au mieux aux richesses écologiques qu'elle protège. La RBD s'étend ainsi sur 28 hectares supplémentaires afin de couvrir une part plus importante de la population des Faux. L'inventaire, actualisé à cette occasion, révèle la présence de 707 entités de Faux au sein de la RBD étendue sur 57,44 ha (figure 14), ce qui représente au minimum

les 4/5^{es} de la population de Faux [5]. L'extension de la RBD n'incluant pas l'ensemble de la population de hêtres tortillards, les mêmes mesures de gestion que celles préconisées intra-RBD s'appliquent dans les parcelles hors-réserve qui comprennent des Faux [21].

En conclusion

Avec son extraordinaire ensemble de hêtres tortillards, la forêt de Verzy propose un spectacle vivant de la transformation héréditaire de l'espèce. Ce site, à travers ses Faux, illustre parfaitement les grands principes de l'évolution. Il permet ainsi aux promeneurs d'assister à un événement naturel unique autrement que dans un musée ou un laboratoire : la naissance de la biodiversité grandeur nature et en temps réel.

Classements de protection du site, gestion forestière adaptée, méthode de multiplication artificielle maîtrisée et aménagement pour le public; l'ensemble des mesures prises jusqu'à ce jour ne laisse aucun doute sur le maintien à long terme de la population des Faux de Verzy. Ce peuplement naturel remarquable unique au monde, offert à l'admiration et l'imagination de nos ancêtres, perdurera pour la satisfaction des générations à venir. Aujourd'hui, pour venir compléter les connaissances et les pratiques au sujet de ces hêtres tortillards si singuliers, seules des recherches génétiques plus poussées sont encore nécessaires. C'est d'ailleurs un des projets que la démarche Forêt d'Exception® en Montagne de Reims peut permettre d'impulser.

Célia GOBEAUT

chef de projet Forêt d'Exception®
ONF, Agence Aube-Marne

Jacques BIERNE

Professeur émérite en biologie
génétique de l'université de Reims

Jean-Pierre BOUREUX

Historien et archéologue

Références

Remarques : le titre du chapitre « Le vrai du Fau » est emprunté à Isabelle Proult [1] et le texte de la partie « invisible » provient pour l'essentiel d'une conférence de Jacques Bierne [7].

[1] Proult I., 2008. *Fagus sylvatica* L. var. *tortuosa* Pepin, le vrai du Fau... Rev. Fr. Histotechnol, 21(1). 109-116 pp.

[2] Thiébaud B., Bujon P., Haddad S., Comps B., Mercier J. 1993. Morphologie et architecture des hêtres tortillards à Verzy (*Fagus sylvatica* var. *tortuosa*). Canadian Journal of Botany, vol. 71(6) pp. 848-862

[3] Dumas F., 2015. Les Faux de Verzy et autres tortillards. La Garance Voyageuse n° 109 pp. 6-10

[4] Fauvel B., 2006. Notes en vue de la rédaction du plan de gestion de la Réserve Biologique Dirigée des Faux de Verzy. Office national des forêts, agence interdépartementale Aube-Marne. 1 p.

[5] Parent G., 2006. Les Hêtres tortillards, *Fagus sylvatica* L. var. *tortuosa* Pépin, de Lorraine, dans leur contexte européen. Travaux scientifiques du Musée national d'histoire naturelle du Luxembourg. Ferrantia 48. 81 p.

[6] Thivillier J-F., Geoffroy E., Nonparu. Rapport de présentation en vue de l'extension de la réserve et plan de gestion 2013-2022 de la Réserve Biologique Dirigée des Faux de Verzy. Office national des forêts, agence interdépartementale Aube-Marne. 70 p.

[7] Bierne J., 2008. La résolution de l'énigme des Faux de Verzy. Conférence « Les jeudis de la science » du 7 février 2008, Bibliothèque universitaire de Reims. <http://www.univ-reims.fr/gallery_files/site/1/301/1108/8090.pdf>

[8] Marx O., Grasso P., 1995. Faux de Verzy. Collection patrimoine et innovations. Culture scientifique, technique et industrielle en Champagne-Ardenne. Édition ORCCA. 33 p.

[9] Laplace Y., Masson M., 1979. Les Faux de Verzy. CRDP, Reims, France.

[10] Boureux J.P., 2001. Les Faux de Verzy : naissance, développement et maintien d'une légende. Hommes et Plantes n° 38 (Conservatoire des collections végétales spécialisées), pp. 16-26

[11] Guillemot A., 1913. Les faux ou hêtres de la forêt de Verzy et le chêne de Saint-Basle. Mémoires de la Société d'agriculture, commerce, sciences et arts du département de la Marne, pp. 315-326

[12] Baudou J., 2015. Au Grenier des sortilèges. Collection Rivière Blanche. Édition Black Coat Press. 173 p.

[13] Guérin P. Mgr. 1876. Les petits bollandistes. Vie des saints. Tome 13. 680 p.

[14] Maillart Dr., 1870. Histoire de l'abbaye de Saint-Basle. Édition Le Roy. 339 p.

[15] Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement. Fiche du site classé SC098 « Région des Faux de Verzy dans la forêt domaniale à Verzy ». Atlas régional des sites classés et inscrits de Champagne-Ardenne.

[16] Simon F., 2007. Contribution à l'élaboration d'un plan de gestion de la réserve biologique dirigée des Faux de Verzy. Mémoire de mission professionnelle. Office national des forêts, agence interdépartementale Aube-Marne. 36 p.

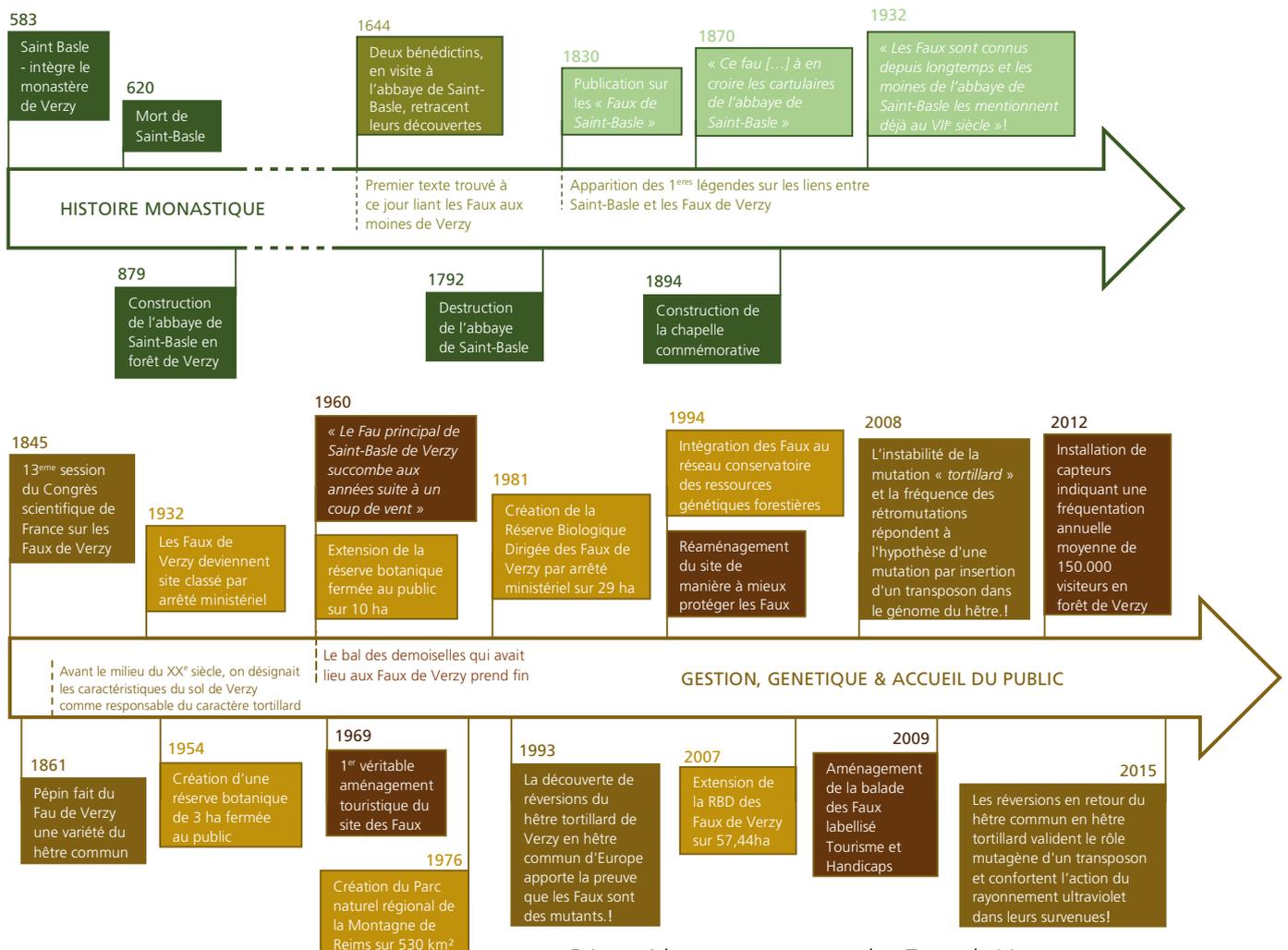
[17] Abreu R., Lallement C., 2008. Il fut un temps... Verzy. Édition O.P.H.I.R. 256 p.

[18] Marcacci P., 2003. La forêt mystérieuse. Est magazine n° 238. 24 p.

[19] Tessier du Cros E., 2005. Gestion et conservation des ressources génétiques de Hêtre. Revue Forestière Française vol. 57(2) pp. 217-226

[20] Bastien Y., Gauberville C. (coord.), 2011. Vocabulaire forestier – Écologie, gestion et conservation des espaces boisés. Paris : IDF, 608 p.

[21] De Sousa L., 2007. Révision d'aménagement forestier, forêt domaniale de Verzy (2008-2022). Office national des forêts.



Résumé historique autour des Faux de Verzy

à suivre

Prochain numéro

A venir, entre autres, dans un ordre encore non précisé, un dossier sur l'état des lieux du machinisme forestier en matière de tassement et orniérage, et un numéro consacré aux questions de sylviculture à objectif de protection contre les risques naturels dans les forêts domaniales « RTM ».

Retrouvez RenDez-Vous techniques en ligne

Sur intraforêt : depuis toutes les pages d'intraforêt, cliquer sur le lien « Portail biblio » du pavé « Ressources » en colonne de gauche (ou noter, dans la barre d'adresse : <http://biblio.onf.fr>) pour arriver sur la page d'accueil du portail ; en choisissant (pavé de gauche) de faire une recherche « dans une collection ONF », puis en choisissant « Rendez-vous techniques » dans la nouvelle fenêtre, on accède à tous les articles et dossiers au format PDF.

Sur internet : [http://www.onf.fr/\(rubrique Lire, voir, écouter/Publications ONF/Périodiques\)](http://www.onf.fr/(rubrique Lire, voir, écouter/Publications ONF/Périodiques))

La revue **RenDez-Vous techniques** est destinée au personnel technique de l'ONF, quoique ouverte à d'autres lecteurs (étudiants, établissements de recherche forestière, etc.). Revue R&D et de progrès technique, elle vise à étoffer la culture technique au-delà des outils ordinaires que sont les guides et autres instructions de gestion. Son esprit est celui de la gestion durable et multifonctionnelle qui, face aux défis des changements globaux, a abouti à l'accord conclu en 2007 avec France nature environnement : « Produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité ». Son contenu : état de l'art et résultats de la recherche dans les domaines de R&D prioritaires, mais aussi porté à connaissance de méthodes et savoir-faire, émergents ou éprouvés, clairement situés vis-à-vis des enjeux de l'établissement ; le progrès technique concerne toutes les activités de l'ONF en milieu naturel et forestier, en relation avec le cadre juridique.

Sous l'autorité du directeur de publication assisté d'un comité directeur ad hoc, la rédaction commande des articles, suscite des projets, collecte les propositions, organise la sélection des textes et assure la relation avec les auteurs. N.B. : certaines propositions, parfaitement légitimes en soi, ne se justifient pas forcément dans RDV techniques et méritent d'être orientées vers d'autres revues forestières. Enfin le comité éditorial, siégeant une fois par an, est informé de cette activité et émet ses avis, critiques ou suggestions.

**Si vous désirez nous soumettre des articles
prenez contact avec :**

ONF – Département recherche,
développement et innovation
Christine Micheneau
Tél. : 01 60 74 92 47
Courriel : rdvt@onf.fr

