

**ÉCONOMIE  
» RURALE**

## Économie rurale

Agricultures, alimentations, territoires

359 | Mai-juin 2017

Varia

---

# Vers une composition optimale de la forêt française

Une application de la théorie de la sélection de portefeuille aux critères biotechniques

*Toward an Optimal Composition of French Forests*

Marielle Brunette, Arnaud Dragicevic, Jonathan Lenglet et Alexandra Niedzwiedz

---



### Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economierurale/5188>

DOI : 10.4000/economierurale.5188

ISSN : 2105-2581

### Éditeur

Société Française d'Économie Rurale (SFER)

### Édition imprimée

Date de publication : 10 mai 2017

Pagination : 27-49

ISSN : 0013-0559

### Référence électronique

Marielle Brunette, Arnaud Dragicevic, Jonathan Lenglet et Alexandra Niedzwiedz, « Vers une composition optimale de la forêt française », *Économie rurale* [En ligne], 359 | Mai-juin 2017, mis en ligne le 10 mai 2019, consulté le 19 avril 2019. URL : <http://journals.openedition.org/economierurale/5188> ; DOI : 10.4000/economierurale.5188

---

# Vers une composition optimale de la forêt française

## *Une application de la théorie de la sélection de portefeuille aux critères biotechniques*

**Marielle BRUNETTE** • UMR 356, AgroParisTech/INRA, Laboratoire d'Économie Forestière, Nancy  
marielle.brunette@inra.fr

**Arnaud DRAGICEVIC** • UMR 356, AgroParisTech/INRA, Laboratoire d'Économie Forestière, Nancy ;  
Université Technique d'Istanbul, Département d'Économie, Istanbul, Turquie  
dragicevic@itu.edu.tr

**Jonathan LENGLET** • UMR 356, AgroParisTech/INRA, Laboratoire d'Économie Forestière, Nancy  
jonathan.lenglet@agroparistech.fr

**Alexandra NIEDZWIEDZ** • UMR 356, AgroParisTech/INRA, Laboratoire d'Économie Forestière,  
Nancy  
alexandra.niedzwiedz@inra.fr

L'objectif de cette étude est d'appliquer la théorie de la sélection de portefeuille à la diversité en essences des forêts françaises. Les titres financiers sont ainsi remplacés par les essences forestières. Le portefeuille optimal est celui qui minimise le risque, tout en maintenant la productivité actuelle. L'étude est menée par département et sur 11 essences : épicéa commun (*Picea abies*), sapin pectiné (*Abies alba*), pin sylvestre (*Pinus sylvestris*), pin maritime (*Pinus pinaster*), mélèze d'Europe (*Larix decidua*), douglas (*Pseudotsuga menziesii*), chêne pédonculé (*Quercus robur*), chêne sessile (*Quercus petraea*), chêne pubescent (*Quercus pubescens*), chêne vert (*Quercus ilex*) et hêtre commun (*Fagus sylvatica*). Les données utilisées proviennent des bases de données de l'Institut de l'information géographique et forestière (IGN). Les sorties du modèle corroborent les recommandations actuelles. À l'échelle nationale, dans la partie méridionale, les auteurs observent une productivité moindre mais aussi une meilleure résistance. À l'inverse, le Nord, actuellement plus productif, est plus sensible aux perturbations. Ces résultats illustrent le fait que certains outils économiques et financiers peuvent être utilisés dans un contexte sylvicole, à des fins d'aide à la décision.

**MOTS-CLÉS** : *changement climatique, forêts, productivité, vulnérabilité, gestion de portefeuille*

### **Toward an Optimal Composition of French Forests**

*The objective of this study is to apply the theory of portfolio selection to the diversity of species in the French forests. Financial assets are thereby replaced by tree species. The optimal portfolio is the one that minimizes risk while maintaining the current productivity constant. The study is conducted per department and on 11 species: Norway spruce (*Picea abies*), Silver fir (*Abies alba*), Scots pine (*Pinus sylvestris*), Maritime pine (*Pinus pinaster*), European larch (*Larix decidua*), Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*), Pedunculate oak (*Quercus robur*), Sessile oak (*Quercus petraea*), Downy oak (*Quercus pubescens*), Holm oak (*Quercus ilex*) and Common beech (*Fagus sylvatica*). The data comes from databases of the French National Institute of Geographic and Forest Information (IGN). The model outputs are consistent with the current recommendations. At the national level, in the southern part, we observe lower productivity but also better resistance. Conversely, the North, currently more productive, is more subjected to disturbances. The results illustrate the applicability of some economic and financial tools to a forestry setting, for the purpose of decision-making.*

JEL: G11, Q23, Q54

**KEYWORDS**: *climate change, forests, productivity, vulnerability, portfolio management*

## Les forêts mélangées et la sélection de portefeuille

**E**n France, la moitié des surfaces forestières présente une certaine diversité dans sa composition en essences, une proportion qui reste valable en volumes (Morneau *et al.*, 2008). À l'échelle globale, les plantations industrielles diversifiées représentent moins de 0,1 % du couvert forestier, notamment du fait que les industriels et les investisseurs sont méfiants à l'égard du mélange : les peuplements mélangés génèrent des coûts de gestion supplémentaires (Nichols *et al.*, 2006), les monocultures sont résilientes (Powers, 1999) et n'ont, jusqu'à présent, pas montré de déclin de la productivité (Powers, 1999 ; Evans, 2005).

Cependant, la littérature en économie forestière fait apparaître de nombreux bénéfices – vis-à-vis des monocultures – liés aux mélanges. Les forêts mélangées améliorent la productivité des peuplements (Morin *et al.*, 2011), leur stabilité face aux aléas naturels (Schütz *et al.*, 2006 ; Griess et Knoke, 2011) ainsi que leur résistance à l'égard des maladies et des attaques d'insectes (Bosu *et al.*, 2006 ; Nichols *et al.*, 2006). La biodiversité y est plus riche (Franklin *et al.*, 1999 ; Halpern *et al.*, 1999), et ces forêts sont considérées comme plus esthétiques (Spiecker, 2000). De plus, elles fournissent de la diversité attendue par la demande sociale (Clasen *et al.*, 2011) et, en contexte de changement climatique, améliorent la flexibilité et l'adaptation dans la gestion sylvicole (Jacobsen et Thorsen, 2003 ; Schou *et al.*, 2012). Enfin, les forêts mélangées peuvent conduire à des retours financiers plus élevés (Kelty, 1992 ; Knoke *et al.*, 2005). La littérature relative aux mélanges a principalement abordé la question des impacts des mesures de gestion sur la diversité (Buongiorno *et al.*, 1995 ; Lu et Buongiorno, 1993) ou celle de la composition optimale d'une forêt en essences

(Knoke *et al.*, 2008 ; Roessiger *et al.*, 2011 ; Neuner *et al.*, 2013). Cette dernière question a été traitée par l'intermédiaire de la théorie de la sélection de portefeuille, où les prix des essences correspondaient aux actifs financiers. Nous nous proposons ici d'utiliser cette méthodologie de manière exploratoire, en l'adaptant à une problématique d'ordre biotechnique, *i.e.*, la production de bois en fonction d'itinéraires techniques dépendant de la croissance biologique des arbres. En effet, l'idée est d'utiliser la théorie de la sélection de portefeuille pour déterminer, non plus des optima revenu-risque, mais des combinaisons optimales d'essences permettant d'atteindre des optima productivité-risque.

Les forêts étant des écosystèmes particulièrement sensibles, la notion de risque est très présente dans la mise en place de la gestion forestière. Quand on s'intéresse à la forêt, l'échelle de temps est particulièrement longue. Le décideur doit alors composer avec la grande incertitude caractérisant les revenus. Markowitz (1952) avait démontré que, financièrement parlant, investir dans un portefeuille d'actions diversifié permettait de réduire le risque total de l'investissement. Ce phénomène est appelé « effet de diversification ». La théorie de la sélection de portefeuille (voir *annexe 1*) pourrait donc permettre d'étudier l'impact du mélange d'essences ; les différentes essences sont alors considérées comme des titres financiers (Knoke *et al.*, 2008 ; Roessiger *et al.*, 2011 ; Neuner *et al.*, 2013). Cette méthode peut être utilisée afin de déterminer la composition optimale d'un peuplement en essences. Par exemple, Knoke *et al.* (2008) concluent que, pour les propriétaires forestiers, les forêts mélangées sont préférables aux monocultures. Ils démontrent ce résultat pour un mélange d'épicéa et de hêtre dans le Sud de l'Allemagne. En effet, bien que le prix de l'épicéa soit sujet à des fluctuations importantes dans les rendements, ce qui implique que l'essence est considérée

comme particulièrement risquée, les auteurs observent que c'est elle qui offre le meilleur rendement financier. Ils trouvent que le mélange qui optimise le portefeuille est d'environ 50 % d'épicéa pour 50 % de hêtre. L'épicéa (risqué) mélangé avec du hêtre (peu risqué) pourrait donc équilibrer les rendements et les risques financiers. La première étude sur le mélange d'une grande variété d'essences a été menée par Neuner *et al.* (2013). Cette dernière a porté sur les aspects financiers, en analysant la Valeur actuelle nette (VAN) d'une forêt appartenant à une société privée dans le Land de Bavière, en Allemagne. En utilisant la théorie de la sélection de portefeuille, les auteurs ont déterminé le pourcentage optimal des essences dans le peuplement forestier. Des essences comme l'épicéa ou le douglas se sont avérées être des sources de revenus, tandis que d'autres – y compris les feuillus – servent principalement à atténuer les risques.

Afin d'estimer les rendements et les revenus, la plupart des études mentionnées sont basées sur des simulations de Monte-Carlo. Nous proposons une approche différente, en ce sens que nous souhaitons simuler, à partir de données historiques de l'Institut de l'information géographique et forestière (IGN), un portefeuille biotechnique construit à partir des productivités observées des essences forestières. Cette approche nous permet de révéler le risque réel. L'objectif est donc de transférer cette méthode dans un contexte différent de celui dans lequel elle a été originellement utilisée. En outre, l'application porte sur la minimisation du risque biotechnique, thématique pouvant couvrir une grande variété de sujets. Un précédent travail avait déjà examiné l'optimisation du portefeuille biotechnique, sans traiter la question de la nature des propriétaires forestiers. En effet, Dragicevic *et al.* (2016) suggèrent d'étendre l'analyse optimale des mélanges en essences en procédant à une différenciation entre forêts publiques et forêts

privées. Ce travail répond à cette demande, en considérant toutefois que la fonction objectif des deux types de propriétaires est identique. Cette hypothèse est cependant analysée dans la section discussion (*infra*).

Cet article consacre une partie à la description de la méthode et des données. Puis, les résultats sont présentés à l'échelle régionale et nationale. Enfin, nous proposons une discussion avant de conclure.

## Matériel et méthodes

### 1. Théorie de la sélection de portefeuille et problématique biotechnique

À défaut d'utiliser la théorie de la sélection de portefeuille pour calculer l'optimum revenu-risque comme cela est traditionnellement fait (Knocke *et al.*, 2008 ; Roessiger *et al.*, 2011 ; Neuner *et al.*, 2013), nous décidons d'adopter un critère biotechnique, en ce sens que nous déterminons l'optimum productivité-risque. Ce choix implique certains ajustements du modèle standard de gestion de portefeuille proposé par Markowitz (1952) et décrit en *annexe 1* du présent article.

Markowitz (1952) définit le risque comme étant la variance du portefeuille. Nous définissons le risque comme étant la vulnérabilité des essences, c'est-à-dire l'amplitude de variation autour de la productivité. Cette amplitude de variation est considérée comme une mesure pertinente du risque (Tilman *et al.*, 1997 ; Andreu *et al.*, 2007 ; Slimani *et al.*, 2014), et ce pour plusieurs raisons. Tout d'abord, la littérature en écologie forestière indique que, pour les arbres individuels ou des populations d'arbres, un niveau de croissance en baisse – par rapport au potentiel de l'espèce – présente un risque de mortalité élevé, pour ce qu'il reflète la vigueur de l'arbre et sa probabilité de survie (Buchman *et al.*, 1983 ; Bigler *et al.*, 2004 ; Dobbertin, 2005). Puis, de nombreux travaux suggèrent qu'une forte variance dans

la croissance des arbres reflète un risque de mortalité élevé (Ogle *et al.*, 2000 ; Suarez *et al.*, 2004 ; McDowell *et al.*, 2010 ; Heres *et al.*, 2012). Ainsi, le stress environnemental produit une variation exagérée des cernes, de sorte qu'une plus grande sensibilité au stress se traduit par une plus grande mortalité (Hogg *et al.*, 2005 ; Linares et Camarero, 2012).

Markowitz (1952) suppose que, pour un même niveau de rendement espéré, l'investisseur choisit l'investissement le moins risqué, c'est-à-dire qu'il cherche à minimiser le risque. La fonction objectif que nous considérons est identique. Il s'agit pour le gestionnaire forestier, public ou privé, de minimiser le risque du portefeuille, *i.e.*, la variance de la productivité, tout en cherchant à préserver la productivité actuelle. En effet, le changement climatique devrait affecter la croissance des arbres d'une manière qui est loin d'être pleinement comprise (Millar *et al.*, 2007). D'un côté, l'augmentation du CO<sub>2</sub> dans les concentrations atmosphériques peut conduire à l'effet fertilisant de carbone, selon lequel le taux de variation de la croissance des arbres devrait augmenter (Soulé et Knapp, 2006 ; Knapp *et al.*, 2001). D'un autre côté, le changement climatique pourrait accentuer le risque de mortalité des arbres (Allen *et al.*, 2010 ; Lindner *et al.*, 2010 ; Dale *et al.*, 2000). À défaut d'une conclusion tranchée, nous considérons comme optimal de maintenir la productivité actuelle constante, tout en simulant des scénarios associés à une réduction (7 scénarios) et une hausse (3 scénarios) du risque (cf. section traitement des données brutes, *infra*).

Malgré certains ajustements du modèle de gestion de portefeuille proposé par Markowitz (1952), des hypothèses sur lesquelles il repose demeurent valides, notamment celles concernant l'absence de considération des préférences temporelles ainsi que la neutralité du décideur au risque. Au sujet des préférences temporelles,

nous faisons l'hypothèse que le calcul des optima productivité-risque basés sur les indicateurs biotechniques ne nécessite pas, à l'inverse du calcul économique de l'âge optimal de coupe des arbres – par la méthode bien connue de Faustmann –, une prise en compte des préférences temporelles. En effet, comme l'expliquent Ariste et Lasserre (2001), la valeur d'un peuplement forestier est stochastique, car les dividendes issus d'une coupe forestière ne sont jamais connus en raison de la fluctuation des prix du bois, ce qui justifie, dans leur cas, l'utilisation des options réelles : ces dernières ne reposent pas sur des hypothèses de taux d'actualisation. Par ailleurs, dans ce même paradigme, les investisseurs n'ont pas de préférences vis-à-vis du risque, ce qui justifie l'hypothèse de neutralité face au risque que nous adoptons.

## 2. Origine des données

Dans cette étude, onze essences présentes en France sont prises en compte. Elles font partie des principales essences commercialisées et sont suffisamment différentes pour couvrir une large variété de conditions bioclimatiques. Ces différences se traduiront également par des réponses aux changements et des adaptations variées. La liste des essences utilisées est donnée dans le *tableau 1*.

Dans le cadre de notre étude, trois paramètres sont particulièrement importants. Il s'agit de la surface occupée par l'essence considérée, du volume sur pied, ainsi que de l'accroissement en volume. Les données relatives à la surface sont obtenues par l'IGN en utilisant des techniques de photo-interprétation. L'institut a établi une classification précise en fonction de la surface : les forêts, pour les surfaces supérieures à 4 ha, et les bois, pour les surfaces comprises entre 0,5 et 4 ha. Une distinction particulière est accordée aux peupleraies. Des normes ont aussi été fixées pour le calcul des volumes. Ainsi, pour celui

Tableau 1. Liste des essences utilisées dans l'étude

Liste des essences	Nom latin	Nom commun
Résineux	<i>Picea abies</i>	Épicéa commun
	<i>Abies alba</i>	Sapin pectiné
	<i>Pinus sylvestris</i>	Pin sylvestre
	<i>Pinus pinaster</i>	Pin maritime
	<i>Larix decidua</i>	Mélèze d'Europe
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Douglas
Feuillus	<i>Quercus robur</i>	Chêne pédonculé
	<i>Quercus petraea</i>	Chêne sessile
	<i>Quercus pubescens</i>	Chêne pubescent
	<i>Quercus ilex</i>	Chêne vert
	<i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre commun

Source : les auteurs.

du bois fort tige sur écorce, un diamètre limite de 7 cm au fin bout est toléré. De plus, seuls les arbres d'une circonférence supérieure à 23,5 cm à 1,30 m de hauteur sont comptabilisés. Étant donné que ces calculs se basent sur une rotation de 5 ans, le volume inclut non seulement le volume des arbres vifs mais également celui des arbres morts durant les 5 dernières années. Enfin, l'accroissement est évalué grâce aux deux indicateurs que sont le recrutement (en volume) et l'accroissement des arbres vifs. En termes forestiers, le recrutement correspond aux arbres ayant atteint le seuil de pré-comptabilité durant la dernière rotation. L'accroissement de l'arbre est mesuré par des méthodes développées en dendrochronologie sur des échantillons prélevés à la tarière de Pressler<sup>1</sup>.

### 3. Traitement des données brutes

L'objectif étant de suivre l'évolution de la production de bois au cours du temps, les données nécessaires sont l'accroissement, le recrutement et la surface occupée par essence. Toutes ces données sont récoltées

par département administratif, séparément pour la forêt publique et la forêt privée. S'entend par forêt publique, toute forêt propriété de l'État ou d'une collectivité, et gérée par l'Office national des forêts (ONF). La première difficulté que nous avons rencontrée est liée à la dispersion des données. En effet, les données d'inventaire sont ponctuelles et particulièrement discontinues. Afin de suivre l'évolution de la production année par année, une procédure d'interpolation linéaire a été mise en place, ce qui suppose qu'aucun événement majeur ne s'est produit entre deux dates d'inventaire.

La productivité totale ( $P$ ) a ensuite été calculée, par année, entre la première et la dernière date d'inventaire disponible. Cette productivité est définie comme étant le volume du bois produit en une année sur une surface donnée. Un peuplement forestier est composé d'une essence principale (celle couvrant la plus importante surface) et généralement d'un certain nombre d'essences secondaires. La plupart des forêts n'étant pas homogènes en essences, il est pratiquement impossible d'obtenir le détail de la surface occupée par chacune d'elles. Pour chaque essence, nous avons considéré la surface qu'elle occupe dans les peuplements où elle est l'essence

1. Sonde munie d'une vis effilée creuse permettant de prélever un échantillon de bois depuis l'écorce jusqu'au cœur de l'arbre. Le comptage et l'étude des cernes donnent des indications d'âge et d'accroissement annuel.



principale. Le terme de productivité se réfère donc systématiquement à cette productivité relative. Le volume total de bois produit pour chaque essence a été calculé en additionnant le volume de nouveaux arbres pré-comptables (recrutement) et l'accroissement en volume des individus déjà pris en compte dans le dernier inventaire (croissance). Algébriquement, le calcul se traduit comme tel :

$$P = \frac{\text{Recrutement} + \text{Accroissement}}{\text{Surface}} \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$$

La productivité moyenne, ainsi que la variance associée, ont été calculées pour chaque essence, sur l'ensemble de la période. Dans un souci d'homogénéisation des données, toutes les moyennes et les variances ont été ramenées à la première date d'inventaire disponible, à savoir 1978, laquelle est observée dans le département de l'Ariège. Diverses techniques ont été testées, mais le procédé d'extrapolation inverse, impactant le moins possible la variance totale, s'est révélé être la récurrence géométrique. Cette relation est définie comme suit :

$$u_{i-1} = \frac{u_i}{q} \text{ avec } q = \bar{P} = \frac{1}{n-k} \sum_{i=k}^n \frac{P_i}{P_{i-1}}$$

Avec  $u_i$  la productivité estimée à l'année  $i \in [k ; n]$ , où  $k$  et  $n$  correspondent respectivement aux première et dernière années de l'inventaire,  $q$  la raison géométrique, et  $P$  la productivité à l'année  $i$ .

Enfin, deux matrices de variances-covariance ont été construites par département, une pour chaque classe de soumission, privée et publique. Ces matrices donnent la covariance pour chaque paire d'essences susceptibles d'être recensées dans un département donné. Étant donné que la comparaison ne se fait pas entre une essence et toutes les autres, nous utilisons la covariance de l'échantillon en lieu et place de la covariance de la population. Toutefois, notons que dans l'un ou l'autre des cas, la

différence induite est extrêmement faible. La proportion de chaque essence dans les départements a aussi été calculée en se basant sur des données de surface. Ceci nous permet d'obtenir la composition actuelle en essences dans le département.

#### 4. Simulations des portefeuilles optimaux

Toutes les valeurs précédemment calculées ont ensuite été utilisées comme des variables d'entrée dans le modèle de sélection de portefeuille qui se décline en cinq étapes.

La première étape consiste à déterminer la productivité annuelle et la vulnérabilité de chaque essence par unité territoriale, département ou région. La productivité moyenne est utilisée en tant que productivité annuelle et la variance comme indice de vulnérabilité (risque).

La deuxième étape est consacrée à la matrice de variance-covariance. Une matrice pour chaque fiche territoriale et pour chaque classe de soumission, privée et publique, est calculée. De manière générale, plus la covariance de l'essence 1 par rapport à l'essence 2 est élevée, plus il est risqué d'investir au profit de l'essence 1. En termes de risques, les essences avec des covariances proches de zéro sont les plus efficaces dans la réduction de la vulnérabilité globale du portefeuille. Le pourcentage désigné comme le poids de l'essence dans le portefeuille correspond à la proportion de cette essence dans la région. La somme pondérée des covariances est calculée pour chaque essence et la somme de chacun de ces sous-totaux correspond à la vulnérabilité du portefeuille.

Dans une troisième étape, cette matrice est utilisée pour calculer les portefeuilles optimaux. En effet, nous simulons toute une gamme de portefeuilles par région. Ces portefeuilles diffèrent en termes de productivité et de vulnérabilité. La productivité globale du portefeuille correspond au supplément de productivité, réalisé par rapport

à une productivité dite sans risque, lequel dépend des productivités des essences pondérées par leur proportion dans le peuplement. La productivité sans risque correspond à la moindre productivité inventoriée : il s'agit d'un seuil. En effet, nous avons émis l'hypothèse que cette productivité sans risque était le pendant de l'actif sans risque dans la théorie financière. La prévision relative aux productivités étant à la baisse, notamment du fait du changement climatique, la plupart des scénarios correspondent à une dégradation de celles-ci. En plus du portefeuille actuel et du portefeuille optimal, 9 portefeuilles sont ainsi présentés.

La quatrième étape se focalise sur la comparaison entre le portefeuille optimal et le portefeuille actuel. Le portefeuille actuel correspond à l'état actuel de la forêt dans la région considérée. Il s'agit de la distribution de la productivité et de la vulnérabilité actuelles des essences. Le portefeuille optimal donne les caractéristiques du portefeuille actuel optimisé, c'est-à-dire que la proportion des essences a été modifiée pour minimiser la vulnérabilité tout en conservant le niveau de productivité observé. Cette comparaison est l'un des principaux résultats. Plus l'écart entre le portefeuille actuel et le portefeuille optimal est important, moins la composition actuelle vis-à-vis de la vulnérabilité est jugée efficace.

Enfin, la dernière étape est relative à la représentation de la frontière d'efficience. Le ratio entre la productivité et la vulnérabilité représente la pente de cette frontière. Plus généralement, elle rend compte des variations du ratio productivité-vulnérabilité et permet de représenter l'ensemble des combinaisons possibles.

## Résultats

### 1. Résultats à l'échelle régionale

Le maillage territorial français étant dense, notre analyse se concentrera, à

titre illustratif, sur la région Rhône-Alpes. La région est composée de huit départements : Ain, Ardèche, Drôme, Isère, Loire, Rhône, Savoie et la Haute-Savoie. Il s'agit de la première région productrice de bois en France, avec une récolte forestière de près de 2 millions de mètres cubes de bois d'œuvre (ONF, 2015). La forêt couvre 1 500 000 ha, soit un total de 39 % du territoire, plus que la moyenne nationale qui se situe à 29 %. Près de 76 % de cette forêt est détenue par environ 460 000 propriétaires forestiers privés (La forêt privée française, 2015). La filière forêt-bois de la région Rhône-Alpes est également très active, et la région abrite une grande diversité des milieux écologiques, soulignant l'importance économique et environnementale du secteur dans la région. De plus, cette région abrite les 11 essences étudiées.

Le *tableau 2* présente la première étape des simulations, *i.e.*, la productivité annuelle, la vulnérabilité et la proportion de chaque essence au sein de la région Rhône-Alpes, en fonction de la classe de soumission, privée ou publique. Une attention particulière peut être apportée à la vulnérabilité. Une première observation semble montrer que la productivité et la vulnérabilité ne sont pas nécessairement liées. À ce titre, un coefficient de corrélation de Pearson de 0,296 ( $p < 0,005$ ) indique l'absence de corrélation linéaire entre ces deux facteurs à l'échelle du territoire français. Par exemple, certaines essences comme le sapin pectiné peuvent s'avérer très productives et peu vulnérables contrairement au pin sylvestre, lequel est modérément productif et vulnérable.

Nous observons que la classe de soumission a un fort impact sur la composition de la forêt en essences. Ainsi, en forêt publique, les essences les plus représentées sont le hêtre (27,52 %), l'épicéa commun (25,10 %) et le sapin pectiné (23,30 %), alors qu'en forêt privée, ce



Tableau 2. Données de base sur la forêt en Rhône-Alpes

	Privée			Publique		
	Productivité annuelle	Vulnérabilité	Proportion (%)	Productivité annuelle	Vulnérabilité	Proportion (%)
Chêne pédonculé	2,08	0,01	4,11	1,62	0,88	0,10
Chêne pubescent	1,46	0,04	18,03	1,29	0,08	5,07
Chêne sessile	2,73	0,06	12,67	1,95	0,05	5,84
Chêne vert	0,94	0,02	4,50	0,84	0,11	1,85
Douglas	11,59	1,31	5,61	13,72	3,88	1,79
Épicéa commun	7,20	1,07	12,59	5,15	0,50	25,10
Hêtre	3,33	0,02	16,37	2,67	0,02	27,52
Mélèze d'Europe	2,46	0,16	0,33	2,43	0,18	0,94
Pin maritime	5,06	0,02	1,70	4,84	2,74	0,20
Pin sylvestre	2,62	0,21	15,06	2,15	0,03	8,28
Sapin pectiné	7,80	0,13	9,03	5,38	0,13	23,30

Source : les auteurs.

sont principalement le chêne pubescent (18,03 %), le hêtre (16,37 %) et le pin sylvestre (15,06 %). En forêt publique, il y a davantage d'essences très faiblement représentées, telles que le chêne pédonculé, le mélèze d'Europe et le pin maritime. En forêt privée, seul le mélèze présente un pourcentage inférieur à un.

La part de chêne est similaire pour les deux classes de soumission. En revanche, la part de l'épicéa est de très loin supérieure en forêt privée : les propriétaires privés préférant investir dans des essences à croissance rapide, ce qui produit plus de revenu à moyen terme. Ceci se répercute directement sur la productivité globale de la région, la moyenne pour la forêt privée étant de 3,25 m<sup>3</sup>/ha/an contre 2,38 m<sup>3</sup>/ha/an en forêt publique.

Le douglas est un cas particulier qui se démarque ici par sa forte sensibilité. Ceci ne signifie pas qu'il s'agisse d'une essence moins résistante que les autres, mais s'explique plutôt par son histoire récente. En effet, il est une essence récemment introduite, or les plantations équiennes, même de surfaces négligeables, impactent directement le fonctionnement du modèle. En effet, de brusques variations dans le

volume se produisent après la plantation ou la récolte. Or la récolte est assimilée à une variation de la productivité, soit un élément de risque pour le portefeuille forestier. Il en est de même pour l'épicéa, notamment en zones de montagne, soit l'une des principales essences historiques de reforestation.

Le *tableau 3* représente la deuxième étape des simulations, c'est-à-dire le calcul des matrices de variance-covariance. Dans ce tableau, plus la covariance est grande, moins il est souhaitable d'investir au profit de l'essence considérée. Prenons l'exemple de l'épicéa commun. Cette essence affiche des covariances importantes et ne sera donc probablement pas privilégiée dans la composition du portefeuille optimal.

La troisième étape des simulations consiste à établir, par région, toute une gamme de portefeuilles. Les résultats ainsi obtenus sont rassemblés dans un tableau synthétique, à l'instar du *tableau 4*. Ce dernier inclut la productivité du portefeuille, la vulnérabilité globale ainsi que la pente de la frontière d'efficience en chaque point. Pour chaque portefeuille, la composition optimale en essences est affichée en pourcentage.

Tableau 3. Matrice de variance-covariance pour la forêt privée en Rhône-Alpes

Poids dans le porte-feuille (%)	4,11	18,03	12,67	4,5	5,61	12,59	16,37	0,33	1,70	15,06	9,03
Essence	Chêne pédonculé	Chêne pubescent	Chêne sessile	Chêne vert	Douglas	Épicéa commun	Hêtre	Mélèze d'Europe	Pin maritime	Pin sylvestre	Sapin pectiné
4,11	Chêne pédonculé	0,0083	-0,0124	-0,0023	0,0308	0,0636	-0,0079	0,0297	-0,0063	-0,0113	0,0233
18,03	Chêne pubescent		0,0263	0,0051	-0,0748	-0,1277	0,0152	-0,0687	0,0148	0,0234	-0,0518
12,67	Chêne sessile			0,0021	-0,0539	-0,0865	0,0140	-0,0552	0,0141	0,0167	-0,0326
4,5	Chêne vert				-0,0393	-0,0472	-0,0044	-0,0163	-0,0033	0,0079	-0,0332
5,61	Douglas					0,3411	0,0024	0,2189	-0,0238	-0,0663	0,2246
12,59	Épicéa commun							0,2487	-0,0215	-0,1081	0,2989
16,37	Hêtre								0,0104	0,0066	0,0032
0,33	Mélèze d'Europe								-0,0357	-0,0491	0,1295
1,70	Pin maritime									0,0060	-0,0024
15,06	Pin sylvestre										-0,0518
9,03	Sapin pectiné										

Source : les auteurs.

Tableau 4. Portefeuilles en fonction de leur productivité pour la forêt privée en Rhône-Alpes

	Optimal										Actuel	
Productivité moyenne	1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	2,75	3,10	3,25	3,50	3,75	3,10
Vulnérabilité	0,000067	0,000062	0,000071	0,000123	0,000310	0,000691	0,001265	0,002383	0,002998	0,004159	0,005518	0,014874
Pente	18 572	24 014	24 675	16 199	7 247	3 619	2 175	1 299	1 084	841	680	208,21
<b>Proportion de l'essence dans le portefeuille (en pourcentage)</b>												
Chêne pédonculé	13,6	13,35	4,80	8,10	5,08	2,88	0,68	0,00	0,00	0,00	0,00	4,11
Chêne pubescent	26,27	15,29	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,03
Chêne sessile	0,00	0,00	5,64	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,67
Chêne vert	46,53	47,14	48,70	52,67	48,86	44,07	39,27	30,47	26,31	19,52	12,73	4,50
Douglas	4,97	4,12	2,01	5,77	6,65	7,68	8,70	10,21	10,89	11,99	13,09	5,61
Épicéa commun	3,85	1,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,59
Hêtre	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,37
Mélèze d'Europe	0,33	2,22	7,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33
Pin maritime	4,38	15,48	30,16	23,55	24,78	25,68	26,58	28,15	28,88	30,07	31,27	1,70
Pin sylvestre	0,00	0,00	0,00	6,14	10,46	14,69	18,92	24,91	27,57	31,91	36,25	15,06
Sapin pectiné	0,00	1,04	0,23	2,97	4,17	5,01	5,84	6,26	6,36	6,51	6,65	9,03

Source : les auteurs.

La quatrième étape des simulations consiste à comparer le portefeuille actuel et le portefeuille optimal (tableau 5). Ce tableau permet de rendre compte de la distance existante entre ces deux états. La colonne  $\Delta$  donne directement la différence entre les portefeuilles actuels et optimaux.

Dans cet exemple, nous pouvons constater que la vulnérabilité totale de la forêt privée dans la région Rhône-Alpes pourrait tendre vers zéro en augmentant fortement la part du chêne vert et du pin maritime et, dans une moindre mesure celle du pin sylvestre. Les autres essences ne seraient pas à privilégier, en particulier le chêne pubescent et le hêtre. Concernant la forêt publique, la vulnérabilité totale pourrait être améliorée en augmentant la proportion de pin sylvestre, chêne sessile et pin maritime, de même qu'en diminuant drastiquement celle de hêtre. Il est intéressant de noter que, selon le type de propriétaire, les portefeuilles optimaux sont parfois très différents. Dans les conditions actuelles, le modèle favoriserait le hêtre en forêt publique alors que le chêne vert et le pin maritime seraient en tête pour la forêt privée.

Ceci s'explique en partie par les modes de gestion appliqués au cours des dernières décennies : les résineux très productifs ont été favorisés au détriment d'autres essences. Le modèle privilégie logiquement les essences qui auparavant avaient été favorisées par le propriétaire, le plus souvent pour des raisons économiques. Nous nous retrouvons une nouvelle fois face à la différence concernant l'échelle de temps, le propriétaire privé préférant bénéficier rapidement des revenus d'exploitation de sa forêt. Toutefois, à terme, nous constatons que les mêmes essences sont recommandées. Dans le cas d'un réchauffement climatique très marqué (baisse de la productivité de 60 %), les chênes sont favorisés au détriment des essences résineuses. Enfin, la vulnérabilité actuelle est un autre indicateur intéressant. Plus la distance à l'optimum est grande, plus la gestion de la forêt s'avère risquée. Le portefeuille actuel le moins vulnérable est celui obtenu en forêt privée (0,11 contre 0,16). Toutefois, c'est aussi celui qui est situé le plus loin de son optimum. Bien que la forêt publique soit plus vulnérable, c'est celle dont la gestion

Tableau 5. Comparaison des portefeuilles actuels et optimaux pour la forêt en Rhône-Alpes

	Privée			Publique		
	Actuel	Optimal	$\Delta$	Actuel	Optimal	$\Delta$
Productivité moyenne	3,10	3,10	0,00	3,09	3,09	0,00
Vulnérabilité	0,0149	0,0024	-0,0125	0,0498	0,0018	-0,0481
Chêne pédonculé	0,04	0,00	-0,04	0,00	0,00	0,00
Chêne pubescent	0,18	0,00	-0,18	0,05	0,00	-0,05
Chêne sessile	0,13	0,00	-0,13	0,06	0,18	0,13
Chêne vert	0,04	0,30	0,26	0,02	0,00	-0,02
Douglas	0,06	0,10	0,05	0,02	0,00	-0,02
Épicéa commun	0,13	0,00	-0,13	0,25	0,19	-0,06
Hêtre	0,16	0,00	-0,16	0,28	0,00	-0,28
Mélèze d'Europe	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	-0,01
Pin maritime	0,02	0,28	0,26	0,00	0,11	0,11
Pin sylvestre	0,15	0,25	0,10	0,08	0,22	0,14
Sapin pectiné	0,09	0,06	-0,03	0,23	0,30	0,06

Source : les auteurs.

cherche à minimiser le risque (écart de 0,09 contre 0,11 en forêt privée).

Une fois la gamme des portefeuilles calculée, la dernière étape des simulations consiste à tracer la frontière d'efficacité (figure 1). Le point noté  $\alpha$  situe le portefeuille de variance minimale ou de moindre risque; il n'est toutefois pas nécessairement celui associé à la meilleure productivité.

Le portefeuille actuel n'est pas indiqué sur la figure car il est loin de l'échelle retenue pour les portefeuilles optimaux (soit une composition très peu optimisée). Tout comme dans le tableau précédent, il convient de garder à l'esprit que les productivités indiquées correspondent à la productivité effective de la forêt, soustraite de la productivité sans risque. Partant du point  $\alpha$  vers des productivités supérieures, cette courbe met en évidence un phénomène d'« accélération décroissante » vis-à-vis de la vulnérabilité. Ceci indique que le point de la variance minimale est relativement instable et qu'il est aisé de s'en écarter.

Il est possible de remarquer que le portefeuille de variance minimale n'offre qu'une faible productivité comparée à celle actuellement observée. Ceci se comprend

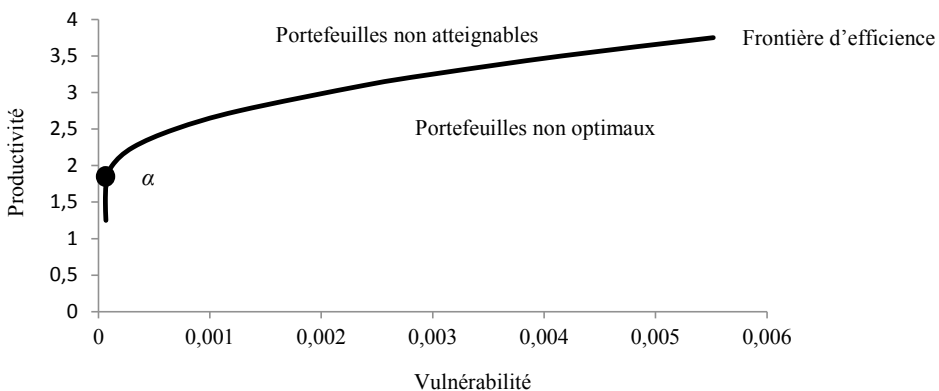
aisément à la lecture du *tableau 2*. En effet, les essences les moins risquées, comme le chêne vert, sont aussi celles faisant preuve d'une moindre productivité. En minimisant la vulnérabilité totale, la part de ces essences, sobrement productives, augmente dans le portefeuille, faisant baisser la productivité globale. Si la frontière d'efficacité donne un aperçu des possibilités quant aux portefeuilles optimaux, elle est aussi utile pour jeter un œil prospectif sur les résultats. Dans le contexte climatique actuel, et compte tenu de l'échelle de temps en forêt, il est dangereux de ne se baser que sur l'optimisation du portefeuille actuel.

Certaines essences comme l'épicéa sont des essences relativement risquées, dans le sens où elles n'engendrent qu'un revenu futur incertain. Les différentes études, prévoyant une future diminution de la productivité, incitent à s'intéresser plus particulièrement à la composition en essences pour des portefeuilles moins productifs.

## 2. Représentation à l'échelle nationale

Bien qu'il soit possible de tirer un nombre important d'informations en observant chaque région en détail, il est aussi intéressant de regarder les résultats à l'échelle nationale. Si appliquer la méthode à

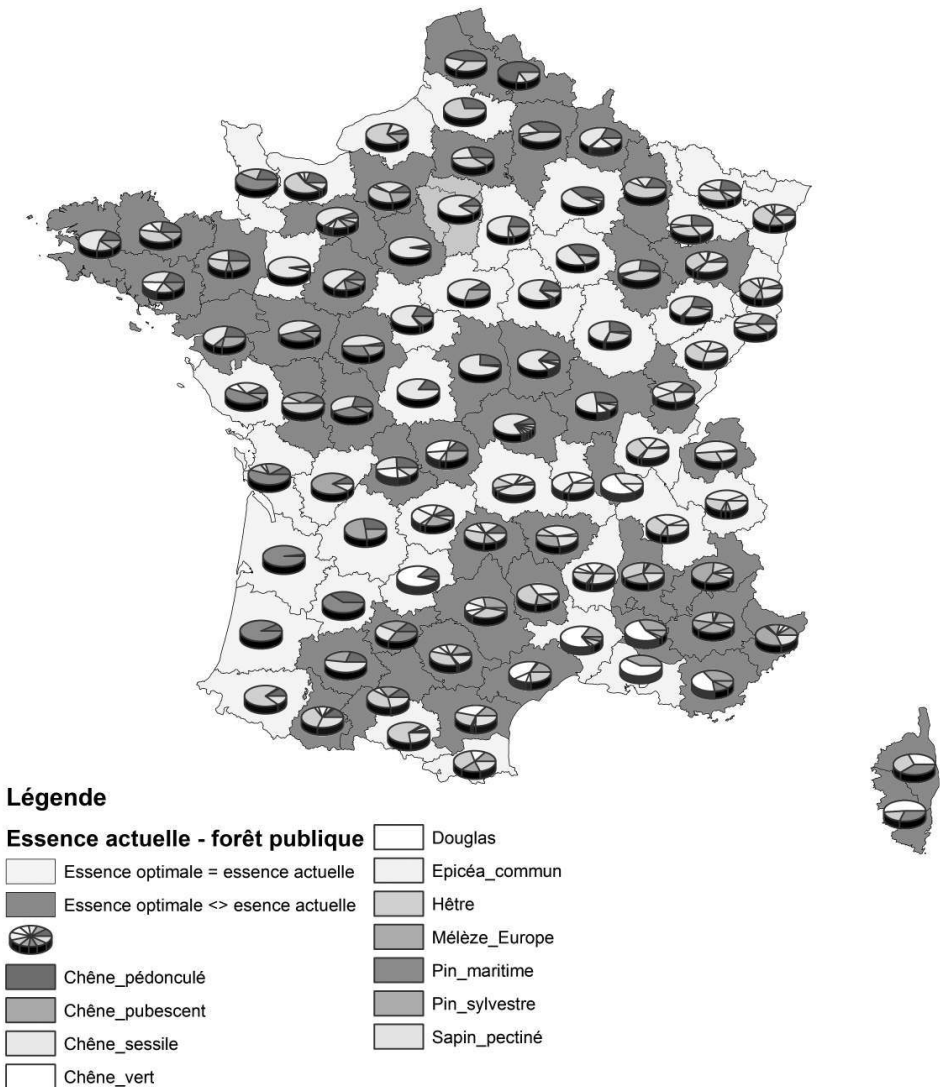
Figure 1. Frontière d'efficacité pour la forêt privée en Rhône-Alpes



Source : les auteurs.

Figure 2. Carte de la répartition actuelle des essences

## Forêt publique - Répartition actuelle

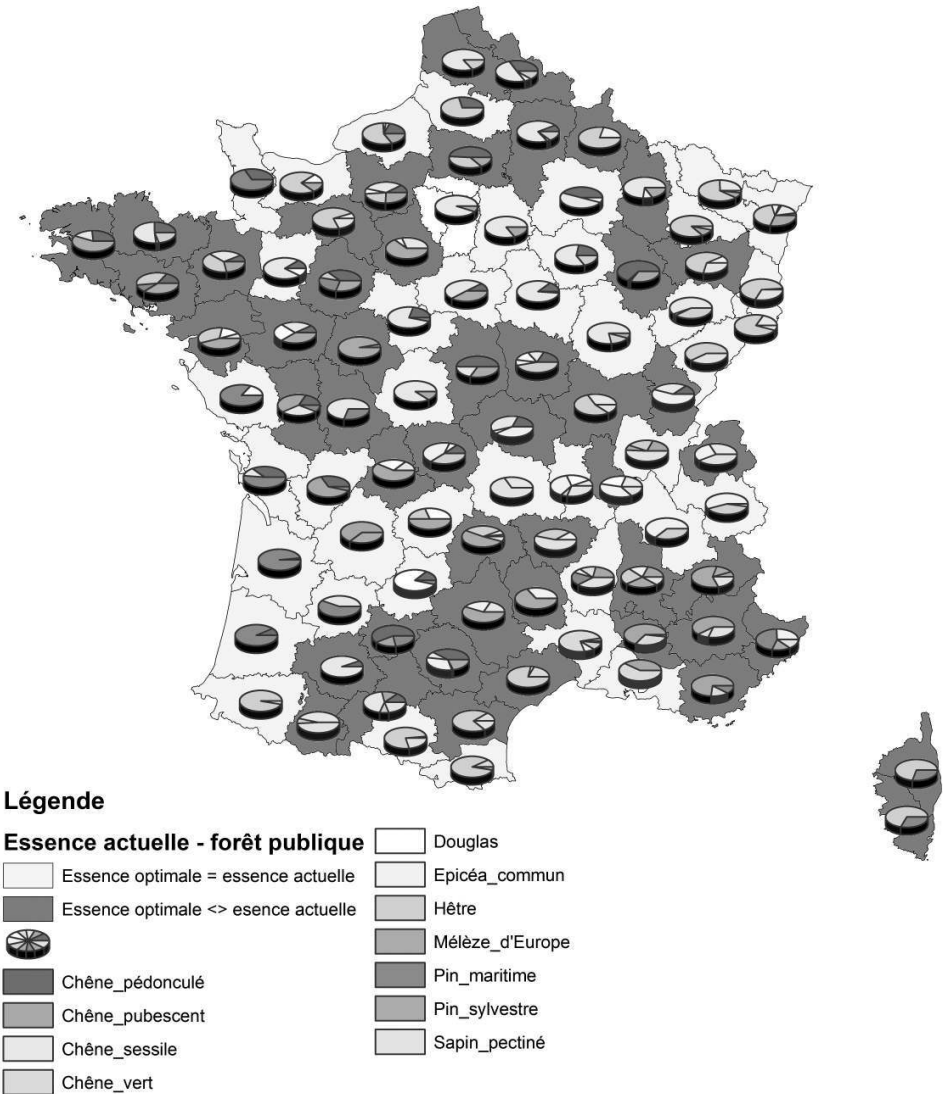


Source : les auteurs.



Figure 3. Carte de la répartition optimale des essences

## Forêt publique - Répartition optimale



Source : les auteurs.

l'ensemble de la France ne nous semble pas pertinent, notamment du fait d'une grande diversité écologique, la combinaison des résultats est intéressante.

Quatre cartes ont été réalisées : deux pour la forêt privée et deux pour la forêt publique. L'une d'elles représente la composition actuelle en essences (photographie de la forêt en 2009) ; sur l'autre carte, la composition affichée est celle du portefeuille optimisé. Une fois encore, il s'agit, tout en minimisant le risque, de maintenir le niveau de productivité actuel. Sur l'ensemble des cartes, un fond bicolore indique soit que l'essence actuelle est la même que celle recommandée par le modèle (gris), soit qu'une essence différente optimise le portefeuille (gris clair). Les cartes de la forêt publique sont présentées dans les figures 2 et 3, tandis que celles de la forêt privée sont données en annexe 2.

L'un des premiers constats concerne la variabilité de la composition. Nous observons que, dans certains départements, la composition actuelle diffère peu de l'optimale. Dans d'autres, en revanche, elle peut être largement modifiée. Il y a donc une importante hétérogénéité à l'échelle du pays. Il est aussi possible de noter que la plupart des départements « forestiers », au sens « producteurs de bois », sont représentés en gris clair. En ne considérant que cet indicateur, il semblerait que les forêts les plus productives soient parmi les plus adaptées. La Bretagne ou le Nord-Pas-de-Calais par exemple, peu productifs, sont intégralement en gris foncé alors que l'Alsace apparaît en gris clair. Certains phénomènes concernant les proportions de certaines essences sont aussi à relever. Ainsi, nous observons une importante augmentation de la part du chêne sessile dans la partie Nord-Est de la France.

Si l'on compare brièvement forêt publique et forêt privée, le changement d'essence principale est un indicateur utile. En forêt privée, le changement d'essence

principale est recommandé dans 49 % des cas, contre 46 % en forêt publique. Si cette variation est minime, elle souligne que la gestion des forêts publiques peut être différente de celle des forêts privées. En Corse, la forêt publique apparaît, dans son état actuel, plus résistante que la forêt privée. Si des différences entre les deux types de soumission à l'échelle nationale existent, il est néanmoins possible de repérer les mêmes foyers de changement d'essence, que sont par exemple la Bretagne, la région Midi-Pyrénées ou la Lorraine. D'autres se distinguent par leur relative stabilité, à l'instar de la région Centre.

### 3. Discussion

Un certain nombre d'hypothèses et de résultats évoqués dans cet article méritent d'être discutés plus en détail.

#### *Fonction objectif, préférences vis-à-vis du risque et du temps*

Les propriétaires privés considérés dans ce travail sont des personnes morales à la tête de grandes propriétés forestières. Ainsi, les objectifs de production peuvent être considérés comme équivalents en forêts privée et publique. Nous considérons donc la même fonction objectif pour les deux types de gestionnaire, *i.e.*, la minimisation du risque. Dans ce contexte, deux hypothèses caractérisent notre travail. En effet, tel que précédemment justifié, nous considérons les gestionnaires neutres à l'égard du risque et sans considération pour la dimension temporelle.

La grande taille des propriétés assure aux gestionnaires forestiers l'accès à de nombreux mécanismes de réduction des risques, à l'instar de la diversification, que cela soit en essences ou bien géographique. Nous faisons donc l'hypothèse qu'ils sont neutres à l'égard du risque<sup>2</sup>.

2. L'aversion au risque des propriétaires forestiers a été explicitement traitée dans un autre article (Dragicevic *et al.*, 2016).

Cette hypothèse de neutralité vis-à-vis du risque est une conséquence logique de l'aspect conditionnel du portefeuille. En effet, l'investissement marginal dans une essence forestière accroîtra le risque du portefeuille seulement si son rendement est positivement corrélé à celui du portefeuille.

Toutefois, bien qu'ayant des préférences identiques face au risque, les préférences vis-à-vis du temps des gestionnaires privés et publics peuvent être différentes lorsqu'il s'agit de valoriser économiquement leurs parcs forestiers respectifs. En effet, on s'aperçoit que l'échelle temporelle entre les deux classes de soumission peut être différente. Il n'est pas possible d'élaborer des directives strictement similaires, l'échelle temporelle considérée variant selon la classe de soumission. Par rapport aux gestionnaires publics, les gestionnaires privés sont caractérisés par une recherche de revenus à plus court terme, ce qui les conduit à des choix d'essences différents. Par exemple, l'épicéa, soit une essence à croissance rapide, est plus présent en forêt privée. De la même façon, les forêts privées sont composées de moins d'essences. La propriété forestière individuelle semble bien adaptée à la plupart des décisions strictement sylvicoles de type coupes et travaux. En revanche, l'échelle de temps des décisions à prendre dans les forêts publiques peut être différente, du fait des impératifs d'accueil du public ou de protection de la biodiversité (Plauche-Gillon et Martin, 1999). Les objectifs du propriétaire sont donc un facteur primordial dans l'élaboration d'itinéraires sylvicoles.

Ces deux hypothèses, soit la neutralité vis-à-vis du risque et l'absence de prise en compte des préférences temporelles, peuvent être considérées comme une limite de notre travail, en ce sens que la littérature a prouvé l'impact significatif de ces deux types de préférences sur

les décisions de gestion des propriétaires forestiers (Couture et Reynaud, 2008). Toutefois, comme évoqué précédemment, ces impacts sont essentiellement relatifs aux enjeux économiques, ce qui ne correspond pas à l'objectif du présent travail. Néanmoins, des extensions naturelles pourraient porter vers l'intégration de ces paramètres dans un contexte de valorisation financière.

#### *Outil d'aide à la décision*

Pour asseoir leur décision de gestion, les propriétaires forestiers disposent d'outils d'aide à la décision tels que les approches sylvicoles. Un des objectifs de ce travail est de fournir aux propriétaires un outil d'aide à la décision supplémentaire qui leur permet de pondérer leur choix de gestion ainsi que de confirmer ou infirmer d'autres types de résultats. En effet, la théorie de la décision enseigne qu'il est préférable de fonder un choix en se référant à plusieurs critères de décision, puis de les pondérer, plutôt qu'à se baser sur un seul critère (Shärlig, 1985).

Par exemple, cette étude nous apprend qu'il est possible d'optimiser la production forestière à l'échelle d'un territoire en modifiant le poids des essences.

De même, à l'échelle nationale, nous observons une productivité moindre mais aussi une meilleure résistance dans la partie méridionale. À l'inverse, le Nord, actuellement plus productif, est plus sensible aux perturbations. Ces résultats nous permettent de prévoir les éventuelles conséquences du changement climatique sur les stratégies sylvicoles à venir, soit une migration assistée des essences du Sud vers le Nord.

Enfin, nos résultats corroborent certaines études antérieures, mais aussi les recommandations sylvicoles actuelles. À titre illustratif, la présence historique des hêtres dans le Nord-Est de la France sur le long terme est remise en question (Hanewinkel *et al.*, 2012).

*Changement climatique*

Dans ce travail, le changement climatique intervient *via* deux canaux. Tout d'abord, le mélange en essences, par opposition à la monoculture, est souvent mis en avant dans la littérature comme une stratégie d'adaptation au changement climatique pour les propriétaires forestiers (Spittlehouse et Stewart, 2003 ; Yousefpour et Hanewinkel, 2014). Se pose dans ce contexte la question du mélange optimal tant en type d'essences qu'en nombre d'essences. Le simulateur de gestion de portefeuille, que nous proposons dans ce travail, permet de répondre à ces questions, à une échelle assez fine, soit le département administratif. En revanche, il ne permet pas, dans son état actuel, de donner la réplique à la question de l'optimalité au fil du temps futur, ce qui nécessiterait de raisonner en fonction des projections sur des productivités futures de ces mêmes essences.

Par ailleurs, sous l'effet du changement climatique, la productivité forestière semble être amenée à changer, même si, en l'état actuel de la connaissance scientifique, nous ne connaissons pas encore l'amplitude d'évolution de cette productivité (cf. *supra*, Théorie de la sélection de portefeuille et problématique biotechnique). Cette incertitude quant à l'impact du changement climatique sur la productivité des essences forestières est intégrée dans notre travail *via* la fourchette de scénarios que nous prenons en compte. En effet, nous envisageons trois scénarii, dans lesquels le changement climatique a un effet positif sur la productivité, et sept scénarii, dans lesquels le changement climatique a un effet négatif. Ainsi, dans ce contexte, la frontière d'efficience représentée dans la *figure 1* indique un certain ensemble des possibles. En simulant des scénarios associés aux réductions et aux accroissements de la productivité, notre travail contribue en partie à une meilleure compréhension des possibles impacts du

changement climatique sur la composition optimale des forêts françaises en essences.

\*

\* \*

En utilisant la théorie de la sélection de portefeuille de Markowitz, l'objectif de cette étude était de déterminer la composition optimale en essences de la forêt française par département et par région. L'originalité de notre approche réside dans le recours à un critère biotechnique, la productivité, en lieu et place d'un critère économique, le prix. En effet, il y a quelques années déjà, Swanson (1994) évoquait l'idée que le problème des extinctions se résumait à celui de l'optimisation des actifs non pas économiques mais biologiques. Ainsi, en utilisant des valeurs non financières, dépendantes de facteurs biotiques et abiotiques, nous ouvrons la voie à de nouvelles applications potentielles pour la théorie de la sélection de portefeuille. Nos résultats corroborent les recommandations actuelles en matière de gestion sylvicole face au changement climatique, mettant ainsi en avant la pertinence de cette méthode pour aborder la question de la composition optimale en essences des peuplements forestiers français.

Bien qu'ils n'aient pas été considérés dans ce travail, les prix du bois pourraient être introduits, en calculant, *via* des fonctions de demande inverses, les prix correspondant aux quantités optimales définies par le simulateur. Ce point pourrait faire l'objet d'une extension future. Tout autant, la prise en compte des contraintes non marchandes dans le programme d'optimisation, telles que l'accueil du public ou la protection du patrimoine naturel, pourrait accentuer les différences entre les portefeuilles optimaux des forêts publique et privée. Une autre extension intéressante serait de calculer les portefeuilles optimaux prévisionnels, *via* les productivités futures des essences, ce qui permettrait d'intégrer de manière plus explicite

l'impact du changement climatique. Enfin, différencier les préférences vis-à-vis du risque entre les propriétaires publics et les propriétaires privés pourrait aussi faire partie des extensions, pour peu que des différences notables soient à recenser. Nous pourrions ainsi déterminer jusqu'où les propriétaires forestiers, compte tenu de leur nature, seraient prêts à réduire la vulnérabilité de leurs forêts, même si, par ailleurs, une enquête devrait être conduite afin de décider du choix de portefeuille parmi ceux simulés. ■

## Remerciements

Les auteurs remercient l'IGN pour l'accès aux données. Ce travail a été soutenu par l'Office National des Forêts au travers de la Chaire internationale d'enseignement et de recherche « Forêts pour Demain ». L'UMR Économie Forestière est soutenue par une subvention supervisée par l'Agence Nationale de la Recherche dans le cadre du programme « Investissements d'avenir » (ANR-11-LabX-0002-01) appelé Laboratoire d'Excellence ARBRE. Les auteurs sont très reconnaissants aux deux rapporteurs anonymes, dont les remarques et les suggestions ont permis d'améliorer, de manière significative, la version liminaire du manuscrit.

---

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.T., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 4, pp. 660-684.
- Andreu L., Gutierrez E., Macias M., Ribas M., Bosch O., Camarero J.J. (2007). Climate increases regional tree-growth variability in Iberian pine forests. *Global Change Biology*, vol. 13, n° 4, pp. 804-815.
- Ariste R., Lasserre P. (2001). La gestion optimale d'une forêt exploitée pour son potentiel de diminution des gaz à effet de serre et son bois. *L'Actualité économique*, vol. 77, n° 1, pp. 27-51.
- Bigler C., Gricar J., Bugmann H., Cufar K. (2004). Growth patterns as indicators of impending tree death in silver fir. *Forest Ecology and Management*, vol. 199, n° 2-3, pp. 183-190.
- Bosu P., Cobbinah J.R., Nichols J.D., Nkrumah E.E., Wagner M.R. (2006). Survival and growth of mixed plantations of *Milicia excelsa* and *Terminalia superba* nine years after planting in Ghana. *Forest Ecology and Management*, vol. 233, n° 2-3, pp. 352-357.
- Buchman R.G., Pederson S.P., Walters N.R. (1983). A tree survival model with application to species of the great lakes region. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 13, n° 4, pp. 601-608.
- Buongiorno J., Peyron J.-L., Houllier F., Bruciamacchie M. (1995). Growth and management of mixed-species, uneven-aged forests in the French Jura: implications for economic returns and tree diversity. *Forest Science*, vol. 41, n° 3, pp. 397-429.
- Clasen C., Gries V.C., Knoke T. (2011). Financial consequences of losing admixed tree species: A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing. *Forest Policy and Economics*, vol. 13, pp. 503-511.
- Couture S., Reynaud A. (2008). Multi-stand Forest Management under a Climatic Risk: Do Time and Risk Preferences Matter? *Environmental Modeling and Assessment*, vol. 13, pp. 181-193.
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Neilson R.P. (2000). The interplay between climate change, forests, and disturbances. *Science of the Total Environment*, vol. 262, n° 3, pp. 201-204.



- Dobbertin M. (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, vol. 124, n° 4, pp. 319-333.
- Dragicevic A., Lobianco A., Leblois A. (2016). Forest planning and productivity-risk trade-off through the Markowitz mean-variance model. *Forest Policy and Economics*, vol. 64, pp. 25-36.
- Evans J. (2005). Growth rates over four rotations of pine in Swaziland. *International Forestry Review*, vol. 7, n° 4, pp. 305-310.
- Franklin J.F., Norris L.A., Berg D.R., Smith G.A. (1999). The history of DEMO: an experiment in regeneration harvest of Northwestern forest ecosystems. *Northwest Science*, vol. 73, pp. 3-11.
- Griess V.C., Knoke T. (2011). Growth performance, wind-throw, insects. Meta-analyses of parameters influencing performance of mixed Species stands in boreal and northern temperate biomes. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 41, pp. 1141-1159.
- Halpern C.B., Evans S.A., Nelson C.R., McKenzie D., Liguori D.A. (1999). Response of forest vegetation to varying levels and patterns of green-tree retention: an overview of a long-term experiment. *Northwest Science*, vol. 73, pp. 27-44.
- Hanewinkel M., Cullmann D., Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Zimmermann N. (2012). Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change, Letters*, vol. 1687, 5 p.
- Heres A.-M., Martinez-Vilalta J., Claramunt-Lopez B. (2012). Growth patterns in relation to drought-induced mortality at two scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in NE Iberian Peninsula. *Trees*, vol. 26, n° 2, pp. 621-630.
- Hogg E.T., Brandt J.P., Kochtubajda B. (2005). Factors affecting interannual variation in growth of western Canadian aspen forests during 1951-2000. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, n° 3, pp. 610-622.
- Jacobsen J.B., Thorsen B.J. (2003). A Danish example of optimal thinning strategies in mixed-species forest under changing growth conditions caused by climate change. *Forest Ecology and Management*, vol. 180, pp. 375-388.
- Kelty M.J. (1992). Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands". In *The Ecology and Silviculture of Mixed-Species Forests*, Kluwer Academic Publishers, 31 mars, 308 p.
- Knapp P.A., Soule P.T., Grissino-Mayer H.D. (2001). Detecting potential regional effects of increased atmospheric CO<sub>2</sub> on growth rates of western juniper. *Global Change Biology*, vol. 7, n°8, pp. 903-917.
- Knoke T., Stimm B., Ammer C., Moog M. (2005). Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management*, vol. 213, pp. 102-116.
- Knoke T., Ammer C., Stimm B., Mosandl R. (2008). Admixing broadleaved to coniferous tree species: A review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research*, vol. 127, pp. 89-101.
- La forêt privée française (2015). *La forêt en Rhône-Alpes*. CRPF, 29 juillet, en ligne [http://www.foretpriveefrancaise.com/data/info/497978-DocsyntheseForetRA\\_15.pdf](http://www.foretpriveefrancaise.com/data/info/497978-DocsyntheseForetRA_15.pdf).
- Linares J., Camarero J. (2012). Growth patterns and sensitivity to climate predict silver fir decline in the Spanish Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, vol. 131, n° 4, pp. 1001-1012.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzom S., Corona P., Kolstrom M., Lexer M.J., Marchetti M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 4, pp. 698-709.
- Lu H.C., Buongiorno J. (1993). Long and short term effects of alternative cutting regimes on economic returns and ecological diversity in mixed-species forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 58, n° 3-4, pp. 173-192.
- Markowitz H. (1952). Portfolio Selection. *Journal of Finance*, vol. 7, pp. 77-91.
- McDowell N.G., Allen C.D., Marchall L. (2010). Growth, carbon-isotope discrimination, and drought-associated mortality across a *Pinus ponderosa* elevational



- transect. *Global Change Biology*, vol. 16, n° 1, pp. 399-415.
- Millar C.I., Stephenson N.L., Stephens S.L. (2007). Climate change and the forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, vol. 17, n° 8, pp. 2145-2151.
- Morin X., Fahse L., Schere-Lorenzen M., Bugmann H. (2011). Tree species richness promotes productivity in European temperate forests through a strong complementarity effect. *Ecology Letters*, vol. 14, pp. 1211-1219.
- Morneau F., Duprez C., Herve J.-C. (2008). Les forêts mélangées en France métropolitaine, caractérisation à partir des résultats de l'Inventaire Forestier National. *Revue forestière française*, vol. 2, pp. 107-120.
- Neuner S., Beinhofer B., Knoke T. (2013). The optimal tree species composition for a private forest enterprise. Applying the theory of portfolio selection. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 28, pp. 38-48.
- Nichols J.D., Bristow M., Vanclay K.K. (2006). Mixed-species plantations: prospects and challenges. *Forest Ecology Management*, vol. 233, pp. 383-390.
- Office national des forêts (2015). *La forêt de Rhône-Alpes*. ONF, 29 juillet, en ligne [http://www.onf.fr/rhone-alpes/sommaire/foret\\_rhal/@@index.html](http://www.onf.fr/rhone-alpes/sommaire/foret_rhal/@@index.html).
- Ogle K., Whitham T.G., Cobb N.S. (2000). Tree-ring variation in pinyon predicts likelihood of death following severe drought. *Ecology*, vol. 81, n° 11, pp. 3237-3243.
- Plauche-Gillon H., Martin R. (1999). Aménagement et forêt privée. *Revue forestière française*, numéro spécial, pp. 60-64.
- Powers R.F. (1999). On the sustainable productivity of planted forests. *New Forests*, vol. 17, pp. 263-306.
- Roessiger J., Griess V.C., Knoke T. (2011). May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry*, vol. 84, n° 5, pp. 527-537.
- Shärlig A. (1985). *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*. Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes, 304 p.
- Schou E., Jacobsen J.B., Kristensen K.L. (2012). An economic evaluation of strategies for transforming even-aged into near-natural forestry in a conifer-dominated forest in Denmark. *Forest Policy and Economics*, vol. 20, pp. 89-98.
- Schütz J.P., Gotz M., Schmid W., Mandallaz D. (2006). Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture – European. *Journal of Forest Research*, vol. 125, pp. 291-302.
- Slimani S., Derridj A., Gutierrez E. (2014). Ecological response of *Cedrus atlantica* to climate variability in the massif of Guetiane (Algeria). *Forest Systems*, vol. 23, n° 3, pp. 448-460.
- Soule P.T., Knapp P.A. (2006). Radial growth rate increases in naturally occurring ponderosa pine trees: a late-20th century CO2 fertilization effect? *New Phytologist*, vol. 171, n° 2, pp. 379-390.
- Spiecker H. (2000). Growth of Norway spruce under changing environmental conditions in Europe. In Klimo E., Hager H., Kylhavy J. (eds.), *Spruce Monocultures in Central Europe. Problems and Prospects*, EFI Proceedings, vol. 33.
- Spittlehouse D., Stewart R. (2003). Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management*, vol. 4, pp. 1-11.
- Suarez M.L., Ghermandi L., Kitzberger T. (2004). Factors predisposing episodic drought induced tree mortality in Nothofagus-site, climatic sensitivity and growth trends. *Journal of Ecology*, vol. 92, n° 6, pp. 954-966.
- Swanson T. (1994). *The International Regulation of Extinction*. Basingstoke, Macmillan.
- Tilman D., Knopps J., Wedin D., Reich P., Ritchie M., Siemann E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, vol. 277, n° 5330, pp.1300-1302.
- Yousefpour R., Hanewinkel M. (2014). Optimizing Climate Change Strategies of Adaptation to and Mitigation of climate change for Norway Spruce (*Picea abies* Karst) Forests with Stochastic Genetic Algorithms. *Forest Science*, vol. 60, pp. 73-84.

## ANNEXES

## Annexe 1. La théorie de la sélection de portefeuille de Markowitz (1952)

Le propriétaire forestier investit dans un ensemble d'essences d'arbres  $a = 1, \dots, N$ . L'essence d'arbre  $a$  génère un rendement  $r_a$ . Le propriétaire doit également prendre en considération la matrice de covariance  $\sigma_{ab}$ , soit la covariance entre les rendements des essences  $a$  et  $b$ , en raison du côté risqué de l'investissement. La matrice est définie comme étant de rang plein et donc inversible.

$$\forall a, b \in \{1, \dots, N\} : \sigma_{ab} = \sigma(r_a, r_b)$$

En diversifiant les essences d'arbres, le forestier peut modifier le rendement du portefeuille. Il détermine les portefeuilles efficients, lesquels sont définis par leur rendement espéré et la matrice de covariance. La variance du portefeuille diversifié est

$$\sigma_p^2 = \sigma_{ab} \sum_{a=1}^N x_a \sum_{b=1}^N x_b$$

où  $x$  représente le poids de l'essence dans le portefeuille. Le forestier cherche à minimiser la variance du portefeuille, c'est-à-dire à minimiser le risque

$$\min_{x_a} \frac{1}{2} \sigma_{ab} \sum_{a=1}^N x_a \sum_{b=1}^N x_b$$

Sous la contrainte d'un objectif de rendement

$$\sum_{a=1}^N x_a r_a \geq \bar{r}$$

Et la contrainte budgétaire

$$\sum_{a=1}^N x_a \geq 1$$

Afin de résoudre le programme de minimisation du forestier, on forme le Lagrangien

$$L = \frac{1}{2} \sigma_{ab} \sum_{a=1}^N x_a \sum_{b=1}^N x_b + \lambda \left( \bar{r} - \sum_{a=1}^N x_a r_a \right) + \mu \left( 1 - \sum_{a=1}^N x_a \right)$$

La condition de premier ordre donne

$$\lambda r_a - \sum_{b=1}^N x_b \sigma_{ab} = -\mu$$

Sachant que

$$\sum_{b=1}^N x_b \sigma_{ab} = cov(r_a, r_p)$$

Ce qui donne

$$\lambda r_a - cov(r_a, r_p) = -\mu$$

Où  $\lambda$  la valeur du rendement relative à la minimisation du risque ;  $\mu$  est le coût marginal d'investissement ;  $cov(r_a, r_p)$  est le risque marginal de l'essence  $a$  sur le risque du portefeuille  $p$ . Nous avons

$$\frac{\partial \sigma_p^2}{\partial x_a} = 2 \sum_{b=1}^N x_b \sigma_{ab} = 2 cov(r_a, r_p)$$

L'investissement marginal dans l'essence  $a$  accroîtra le risque du portefeuille seulement si son rendement est positivement corrélé à celui du portefeuille.

Annexe 2. Cartes de la composition actuelle et optimale des essences de la forêt privée française

# Forêt privée - Répartition actuelle



## Légende

### Essence actuelle - forêt privée















	Essence optimale = essence actuelle		Douglas
	Essence optimale <-> essenc actuelle		Epicéa commun
			Hêtre
			Mélèze d'Europe
	Chêne pédonculé		Pin maritime
	Chêne pubescent		Pin sylvestre
	Chêne sessile		Sapin pectiné
	Chêne vert		

## Forêt privée - Répartition optimale



### Légende

#### Essence actuelle - forêt privée

	Essence optimale = essence actuelle		Douglas
	Essence optimale <-> essenc actuelle		Epicéa commun
			Hêtre
	Chêne pédonculé		Mélèze d'Europe
	Chêne pubescent		Pin maritime
	Chêne sessile		Pin sylvestre
	Chêne vert		Sapin pectiné