

Analyse des comportements de prévention et d'assurance des sylviculteurs face aux risques naturels encourus par la forêt

Rapport final

Coordonné par

le Laboratoire d'Economie Forestière (LEF) : Anne Stenger, **Dominique Normandin (†)**,
Jean-Luc Peyron, Stéphane Couture

Conduit en partenariat avec

le Laboratoire Economie et Compétitivité (LEC, AFOCEL) : Francis de Morogues
l'antenne de Toulouse de l'Institut pour le Développement Forestier (IDF) : Olivier Picard
le Laboratoire d'Economie de l'Environnement et des Ressources NAturelles (LEERNA) :
Christian Gollier
le Laboratoire d'Etude des Ressources FORêt-Bois (LERFOB) : Max Bruciamacchie

Dédié à Dominique Normandin qui a consacré une formidable énergie au lancement de ce projet mais
n'a malheureusement pu en voir l'aboutissement.

L'objectif de ce projet de recherche est de dresser un état de l'art sur la gestion et la prévention des risques naturels encourus par les ressources forestières.

La démarche générale d'élaboration du rapport final qui suit, repose d'une part, sur les objectifs fixés lors de la signature du projet et, d'autre part, sur la base de réflexion généralement utilisée pour réaliser des études de processus décisionnels en univers incertain et qui n'est pas spécifique à notre problématique. C'est par une combinaison de ces deux aspects qu'a été construit le rapport suivant. De plus, ce dernier regroupe, d'une part, une synthèse des différents travaux de recherche réalisés au cours de son projet et, d'autre part, les différentes études effectuées répertoriées.

Sommaire

	Pages
Synthèse générale	4
Partie I. La définition et la quantification des risques naturels encourus par les ressources forestières	17
Chapitre I-1. La mesure de l'aléa	18
Chapitre I-2. L'estimation des fonctions de dommages	62
Partie II. La caractérisation des itinéraires techniques en situation risquée	123
Chapitre II-1. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier	124
Chapitre II-2. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte d'aversion au risque du propriétaire forestier	179
Partie III. Les comportements de prévention des sylviculteurs face aux risques	185
Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes de terrain ou de protocoles d'économie expérimentale	186
Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques	218
Table des matières	238

Synthèse générale

Les deux tempêtes successives, Martin et Lothar, de décembre 1999 n'ont pas seulement constitué une catastrophe écologique mais ont aussi été une catastrophe économique pour les propriétaires forestiers français. Plus de 150 millions de mètres cubes de bois tombés (soit 5 à 6 % de l'ensemble du stock sur pied de la forêt française), une perte financière estimée à plus de 6 milliards d'euros (au moins 5 des 6 milliards concernent des collectivités ou des propriétaires privés), tels sont les effets directs ou induits de ces événements naturels sans précédent¹. L'importance de ces dégâts est directement liée à la violence exceptionnelle des vents, mais aussi à l'importance des surfaces et des volumes de bois à l'hectare. A peine 2 % seulement du montant des dégâts des forêts feront l'objet d'une indemnisation par les assurances. Les indemnisations de ces événements exceptionnels ne peuvent relever ni du régime des « catastrophes naturelles » ni de celui des « calamités agricoles », car la loi de juin 1990 élargit la garantie incendie des assurances de dommages aux effets de tempête, rendant ces risques assurables par le simple régime de l'assurance dommage². Très peu de forêts sont couvertes par une telle assurance. Avant la tempête, la forêt était très peu assurée contre l'incendie et la tempête. On estime que cette couverture était de moins de 0,5 % des propriétaires forestiers, soit environ 7 % de la forêt privée. L'assurance de la production forestière ne s'est développée que pour le risque de feu de forêt. Suite aux tempêtes de décembre 1999, la couverture simultanée du risque tempête par les contrats d'assurance incendie a entraîné un renchérissement des primes d'assurance et un désengagement de certaines compagnies d'assurance. Tenant compte de cette situation, la loi d'orientation sur la forêt de juillet 2001 a abrogé cette disposition. Actuellement, le risque tempête est très faiblement assuré dans le secteur forestier.

Indéniablement, la production forestière, par son horizon temporel long, est une activité risquée. Citons les risques biologiques (insectes, maladies), météorologiques (tempête, gel), humains (incendie) et économiques (prix du bois) qui affectent la gestion des peuplements. Les aléas climatiques sont fréquents et connus mais leur intensité est parfois exceptionnelle (les tempêtes de décembre, au nord comme au sud de la France, dont les vitesses de vent n'ayant pas été prévues en sont un des exemples). Les intempéries vécues récemment ont ravivé les réflexions et ont relancé l'intérêt de la réflexion de la gestion des risques dans la production forestière. Parmi les objectifs affirmés figure la volonté de fournir des outils pour prévenir les risques et évaluer, plus précisément,

¹ Les tempêtes précédentes de 1990, 1987 et 1982 avaient renversé respectivement 8 millions de mètres cubes dans l'Est de la France, 7,5 millions de mètres cubes en Bretagne et 12 millions de mètres cubes dans le Massif Central. Par comparaison toujours, les volumes des bois abattus dans toute l'Europe occidentale au cours des plus grandes tempêtes enregistrées depuis un siècle, n'avaient jamais, sauf en 1990, dépassé 28 millions de mètres cubes.

² Tout assuré ayant souscrit une assurance dommage contre le risque incendie est automatiquement couvert contre les effets du vent dû aux tempêtes, ouragans et cyclones.

les conséquences de ces sinistres. Un des problèmes majeurs concerne les statistiques relatives aux phénomènes d'intensité anormale qui sont rares et difficiles à établir.

L'analyse du comportement des propriétaires forestiers sylvicoles en présence de risques naturels s'inscrit dans le domaine des études de processus décisionnels en univers incertain. Une telle étude doit inclure trois composantes. La première consiste à quantifier le risque, ce qui revient à définir les probabilités des différents états de la nature possibles. La deuxième vise à analyser le comportement de l'agent en situation risquée en tenant compte uniquement de l'aléa mais en supposant que le décideur est neutre vis-à-vis du risque. Enfin, la dernière étape s'intéresse à la quantification de l'aversion pour le risque de l'agent. Une fois, ces trois étapes réalisées, il est possible d'effectuer une étude générale et globale de la prise de décision en univers risqué, en utilisant les différentes informations et les éléments obtenus. Cette démarche générale, non spécifique à notre problématique, s'avère la plus adaptée. C'est sur cette base de réflexion qu'a reposé le déroulement des travaux du projet, il en sera de même pour ce rapport. Ce dernier comprend donc trois phases : définition et quantification des risques, action des sylviculteurs en univers risqué et comportements des sylviculteurs français en termes de prévention face aux risques. Pour chacune de ces phases, seront présentés les travaux réalisés par les différents laboratoires.

L'objectif de ce travail est de dresser un état de l'art, dans une optique pluridisciplinaire, sur la gestion et la prévention des risques naturels encourus par les ressources forestières, en ciblant les risques tempête et incendie. Il vise aussi à apporter des éléments de réflexion et de discussion sur la façon de formaliser le comportement des sylviculteurs face à un risque naturel. On s'intéresse ici aux risques de dommages aux biens du propriétaire, et non à ceux découlant de sa responsabilité civile³.

Partie I. La définition et la quantification des risques naturels encourus par les ressources forestières (IDF, LERFOB, LEF, AFOCEL)

Même si les deux tempêtes successives de décembre 1999 ont fait prendre conscience au grand public et aux décideurs publics l'existence et l'importance des risques liés au vent, les gestionnaires et la plupart des propriétaires forestiers avaient déjà bien perçu les différentes facettes de ce risque. Mais avant tout comment obtenir une représentation statistique du risque ? Il existe actuellement peu de données permettant directement de quantifier ce risque. Il peut être fait appel à des modèles de simulation pour générer ce type de risque ce qui soulève de nombreuses difficultés. On voit ici

³ En France, les propriétaires forestiers adhérents à un syndicat de propriétaires forestiers sylviculteurs bénéficient d'une assurance en responsabilité civile qui couvre les dommages corporels et matériels causés à des tiers.

clairement toute l'importance ainsi que tout l'enjeu de cette information qui conditionnera la pertinence et la validité des résultats à venir.

Avant d'analyser la prise de décision des propriétaires forestiers en univers risqué, la première opération à réaliser consiste à définir et à évaluer les risques de tempête et de feux de forêts. Mais avant tout, définissons les différents risques auxquels fait face un propriétaire forestier.

Les propriétaires forestiers font face à plusieurs types de risques que l'on peut classer en deux catégories selon qu'ils concernent la forêt et ses revenus ou ses usagers. Les risques relatifs aux usagers ne sont pas spécifiques à la production forestière et relèvent de la responsabilité civile du propriétaire forestier : ils sont exclus de l'analyse. Dans les calculs de rentabilité des investissements forestiers, il faut tenir compte des risques inhérents à la pratique de la sylviculture. Comment savoir, en effet, de quelle façon évoluera le prix des bois d'ici 30 ou 50 ans. Quels sont les risques de voir un peuplement détruit par la tempête ou ravagé par le feu ? Il est donc opportun de séparer les risques qui pèsent sur la forêt en deux catégories : les risques d'ordre économique et les risques dus aux accidents naturels et d'origine humaine. Les risques économiques reposent sur le caractère variable des revenus forestiers, variabilité due aux fluctuations des prix des bois et des coûts de production. Ces risques ne seront pas considérés dans ce projet de recherche. Les épisodes climatiques récents ont mis en exergue la portée des risques mettant en jeu l'avenir de la forêt. Au cours de leurs longues années, les arbres sont exposés à une multitude de risques qui sont soit d'origine naturelle (tornades, tempêtes, sécheresse, gel, neige, foudre, déprédateurs) soit d'origine humaine (guerre, incendie). Nous nous limitons à l'analyse des risques tempête et incendie. Les tempêtes sont jugées différemment, en matière d'expertise, par les climatologues et les compagnies d'assurance. Pour les premiers, il y a tempête lorsque la vitesse moyenne du vent est au moins égale à 63 km/h et pour les seconds, lorsque la vitesse des rafales est au moins de 100 km/h. Les incendies sont causés soit par imprudence, soit par malveillance, soit par la foudre.

Une fois le risque défini, la difficulté consiste à représenter le risque et à chiffrer en termes de perte de production et de revenu, la gravité des risques subis par la forêt. Le risque est généralement représenté par une distribution de probabilités sur les états possibles du monde, les probabilités pouvant être déterminées à partir de données statistiques (si on dispose de telles données, c'est-à-dire si le problème est répété fréquemment).

La quantification des risques incendie et chablis repose sur la mesure des aléas d'une part et sur l'évaluation des fonctions de dommages d'autre part. La mesure de l'aléa (Chapitre I-1) est fondée sur quatre études empiriques : les deux premières sont relatives aux risques de tempêtes (Sous-chapitres I-1.1 et I-1.2), l'une reposant sur des données chablis de l'Inventaire Forestier National (IFN) et l'autre sur des notions de seuil, puis les deux suivantes ciblent le risque de feux de forêt (Sous-chapitres I-1.3 et I-1.4), l'une s'intéressant aux périodes de retour des feux et l'autre à la notion de risque induit et de

risque subi. L'estimation des fonctions de dommages (Chapitre I-2), tant pour le cas des tempêtes (Sous-chapitre I-2.1) que pour celui des incendies (Sous-chapitre I-2.2), est conditionnée à la littérature existante sur cette thématique.

L'objectif de cette partie n'est pas de faire une liste exhaustive de tous les risques auxquels fait face un propriétaire forestier mais de définir et de quantifier les risques incendie et tempête.

Chapitre I-1. La mesure de l'aléa

L'aléa tempête puis l'aléa feu de forêt sont successivement étudiés et mesurés.

La mesure de l'aléa tempête (Sous-chapitres I-1.1 et I-1.2)

• De l'étude pour mesurer le risque de chablis dû au vent en forêt à partir des données de l'IFN (*Sous-chapitre I-1.1. La mesure de l'aléa tempête par une étude empirique à partir des données de chablis de l'Inventaire Forestier National*), il en ressort une analyse portant sur l'évaluation de la sinistralité de la forêt privée française. Des séries longues, de 1978 à 1999 (tempêtes de décembre 1999 partiellement prises en compte), couvrant toute la France, ont été utilisées pour mesurer le risque de chablis dû au vent en forêt. Les principaux résultats de cette étude sont les suivants :

- ✓ La sinistralité moyenne des forêts sur la période 1978-1999 est de 3,1% en moyenne, avec de grandes différences entre les futaies résineuses et les taillis.
- ✓ Malgré une augmentation du volume sur pied en forêt, et de la surface, le volume de chablis non récolté reste stable en moyenne, la proportion de surface touchée augmente légèrement.
- ✓ L'ampleur des dégâts est plus importante pour les futaies résineuses, en effet 7,5% des surfaces de futaies résineuses ont été touchées au cours des 20 dernières années, alors que cela ne concerne que 5% des futaies feuillues ou 2,7% des taillis.

• L'étude sur la notion de seuil relatif à la vitesse des vents (*Sous-chapitre I-1.2. La mesure de l'aléa tempête : vers des notions de seuil*) souligne le fait que ce seuil n'est pas unique mais est fonction du contexte écologique d'une part et des essences d'autre part.

La mesure de l'aléa feu de forêt (Sous-chapitres I-1.3 et I-1.4)

• De l'étude sur les périodes de retour des feux (*Sous-chapitre I-1.3. La mesure de l'aléa incendie : les périodes de retour des feux*) est montrée une tendance à la diminution des superficies brûlées qui est observée depuis dix ans. Cette réflexion sur les périodes de retour des feux a été effectuée sur la base de données publiées par le Ministère de l'Agriculture entre 1981 et 1999.

- Plus particulièrement sur l'extension géographique des aléas (*Sous-chapitre I-1.4. Méthodes de cartographie des aléas induits et subis. Cas du risque feu.*), les notions de risque induit et de risque subi qui reposent sur la distinction de la probabilité de départ de feu de celle d'être atteint par le feu, sont présentées. Au vue de la littérature existante, risque induit et risque subi sont deux notions clairement définies et bien séparées ; cependant, il n'existe actuellement aucune réflexion portant précisément sur leur liaison. L'objectif de ce sous-chapitre est de combler cette lacune et de proposer une solution, pouvant être mise en œuvre dans le cas de feux simulés, qui vise à calculer l'occurrence et l'intensité de l'aléa induit puis de l'aléa subi. Cette solution repose, d'un point de vue théorique, sur l'application du théorème de Bayes et est obtenue, d'un point de vue empirique, par un logiciel de simulation qui a été spécialement réalisé pour le projet.

Une fois les aléas mesurés, les impacts de ces risques sur la forêt sont mesurés par des fonctions de dommages qui définissent les pertes de production et de revenus subies.

Chapitre I-2. L'estimation des fonctions de dommages

Les méthodes d'évaluation des dommages estimés ou calculés des risques tempête puis incendie sont présentées.

L'estimation des fonctions de dommages tempête (Sous-chapitre I-2.1)

De la littérature vaste et éclatée sur cette thématique, il en ressort deux principaux types de méthodes pour estimer les fonctions de dose réponse appliquée au cas des tempêtes : l'investigation statistique et l'approche mécanique, qui, selon le cadre d'analyse, seront privilégiées en fonction de l'espèce, du peuplement, de la sylviculture, de la zone géographique...

L'estimation des fonctions de dommages incendie (Sous-chapitre I-2.2)

L'estimation des fonctions de dommages incendie se caractérise par une multiplicité de méthodes répondant à la diversité des objectifs poursuivis et des besoins à satisfaire.

Partie II. La caractérisation des itinéraires techniques des propriétaires forestiers en situation risquée (LEF, LERFOB, AFOCEL, LEERNA)

Une fois le risque identifié, il est maintenant important de s'intéresser à la définition de la gestion forestière en choisissant la densité initiale, les modalités de réalisation des éclaircies et enfin l'âge d'exploitation, de manière optimale, que l'on se place dans le cas de peuplements équiennes, formé

d'arbres dont les différences d'âge sont nulles ou faibles, ou dans celui de peuplements inéquiennes, composés d'arbres d'âges apparemment différents, mais toujours en situation risquée.

Nombreuses étant les analyses poussées réalisées dans le passé sur la gestion forestière mais en univers certain, il s'avère maintenant utile de se pencher sur le cas plus complexe de la construction de modèles formels permettant de représenter les décisions des propriétaires forestiers et de comparer les résultats en situation de certitude, puis de neutralité au risque, et enfin d'aversion au risque, en s'appuyant sur les outils de la théorie de la décision en univers risqué.

L'analyse des actions des propriétaires forestiers en situation risquée requiert une réflexion tant analytique que numérique. L'approche analytique vise à décrire les comportements des propriétaires forestiers face à un risque naturel. Elle repose donc sur des analyses classiques fondées sur la micro-économie et l'économie du risque et de l'incertain. Elle permet de développer un cadre de réflexion permettant la compréhension de la prise de décision des propriétaires forestiers face aux risques naturels. Qualitatifs sont les résultats obtenus par cette analyse. L'approche numérique repose sur des approches plus innovantes, généralement fondées sur la simulation mathématique, un des avantages de cette approche étant que l'on peut toujours s'accommoder d'une information relativement limitée. Elle a pour objectif de concevoir des outils de gestion des risques relatifs à la forêt.

La spécificité de ce travail, tant analytique que numérique, est liée à la prise en compte des aspects de long terme, de décision séquentielle et irréversible, de partage de risque et de la dynamique des processus physiques, un enjeu clé en matière de risques forestiers. Initialement réalisées en supposant que les propriétaires sont neutres vis-à-vis du risque et donc supposés maximiser leurs bénéfices actualisés (Chapitre II-1), ces analyses sont complétées en intégrant le fait qu'ils présentent de l'aversion pour le risque, ce qui suppose qu'ils s'intéressent plus à l'utilité issue de leur consommation qu'à leurs simples revenus (Chapitre II-2).

Chapitre II-1. Dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier

L'approche présentée ici s'inscrit dans le cadre de gestion de peuplements forestiers. La question posée consiste à déterminer l'âge optimal de coupe d'un peuplement forestier lorsque la production ligneuse fait face à un risque de catastrophe naturelle. L'article séminal de Faustmann (1849) traite de ce problème et la solution proposée repose simplement sur la maximisation de la valeur du fonds forestier en tant que somme de l'ensemble des revenus nets futurs actualisés. Cette théorie s'appuie sur un certain nombre d'hypothèses restrictives, notamment celle relative au caractère certain de l'univers. Même si de nombreux développements tenant compte des risques économiques abondent dans la littérature économique forestière, rares sont les articles insérant les risques naturels.

Quelles sont les implications sur l'âge optimal de coupe d'incorporer l'incertitude sur la production ligneuse ? La littérature existante ne nous permet pas de répondre à cette question. Les modèles

élaborés dans ce travail apportent une réponse à cette question et permettent ainsi d'étendre l'analyse. La démarche adoptée dans ces travaux vise à privilégier le niveau de précision en terme de gestion des peuplements, rendant difficile l'intégration complète du comportement vis-à-vis du risque des propriétaires forestiers. Elle consiste donc à étudier le cas de la neutralité au risque. Deux approches parallèles, l'une analytique et l'autre numérique, ont été privilégiées.

Dans le Sous-chapitre II-1.1 (*Essai relatif à l'économie des risques forestiers catastrophiques*), les deux approches sont adoptées. Dans la partie analytique, qui vise à étendre le modèle séminal de Faustmann, le critère à maximiser est défini analytiquement. Ce modèle de réflexion et d'analyse plus qualitative vise à définir l'âge d'exploitabilité d'un peuplement forestier équienne en présence de risque catastrophique. Il repose sur le modèle de Faustmann (bénéfice actualisé en séquence infinie) dans des situations avec et sans risque. Le risque est pris en compte sous forme de probabilité d'affecter ou non annuellement le capital sur pied. L'effet du risque sur l'âge d'exploitabilité optimale dépend des hypothèses faites en ce qui concerne la récupération du bois sinistré (trois cas de figure sont envisagés : sauvetage intégral, sauvetage partiel et sauvetage nul). Il est montré que, sous certaines hypothèses simplificatrices (la probabilité de sinistre est constante avec l'âge du peuplement et le sauvetage inexistant), le risque se traduit « presque » (car un terme supplémentaire apparaît visant à réduire la diminution de la valeur du fonds) par une augmentation du taux d'actualisation (résultat couramment rencontré dans la littérature) égale à la probabilité annuelle de survenue du sinistre.

La partie numérique porte sur le cas de la peupleraie. Dans le cas où la probabilité de sinistre est constante dans le temps, lorsque le sauvetage est nul, l'âge d'exploitabilité diminue naturellement avec le risque ; on retrouve ainsi le résultat courant que la probabilité d'un sinistre incite à raccourcir l'âge d'exploitabilité. Lorsque le sauvetage est total, l'âge d'exploitabilité augmente avec le risque. Ce dernier phénomène s'explique par le fait que le propriétaire ne perd rien à maintenir sur pied des arbres mûrs dès lors que leur renversement ne présente aucun coût, mais également qu'on y gagne en évitant de les remplacer par de jeunes peuplements dans lesquels la perte serait bien plus considérable. Dans le cas intermédiaire d'un sauvetage partiel, on note une très faible sensibilité de l'âge de coupe au risque. Ces résultats sont aussi valides dans le cas où la probabilité de l'aléa est une fonction croissant linéairement avec le temps.

De même, est étudié, d'un point de vue tant analytique que numérique, le problème de gestion d'une parcelle partiellement détruite, et plus particulièrement le cas d'une gestion non différenciée entre les parties détruite et indemne. La conclusion de cette étude est que, dans la majeure partie des cas, il sera préférable de maintenir le peuplement restant sur pied pour l'exploiter à un âge légèrement inférieur à l'âge d'exploitabilité normal.

Le cas plus particulier de la forêt landaise (*Sous-chapitre II-1.2 La modélisation de la forêt landaise : portée et limites*) est étudié et quelques réflexions relatives aux modifications dues à l'introduction et à

l'anticipation du risque sur la gestion optimale puis sur une forme de gestion des conséquences du sinistre, sont proposées. Dans le cas d'un risque catastrophique, les exemples présentés montrent, entre autres, que l'âge d'exploitabilité ne varie pas beaucoup du fait de l'aléa lorsque les conséquences du sinistre peuvent être limitées par une récupération efficace des produits et que, pour reconstituer rapidement une futaie équilibrée, il convient de reboiser rapidement une grande partie des terrains mais pas forcément la totalité.

Dans le Sous-chapitre II-1.3 (*Un outil de simulation numérique*), un programme de simulation numérique conçu (sous Excel) détermine les itinéraires techniques de peuplements en futaie régulière en présence de risques. Le modèle introduit un modèle de croissance du peuplement (accroissement selon l'âge et la classe de fertilité), un modèle de sylviculture (régime d'éclaircies, âge d'exploitation, seuil de destruction au-delà duquel on recommence un cycle de production) et un module de calcul économique (introduction des coûts de plantation et de gestion, des prix des produits et du taux d'actualisation). Sont également introduits des éléments concernant le risque encouru : temps de retour et niveau de perte par classes d'âge, ainsi qu'un système d'assurance. Le modèle repose sur la méthode de Monte-Carlo et l'aléa est simulé de manière aléatoire à partir d'une loi exponentielle négative reposant sur le temps de retour de l'événement. Notons quelques résultats marquants : l'assurance n'est intéressante pour le propriétaire forestier, dans le sens où il arrive à amortir ses cotisations annuelles, qu'en cas de très forts dommages ou en cas de cycle de retour de l'aléa très court et de dégâts importants. Dans le cadre étudié, une sylviculture plus conservatrice s'avère plus performante qu'une sylviculture dynamique puisqu'elle est plus proche de la situation sans aléa. Si le cycle de retour de l'aléa est supérieur à l'âge d'exploitabilité, alors la prise en compte du risque conduit à retarder l'âge de coupe. Puis la prise en compte du risque est étudiée dans le cas de peuplements irréguliers, grâce à une version modifiée du précédent logiciel, ces modifications intégrant les spécificités de ce type de peuplement. Il faut maintenant raisonner au niveau de l'arbre. L'insertion du risque se traduit par la modification de la valeur du taux de fonctionnement d'un arbre qui intègre alors la probabilité d'aléa et le pourcentage de sauvegarde. Ainsi, le gestionnaire est incité à exploiter plus rapidement les essences risquées, ayant un pourcentage de sauvegarde faible.

Les propriétaires forestiers ne sont en général pas neutres au risque mais présentent tous au contraire une plus ou moins grande aversion vis-à-vis du risque. Ce comportement s'exprime sous la forme d'une fonction d'utilité strictement croissante et concave avec la consommation. Cette dernière dépend de tous les revenus du propriétaire qu'ils soient forestiers ou non. Ces flux varient au cours du temps et peuvent être soit consommés soit épargnés. Apparaît alors conjointement à la gestion sylvicole la gestion de l'épargne qui constitue, par hypothèse, un moyen de se couvrir contre le risque. Dans ce contexte, la démarche suivie repose toujours sur des modèles de type Faustmann dans lesquels est intégrée l'aversion au risque des propriétaires forestiers.

Chapitre II-2. Dans un contexte d'aversion vis-à-vis du risque du propriétaire forestier

La prise en compte de l'aversion pour le risque des propriétaires forestiers (*Sous-chapitre II-2.1. Décision de récolte face aux risques*) soulève de nombreuses difficultés, notamment de résolution des modèles. Des solutions analytiques ne peuvent être qualitativement dégagées que dans un modèle à deux périodes, présent et futur. A la différence du cas de la neutralité au risque, le problème du propriétaire forestier ici ne se limite pas uniquement à la définition de l'âge d'exploitabilité optimale mais concerne également la détermination de l'épargne. Gestion forestière et gestion d'épargne sont analysées à l'aide d'un modèle formel reposant sur les hypothèses fondamentales suivantes : le propriétaire forestier gère un peuplement équienne homogène soumis à un risque catastrophique ; le propriétaire forestier est caractérisé par une fonction d'utilité de la consommation, strictement croissante et concave ; il peut allouer une partie de son revenu à une épargne monétaire sans risque. La résolution de ce modèle repose sur l'utilisation de la programmation dynamique. Il s'agit d'un modèle théorique explicatif dont les résultats seront d'ordre qualitatif. Ce modèle se concentre sur la manière dont le propriétaire résout le problème suivant : faut-il mieux maintenir un peuplement sur pied et le récolter plus tard ou le couper maintenant ? Ce problème peut être formulé autrement, par exemple en terme de comparaison de deux types d'épargne, l'un physique et l'autre monétaire, est-il préférable de placer son argent dans un actif non risqué (couper et épargner) ou de le placer dans un actif risqué (maintenir le peuplement sur pied) ? On voit là clairement le rôle que va jouer l'aversion pour le risque dans la prise de décision de l'agent. Il est montré analytiquement que la décision optimale d'épargne est définie selon la règle d'égalité entre le rendement réel net de l'épargne et le taux marginal de substitution tandis que la définition de la récolte optimale repose sur la comparaison entre l'équivalent récolte et la rémunération au taux d'intérêt de la récolte.

Après avoir abordé l'aspect production, le comportement des propriétaires forestiers doit maintenant être étudié en termes de prévention et de couverture contre les risques naturels. On s'intéressera plus particulièrement à la prise de décision relative à l'assurance ou aux mesures d'auto-assurance sachant que l'on ne dispose pas à l'heure actuelle de données sur ce type de comportement.

Partie III. Les comportements de prévention des sylviculteurs français face aux risques (IDF, LEF, LEC, LEERNA)

Le constat de la situation du marché de l'assurance privée en France est le suivant : très peu de propriétaires privés sont assurés (moins de 7% de la forêt privée) contre les risques de tempête et d'incendie, les tempêtes de décembre 1999 n'ayant pas modifié ce phénomène, entraînant un renchérissement des primes d'assurance et un désengagement de certaines compagnies d'assurance.

Avant les tempêtes de décembre 1999, un petit nombre de compagnies proposaient aux propriétaires forestiers des contrats incendie-tempête, qui, en fonction des garanties souscrites, indemnisaient les coûts de reboisement ou la perte de valeur d'avenir du peuplement lorsque la superficie d'un seul tenant détruite à 100% rapportée à la superficie assurée dépassait un certain seuil. Après les tempêtes, certaines compagnies se sont retirées du marché ou ont limité leur garantie au seul risque incendie, la loi d'orientation sur la forêt de 2001 ayant abrogé l'élargissement de la garantie incendie des assurances de dommages aux effets de tempête. D'autres compagnies ont modifié leurs contrats incendie-tempête en augmentant le rapport primes / garanties qui varie désormais entre 6 pour mille et 9 pour mille en fonction des compagnies et des essences des peuplements assurés, alors qu'il ne variait qu'entre 1 pour mille et 2 pour mille avant tempête. Parallèlement, les propriétaires forestiers se disent de plus en plus demandeurs de système de couverture contre les risques naturels mais peu d'informations relatives à ce comportement est disponible. Un décalage entre offre et demande est présent sur le marché de l'assurance en forêt.

Il n'existe pas de données relatives aux comportements observés des propriétaires forestiers en matière de prise de décision pour se couvrir contre les risques naturels. Il faut donc avoir recours à d'autres approches que les méthodes économétriques. Tel est l'objectif de cette partie.

L'étude des comportements des propriétaires forestiers face aux risques s'est orientée autour de deux approches : une approche d'enquêtes terrains ou de protocoles d'économie expérimentale et une approche qualitative reposant des modèles d'analyse théorique.

Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes terrain ou de protocoles d'économie expérimentale

Des enquêtes terrain ont été réalisées auprès de propriétaires forestiers individuels (Sous-chapitre III-1.1.) et non individuels (Sous-chapitre III-1.2.) puis une enquête d'économie expérimentale (Sous-chapitre III-1.3.) a été effectuée pour analyser les comportements de prévention des propriétaires forestiers face aux risques naturels.

Deux enquêtes terrains (*Sous-chapitre III-1.1. Une enquête auprès des propriétaires privés individuels*) ont été réalisées auprès de propriétaires forestiers individuels. Un premier échantillon de 550 personnes a été interrogé sur lesquelles plus de 50% ont accepté de répondre aux questions posées. Un second échantillon d'adhérents auprès des syndicats de propriétaires forestiers sylviculteurs a été constitué, ce qui a permis de collecter 2148 réponses. Les résultats principaux de ces enquêtes indiquent ce qui suit. Globalement les risques sont perçus comme plutôt faibles, par plus de 50% des propriétaires quel que soit le type de leurs peuplements. Les propriétaires interrogés sont peu assurés même en responsabilité civile (30%) ; 11% déclarent être assurés contre l'incendie et

moins de 8% le sont contre la tempête. Cependant, 21% des propriétaires sont intéressés par une assurance dommages selon l'une des modalités réalistes proposées. On note une forte variabilité concernant la relation entre la perception du risque et le désir d'assurance chez les propriétaires forestiers ; certains déclarent ne pas vouloir s'assurer alors qu'ils perçoivent les risques comme importants tandis que d'autres jugent les risques faibles mais souhaitent tout de même s'en prémunir. Aussi, sur le même échantillon, une relation entre l'intérêt pour l'assurance et la présence d'un sinistre récent est difficile à établir. Le marché actuel de l'assurance dommage correspond environ à 7% des propriétaires assurés à un taux de 7‰, rapport entre le capital garanti et la prime annuelle consentie. Il apparaît qu'en moyenne, 12% des propriétaires accepteraient un taux de 3,5‰. La garantie moyenne désirée est d'environ 3000 €/ha. Enfin, au-delà de 48 €/ha de cotisation, aucun propriétaire ne souhaite s'assurer.

Des échanges avec les principaux investisseurs (*Sous-chapitre III-1.2. Une enquête auprès des propriétaires privés non individuels*) ont été réalisées dans le but d'étudier le comportement des propriétaires forestiers privés non individuels. Les groupements forestiers (GF) institutionnels assurent leurs actifs contre les risques incendie et tempête pour deux raisons : c'est un argument vis à vis de la clientèle des investisseurs (personnes physique et morale) pour ce type de placement ; c'est une obligation de la Commission de contrôle des assurances lorsque les parts de GF sont inscrites dans les provisions techniques d'un contrat d'assurance. Seule la CNP s'auto-assure. Toutes les parcelles sont assurées, sans distinction particulière de vulnérabilité, même si les couvertures sont variables selon les peuplements. Selon l'Association des sociétés forestières et groupement fonciers et forestiers (ASFFOR), les sinistres de 1999 ont prouvé l'intérêt de s'assurer. Le principe n'est donc pas remis en cause malgré la hausse des tarifs. Cependant, les réflexions actuelles portent sur l'abaissement des coûts par l'ajustement des couvertures aux peuplements et l'abaissement des durées des révolutions, la recherche de nouveaux assureurs en dehors des existants (MISSO, CGA- de la BRETESCHE, MMA) et des modifications législatives ou réglementaires pour réduire les charges d'encadrement des contrats tempêtes. La réflexion à ce sujet est menée dans le groupe de travail sur les assurances prévu par la Loi d'Orientation sur la Forêt.

L'enquête d'économie expérimentale (*Sous-chapitre III-1.3. Une expérimentation auprès des propriétaires privés*) vise aussi à analyser le comportement des propriétaires forestiers face aux risques mais plus particulièrement à analyser l'aversion pour le risque des propriétaires. Elle a aussi pour objectif d'apprécier le comportement des propriétaires forestiers en terme d'actions d'auto-protection et d'auto-assurance. Elle s'attache aussi à analyser le problème de l'ambiguïté sur l'aléa ou les dommages et de l'aversion à l'ambiguïté des propriétaires. Elle repose sur une approche d'économie expérimentale. Pour construire les protocoles expérimentaux, il a été au préalable nécessaire de disposer d'un recensement des différentes mesures de prévention possibles pour les deux

types de risques envisagés. Ces protocoles sont mis en place pour tester la réaction des propriétaires forestiers face à divers scénarios avec ou sans risque, en situation forestière ou non. Une soixantaine de propriétaires forestiers lorrains sont concernés. Cette étude permet d'estimer l'aversion pour le risque des propriétaires forestiers ainsi que leur consentement à payer pour passer d'une situation risquée à une situation moins risquée d'une part, et de repérer les déterminants du choix de s'assurer ou de se protéger d'autre part. Etant la multitude de résultats obtenus suite à l'expérimentation, seuls quelques uns portant sur l'aversion au risque des propriétaires forestiers puis sur leurs comportements en matière d'assurance sont ici mentionnés. Il est montré que la majorité des propriétaires forestiers présentent de l'aversion pour le risque, quel que soit le contexte, risqué ou ambigu. L'ambiguïté a généralement pour effet d'accentuer les comportements observés. Les variations de l'aversion pour le risque entre les individus sont dues essentiellement à trois facteurs, qui peuvent jouer indépendamment ou conjointement, : les revenus en jeu (soit des gains soit des pertes), les montants de ces revenus et les probabilités. Par exemple, les individus sont plus nombreux à manifester de l'aversion au risque quand des gains sont en jeu. Globalement, dans les deux univers, les propriétaires forestiers sont prêts à s'assurer, totalement ou partiellement, de préférence lorsque la probabilité de tempête est forte et les pertes faibles. Trois facteurs : la probabilité d'occurrence du risque, le montant de la perte et le coût de l'assurance, conditionnent le niveau d'assurance choisi par le propriétaire forestier. Les refus d'assurance sont principalement dus à l'ampleur des pertes et non à la probabilité de perte.

Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques

Les comportements de prévention des propriétaires forestiers face aux risques naturels sont maintenant analysés à partir de modèles théoriques : la méthode des prix hédonistes est décrite (Sous-chapitre III-2.1.), puis différents résultats généraux sont obtenus à l'aide de modèles théoriques explicatifs de la prise de décision (Sous-chapitre III-2.2.), et enfin la vision des assureurs sur ce type de comportement est donnée (Sous-chapitre III-2.3.), ces différentes approches permettant de dégager plusieurs éléments de réflexion.

Le comportement économique des sylviculteurs face aux risques naturels peut être analysé en recourant à une mesure indirecte de ce comportement par l'analyse des prix des mutations immobilières (Sous-chapitre III-2.1. *La méthode des prix hédonistes*). Il s'agit, en observant les variations de prix des mutations des fonds forestiers selon leur exposition aux risques d'estimer la perte de valeur résultant de situations plus ou moins risquées. Après un bilan précis portant sur la méthode des prix hédonistes au niveau théorique mais aussi sur le plan des méthodes économétriques d'estimation et des données nécessaires pour mettre en application cette analyse, il ressort que les

données utilisables pour cette analyse (fichier des transactions foncières de la Société Central d'Aménagement Foncier Rural) semblent assez largement insuffisantes pour traiter le problème. Au final, l'utilisation de cette méthode au cas des risques incendie et tempête encourus par la forêt nécessiterait un fort investissement méthodologique, de collecte et de traitement des données pour un résultat aléatoire.

Quelques éléments de réflexion qualitatifs sont obtenus à l'aide de modèles théoriques explicatifs du comportement d'agents économiques en situation risquée ou ambiguë (*Sous-chapitre III-2.2. Quelques éléments de réflexion théoriques*). Citons-en quelques uns parmi tant d'autres. Par exemple, intéressons-nous au problème de la détermination de la stratégie optimale d'un propriétaire forestier en termes de demande d'assurance et d'accumulation de réserves financières. Ces décisions dépendent d'une part, de la certitude ou de l'incertitude portant sur la probabilité de tempête et d'autre part, de la présence ou non d'une contrainte de liquidité. Il est montré que, lorsque le propriétaire forestier connaît la fréquence des tempêtes, la stratégie de non assurance est souvent optimale en présence de contrainte de liquidité. Par contre, lorsque la probabilité de tempête est incertaine, et qu'il n'existe pas de contrainte de liquidité, il est prouvé que quand l'aversion relative au risque est plus grande que 1 (hypothèse très raisonnable), l'incertitude sur la probabilité augmente la demande d'assurance.

Et enfin quelques éléments de réflexion sur la vision des assureurs pour ce type de comportement sont présentés (*Sous-chapitre III-2.3.*). Une des explications possibles du problème d'assurabilité des forêts est la difficulté pour les assureurs d'évaluer objectivement la probabilité d'un événement semblable aux tempêtes de décembre 1999. Dans cette étude empirique, sont interrogés une centaine d'assureurs pour évaluer leur stratégie de tarification dans de telles situations. Il est ainsi montré clairement la résistance des assureurs à couvrir les risques aux probabilités incertaines, faisant apparaître un comportement d'aversion à l'ambiguïté. C'est particulièrement vrai lorsque apparaît un conflit entre experts sur le sujet. Le problème d'assurabilité du risque de tempête pour les forêts pourrait être expliqué par l'aversion à l'ambiguïté des assureurs français, combiné à une réelle incertitude sur la fréquence des tempêtes catastrophiques. Cela pourrait justifier une intervention publique (subvention à l'assurance des propriétaires, fond public de solidarité).

PARTIE I. La définition et la quantification des risques naturels encourus par les ressources forestières

Chapitre I-1. La mesure de l'aléa

Ce chapitre est décomposé en quatre sous-chapitres répertoriés de la façon suivante :

Sous-chapitre I-1.1. La mesure de l'aléa tempête par une étude empirique à partir des données de chablis de l'Inventaire Forestier National (IDF)

Sous-chapitre I-1.2. La mesure de l'aléa tempête : vers des notions de seuil (LERFOB)

Sous-chapitre I-1.3. La mesure de l'aléa incendie : Les périodes de retour des feux (LEF)

Sous-chapitre I-1.4. Méthodes de cartographie des aléas induis et subis. Cas du risque feu (LERFOB)

Les deux premiers sous-chapitres portent sur le risque de tempête tandis que les deux derniers concernent le risque de feux de forêt.

Chapitre I-2. L'estimation des fonctions de dommages

Ce chapitre est composé des sous-chapitres suivants :

Sous-chapitre I-2.1. L'estimation des fonctions dose réponse : le cas des tempêtes (LEC)

Sous-chapitre I-2.2 L'estimation des fonctions dose réponse : le cas des incendies (LEC)

Chapitre I-1. La mesure de l'aléa

Sous-chapitre I-1.1. La mesure de l'aléa tempête par une étude empirique à partir des données de chablis de l'Inventaire Forestier National

Olivier Picard

IDF

L'évaluation de la sinistralité des forêts en forêt privée a nécessité le recours à des informations indirectes, comme l'Inventaire Forestier National. L'avantage est de disposer de séries longues, de 1978 à 1999 (tempête de décembre 1999 partiellement prise en compte), qui couvrent toute la France, au moins par un passage, voire trois passages au plus.

I. Inventaire des données fournies par l'IFN

L'IFN recense l'état des forêts sur 8 à 10 % des départements de la France, depuis 1978, en prenant des données sur le terrain tous les ans sur des placettes déterminées, après une mission de photographies aériennes.

Les techniciens de l'IFN notent pour chaque relevé une somme importante d'informations et nous avons utilisé les informations suivantes :

- l'**année du relevé**,
- le **département**,
- le **type de propriété** (publique ou privée),
- la **structure** du peuplement (futaie régulière, futaie irrégulière, taillis, taillis sous futaie, déboisé...),
- la **composition** (peuplement purement feuillu, résineux ou en mélange),
- la **nature de l'essence prépondérante** (chêne, hêtre, châtaignier, autres feuillus, pin maritime, pin sylvestre, sapin épicéa, autres résineux) et son groupe (feuillu ou résineux)
- la **nature des dégâts** qui ont eu lieu il y a moins de 5 ans, à partir du premier arbre tombé non récolté :
 - les **accidents de moins de 5 ans**, un accident correspond à une destruction supérieure à 10 % du couvert,
 - une coupe de bois a eu lieu, mais sans précision de la concomitance avec les dégâts
 - les chablis non accidentels où la destruction est inférieure à 10% du couvert.
- la **surface inventoriée**,
- la **surface atteinte par des chablis au cours des 5 dernières années** où l'on voit au moins un arbre ou une chandelle de plus de 7,5 cm de diamètre déraciné. Surface d'extension des

placettes sur lesquelles on a trouvé au moins un chablis de moins de 5 ans. (Placettes de 15 m de rayon),

- le **volume de bois sur pied**, le **volume de bois chablis ordinaire** et **exceptionnel** pour chaque essence, qu'elle soit prépondérante ou non, ils notent.

Les chablis sont dits **exceptionnels** quand ils ont eu lieu une année et dans un département où une ou des tempêtes ont été reconnues comme importantes. Sinon, ils sont considérés comme ordinaires (chablis ayant eu lieu hors tempête recensée). Ces derniers permettent d'évaluer l'importance du bruit de fond de chablis, hors catastrophe.

II. Méthodologie de l'étude

II.1. Limitation de l'étude à la forêt privée

Le but de cette étude est de mesurer le risque de chablis dû au vent en forêt de manière à évaluer l'importance des chablis ordinaires, hors catastrophe connue, pour les propriétaires forestiers privés. Une vingtaine d'années de recul, toutes régions forestières concernées, permet de dégager une première tendance sur l'évolution de la forêt et de sa fragilité, et finalement, de pouvoir répondre à la question « la forêt privée française est-elle assurable ? » Si oui, l'est-elle compte tenu des offres des assureurs ? Les peuplements forestiers feuillus privés sont majoritairement des taillis et taillis sous futaie, alors que la forêt publique est dominée par les futaies. De plus, les forêts soumises sont suivies de près par l'ONF, contrairement à de nombreuses forêts privées qui ne sont pas gérées. Cela peut avoir un impact sur les effets des vents.

Nous avons observé, à partir de notre jeu de données, une différence parfois importante entre la forêt publique et privée, par exemple sur la part de chablis exceptionnels (10 % des chablis en forêt publique sont exceptionnels, alors que ce taux est de 48 % en forêt privée). Lorsque nous prenons l'ensemble du jeu de données, nous obtenons des résultats plus proches de ce qui peut être observé en forêt privée, du fait de sa plus grande couverture (70 % des surfaces ; 74 % dans notre échantillon).

II.2. Agglomération des données géographiques pour assurer leur continuité dans le temps

L'ensemble des forêts ne peut être l'objet de mesures annuelles, ainsi, un même département est mesuré tous les 10 à 12 ans. L'inventaire ne passe pas sur tous les départements chaque année, ni toutes les régions. Aussi, il a fallu, pour obtenir des données presque tous les ans, réaliser des regroupements. Le découpage par région administrative était encore trop fin.

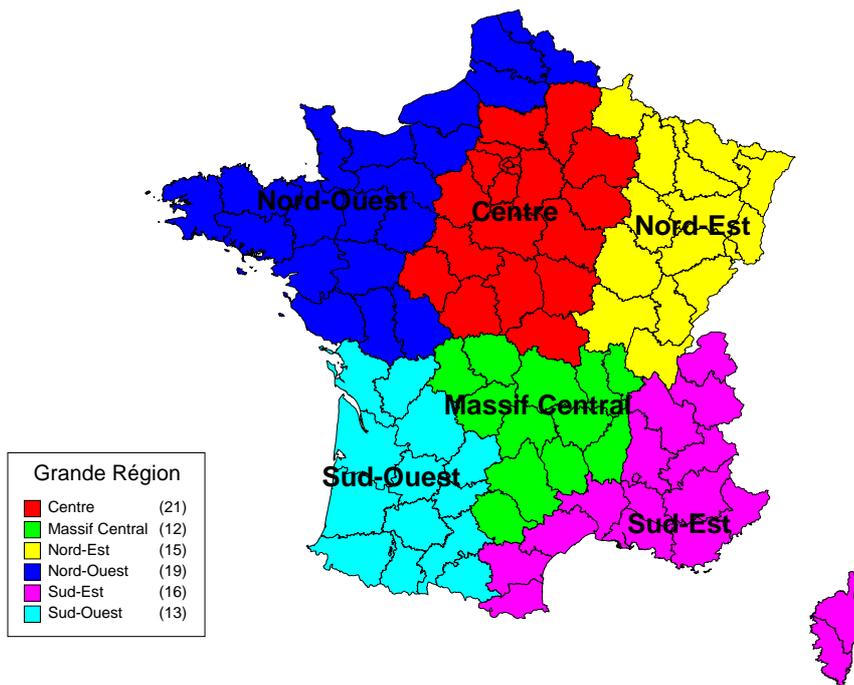
Années de mesure	Centre	Massif Central	Nord-Est	Nord-Ouest	Sud-Est	Sud-Ouest
1978	77	43 - 48 - 81	08 - 68		11	09 - 40
1979	45 - 75		67			32 - 47 - 82
1980		19	21 - 39 - 54 - 55 - 71	35 - 56	66	46
1981		07 - 12 - 23 - 42 - 87	88	22 - 29		
1982	41	69	25 - 57		05 - 34	24
1983	10		01	49 - 53		16
1984			70 - 90	72 - 85	04 - 38	17
1985	37 - 58		52	44 - 79	06 - 73	64
1986	18 - 51 - 89			59 - 62 - 86	83 - 84	65
1987			08	14 - 50	74	31 - 33
1988	03	63	68	27 - 61	13 - 2A - 2B	40
1989	36	15	67 - 71	76 - 80	11	32 - 47 - 82
1990	60	19	21 - 54			09 - 46
1991	02	23 - 43 - 87	55		66	
1992	28 - 45	48 - 81	39 - 88			24
1993	77	42	57		30	16 - 17
1994	10 - 75 - 78 - 91 - 95	12 - 69	25	85		
1995		07	01	22 - 35 - 79		64
1996	36 - 58		70 - 90	86	26	
1997	51		52	29 - 49	05 - 34 - 38	65
1998	41		08	56	74	33
1999	18 - 37 - 89		68	53 - 72	04 - 83	40
2000				44 - 59 - 62		31 - 47
2001				14		

Répartition par grandes régions des départements échantillonnés chaque année

Nous avons donc réalisé un découpage plus large en regroupant des départements proches d'un point de vue forestier en nous basant sur les critères suivants, pour créer 6 grandes régions :

- départements proches géographiquement,
- types de peuplements majoritaires semblables,
- conditions climatiques analogues (océanique – continental – méditerranéen – montagnard),
- nombre de mesures suffisant pour pouvoir observer une évolution dans le temps et avoir une surface mesurée du même ordre de grandeur.

Nous n'avons pas pu isoler les grandes chaînes de montagne récentes (Alpes et Pyrénées), mais en restreignant l'étude aux forêts privées, nous évitons le biais de la forêt de haute montagne.



Grandes régions

II.3. Recoupement des données de surface et de volume

Les données sur les surfaces mesurées et surfaces atteintes par les chablis ne peuvent être recoupées avec celles sur les volumes sur pied et chablis, qu'à partir des critères de localisation (département), de l'année de relevé et de type de propriété. Cette opération, même si très générale, s'avère intéressante pour évaluer le volume sur pied par hectare ainsi que le volume détruit par surface de forêt atteinte par des chablis. Les résultats seront donnés soit en volume, soit en surface pour être le plus fin possible. Les volumes à l'hectare ne concerneront que les grandes masses.

II.4. Création de trois types de peuplements

Afin de faciliter l'interprétation des résultats, de coller à la réalité des assureurs qui ne prennent pas en compte tous les types de peuplements, et de disposer d'échantillons de taille raisonnable, il nous est apparu utile de regrouper les peuplements en futaie feuillue, futaie résineuse et taillis (qui regroupe taillis simple et taillis sous futaie).

II.5. Répartition des chablis par gravité

Nous avons synthétisé en trois classes distinctes de gravité la classification de l'IFN :

	Surface touchée par un chablis		
	Chablis faibles:	Chablis accidentels	Chablis et coupes
Définitions selon l'IFN	Surface où les chablis non récoltés correspondent à moins de 10% du couvert du peuplement.	Surface où les chablis non récoltés correspondent à plus de 10% du couvert du peuplement	Surface où l'IFN a noté des chablis et une coupe de bois.
Statut des chablis vis à vis des assureurs	Surface non indemnisable	Surface indemnisable	

III. Commentaires et précautions d'emploi des données

Du fait de la méthode de prise de données par l'IFN, on ne pourra pas obtenir de chablis annuel par année, mais par année de mesure. Chaque année de mesure représentant des chablis datés d'au plus 5 ans. Par conséquent, on observera bien les pics dus aux grandes tempêtes, mais leur effet pourra être visible à plus long terme. Par ailleurs, les données soulignent bien les tempêtes de l'année, mais on ne peut déterminer exactement la surface atteinte ou le volume de bois couché par la tempête puisque ne sont comptés que les chablis non exploités. Or la proportion de chablis non exploités diminue avec le temps (exploitation et replantation). Nous ne pouvons donc pas réaliser de modèle simple pour discrétiser les données.

Nous considérerons alors le plus souvent les données dans l'ensemble. La référence temporelle devient alors une indication de référence par rapport aux événements connus (grandes tempêtes régionales par exemple).

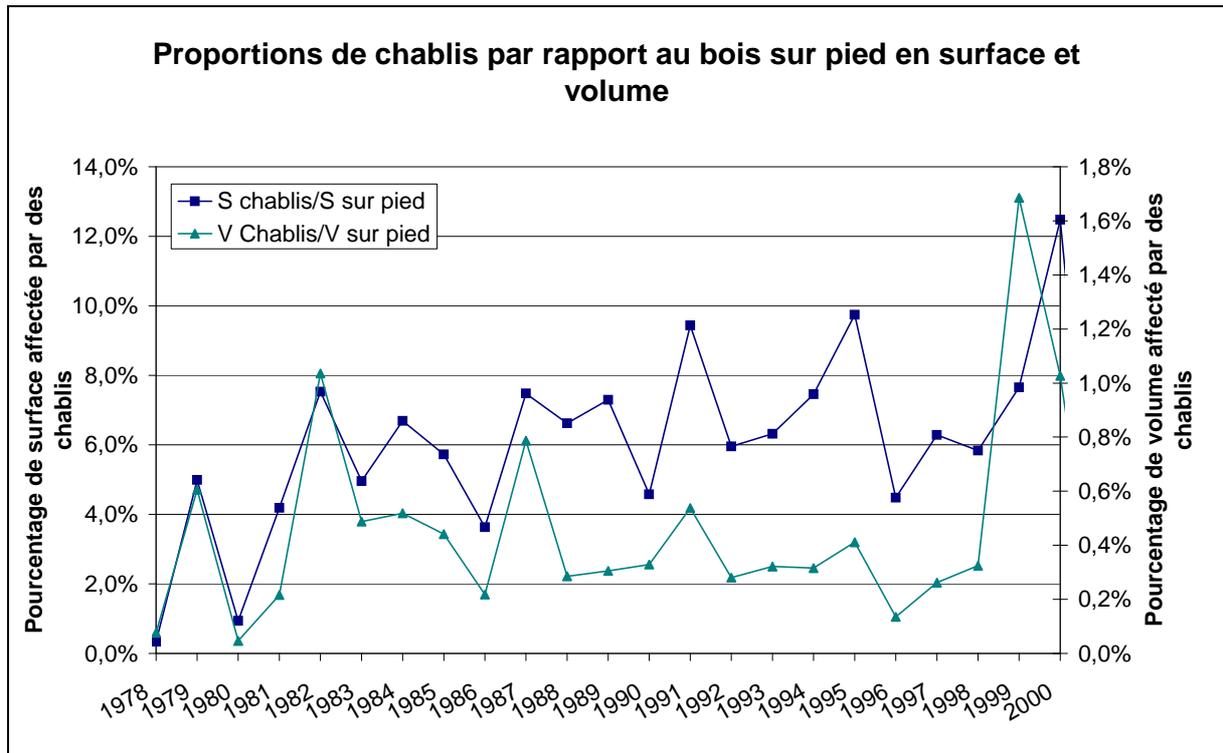
Les chablis observés par l'IFN correspondent aux arbres non récoltés après chablis. Les chablis sont observés et notés comme tels par l'IFN lorsque le point de relevé présente des bois par terre déracinés ou des chandelles de moins de 5 ans. Dans le cas où une coupe a été notée, notre hypothèse est qu'elle a été antérieure aux chablis. Si tous les bois ont été récoltés, il est impossible de savoir s'il y a eu des chablis précédemment.

Les surfaces touchées par chablis sont repérables en quasi totalité 5 ans après. Aussi, pouvons-nous considérer que la méthode de mesure de l'IFN permet le calcul de la surface touchée annuellement en moyenne par des tempêtes de temps de retour inférieur ou égal à 5 ans.

IV. Analyse des principaux résultats

IV.1. Résultats bruts :

Évolution de la proportion de surfaces et des volumes touchés



Comparaison des proportions de chablis en surface et en volume

Afin de tenir compte de l'évolution de la forêt sur les 20 dernières années, nous avons mis en parallèle les volumes et surfaces de chablis et les surfaces et volumes sur pied inventoriés, tous peuplements et régions confondus.

On constate une tendance à l'augmentation des surfaces touchées, alors que le volume de bois non récolté reste constant, mis à part les chablis exceptionnels de 1982, 1987, et 1999 en partie seulement. Soit les parcelles sont plus et mieux nettoyées dans les cinq années qui suivent le chablis, soit le volume touché ramené à l'hectare est moins important. La part de volume n'augmente pas malgré un vieillissement des peuplements ;

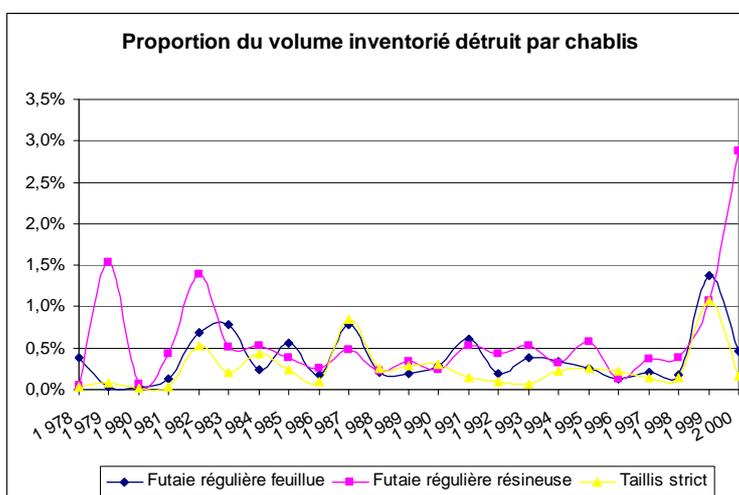
Le volume sur pied de la forêt française augmente, pour atteindre 166 m³/ha, il ne cesse de progresser sur les vingt dernières années.

Le volume de chablis rapporté à la surface touchée est stable. Peut-on en conclure que les peuplements sont plus stables ? que les plus petits bois tombent plus facilement ? ou que les volumes de chablis sont récoltés plus massivement ?

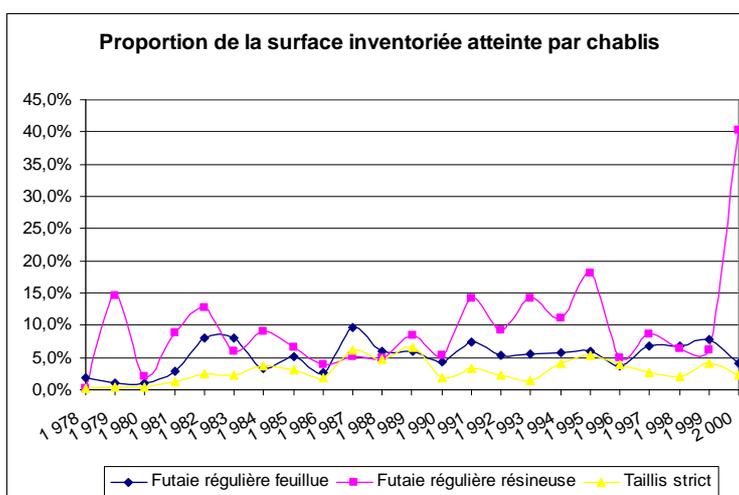
On notera que le pic à 1,65% du volume atteint en 1999 est dû à des mesures réalisées sur la période 1999–2000, après la tempête, dans l'Yonne. 35% des surfaces de l'échantillon mesuré est touché par des chablis, mais sur cet ensemble de surface, près de 78% a subi des dégâts inférieurs à 10% du couvert.

Évolution des surfaces touchées par type de peuplements

On peut observer la sensibilité au vent des différents types de peuplements, quelque soit la région. Il ressort que les futaies résineuses sont les plus touchées en surface et en volume et les taillis les moins touchés en surface et en volume. Le différentiel taillis – futaie résineuse est de 1 à 2,1 en surface et de 1 à 2,8 en volume.



Proportion du volume inventorié détruit par chablis par type de peuplement



Proportion de la surface inventoriée atteinte par chablis par type de peuplement

IV.2. De nombreuses surfaces peu touchées

Durant les 20 années de relevés : les surfaces et les volumes indiqués sont issus de la sommation de plusieurs inventaires sur un même département. Les données qui nous sont utiles, pour cette étude, sont les proportions de surfaces touchées, et de volumes de chablis.

- ✓ 19 millions d'ha ont été inventoriés en forêt privée, représentant un volume de bois de 2,5 milliards de m³.
- ✓ 1,1 millions d'ha ont été touchés par des chablis, soit 5,8% des surfaces inventoriées sur lesquelles il y a des chablis de moins de 5 ans non récoltés,

- ✓ pour un volume de chablis de 12,3 millions de m³, soit 0,5% du volume sur pied inventorié. De plus, lorsqu'un hectare est touché, il y a en moyenne 11 m³/ha de bois chablis.
- ✓ Le volume de chablis rapporté à la surface inventoriée est de 0,65 m³/ha.

Annuellement, on peut en déduire que les surfaces touchées correspondent 1,2% des surfaces de forêt privées tous peuplements confondus.

Rapportée aux 10,320 millions d'ha de forêt privée (source IFN), il y aurait 120 300 ha touchés par an, dont :

- ✓ 26,4% sont touchés à plus de 10% du couvert arboré, soit 31 760 ha,
- ✓ dont 18,4% ont fait l'objet d'une coupe totale ou partielle, soit 22 135 ha.

Les 73,6% restants ne sont touchés qu'à moins de 10% du couvert.

A partir de ces données, la surface de forêt privée étant de l'ordre de 10,320 M d'ha (source IFN), le risque de chablis peut être estimé à 1,2%.

Si on ne tient compte que des surfaces touchées à plus de 10% du couvert, le risque de chablis important est estimé à 3,1‰ des surfaces boisées, toutes régions et tous peuplements confondus.

L'intensité des dégâts se rapprocherait de la notion de seuil d'intervention des assureurs lorsqu'une parcelle est atteinte.

Pour rappel, les contrats d'assurances actuellement en vigueur, font état de franchise à partir de 25% ou 33% du nombre de tiges ou du volume sur pied tombés.

Les volumes moyens annuels de chablis totaux sont estimés à 0,13 m³/ha/an, ce qui correspondrait à **un taux de volume chablis de 0,9 ‰.**

- ✓ Ces volumes chablis correspondent à **2 % de la production brute de bois fort, évaluée à 6,45 m³/ha/an (source IFN : production de 66,580 millions de m³, pour une surface de 10,320 millions d'hectare).**
- ✓ Les chablis ordinaires représentent 49% du volume de chablis total.

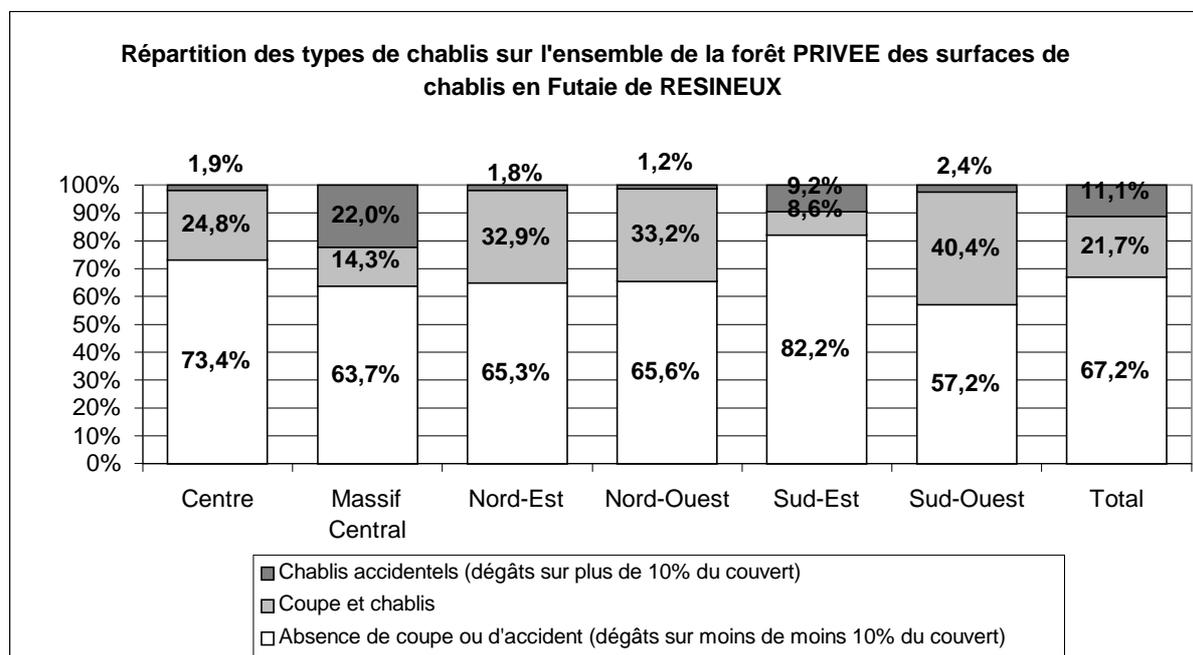
La différence importante entre la proportion de volume chablis (0,9‰) et la part de surfaces boisées touchées (12‰) montre **le faible impact des chablis en volume.**

La proportion de surface avec au moins une chandelle ou un chablis de moins de 5 ans par hectare est élevée (dans un rayon de 15 mètres constaté, ce qui correspond à 15 arbres chablis/ha) : plus de 5 %, mais elle serait probablement plus élevée si nous avions pu compter tous les chablis qui ont réellement eu lieu au cours des cinq dernières années. Ce pourcentage est important, mais la plupart des surfaces comptabilisées (plus de 70 %) ne sont en réalité qu'à peine touchées (moins de 10% du couvert atteint).

Alors que le volume de bois sur pied est proche de 150 m³/ha, le volume de chablis moyen sur les parcelles atteinte est juste supérieur à 11 m³/ha. La plupart des parcelles touchées ne le sont que peu (moins de 8,5 % en moyenne).

IV.3. Différences régionales

Dans les six régions que nous avons créées, la surface mesurée avoisine les 3 millions d'hectares. Le nord-ouest est moins représenté (1,7 millions d'hectares), mais c'est probablement parce que cette région contient des départements peu forestiers (le Calvados par exemple). Au contraire, le sud-ouest a une surface mesurée plus grande (5,1 millions d'hectares), car la région contient entre autres les Landes.



Répartition des chablis en futaie résineuse (source IFN)

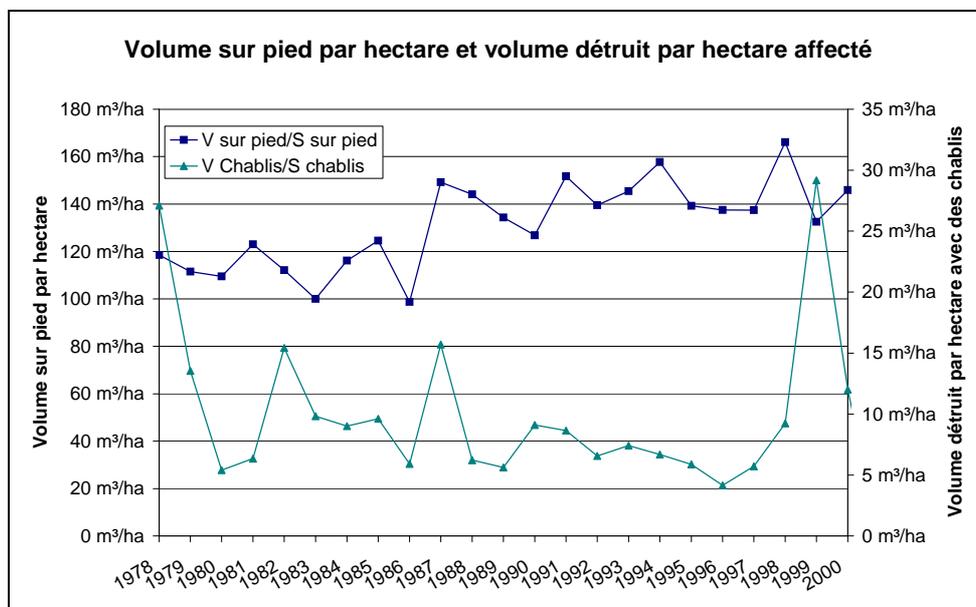
Parmi les régions, le Massif Central a été le plus touché par les tempêtes en surface, suivi du nord-est. Dans ces deux ensembles, on retrouve des forêts de moyenne montagne (Massif Central et Vosges), de nombreuses plantations de résineux. Le sud-ouest semble le moins touché, mais il faut tenir compte que le massif landais étant cultivé, il est possible que les parcelles soient nettoyées dans une large proportion.

Du point de vue du volume, la région Centre a été la plus touchée.

Pourcentage de surfaces touchées	Centre	Massif Central	Nord-Est	Nord-Ouest	Sud-Est	Sud-Ouest	Total
Futaie	Feuillus	6,6%	5,0%	7,9%	4,8%	6,4%	5,4%
	Résineux	7,9%	14,6%	11,3%	6,0%	9,0%	8,0%
Taillis	6,5%	4,6%	5,9%	4,9%	3,7%	2,5%	4,6%
Tous peuplements	6,7%	8,4%	7,7%	5,1%	5,7%	3,0%	5,8%

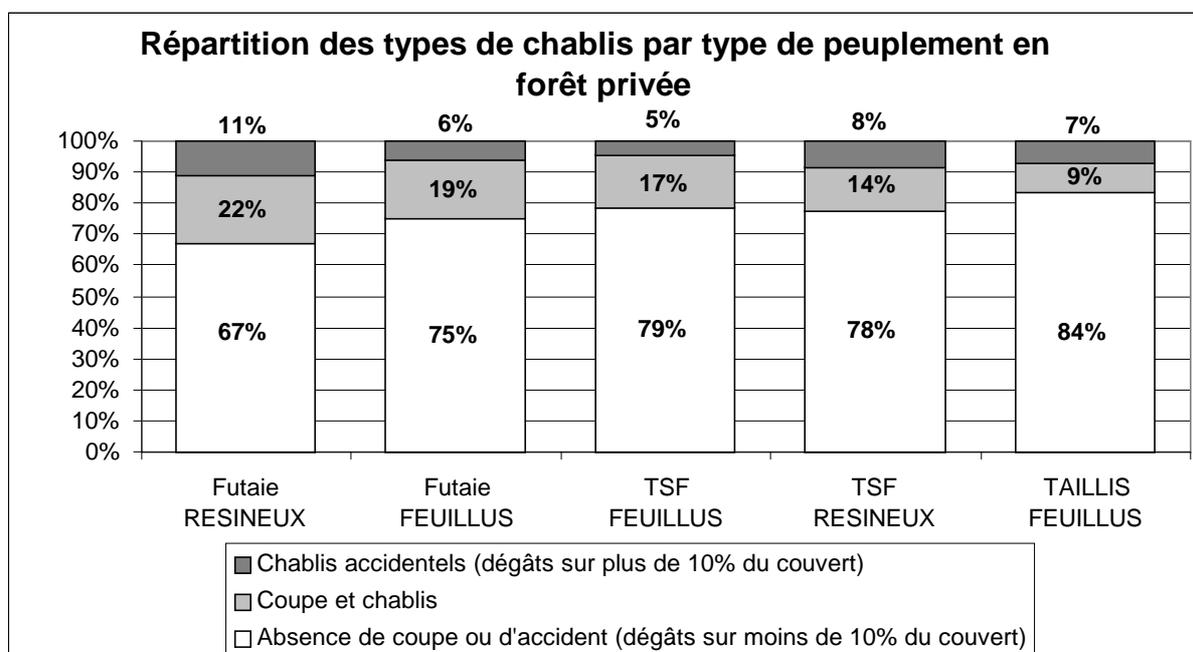
Dans notre jeu de données, le nord-est semble à peu près épargné, étant donné le volume à l'hectare élevé. Cependant, nous n'avons pas les données correspondant à la dernière tempête dans la région. Il est fort probable que l'ampleur des dégâts, de même que le volume sur pied élevé dans la région sont liés à l'absence de dégâts importants depuis quelques années.

IV.4. Évolution des volumes de chablis et croissance forestière



Evolution du volume chablis (m³/ha touché) comparé au volume sur pied inventorié (m³/ha)

IV.5. Sensibilité des types de peuplements



Répartition des types de chablis par type de peuplement (source IFN)

Pour chaque type de peuplement, la plupart des surfaces touchées par un sinistre dû au vent est de très faible gravité (moins de 10% du couvert), ce qui ne remet pas en question l'avenir des peuplements.

Cette part de volume de bois qui tombe régulièrement correspondrait à l'auto-assurance du propriétaire forestier. Quoiqu'il en soit, cette part est en deçà des seuils d'intervention des assurances. De plus, les futaies résineuses sont plus largement atteintes que les futaies feuillues et les taillis. Les coupes associées à des chablis sont aussi plus importantes, dans le sens où les coupes d'éclaircies déstabilisent souvent les peuplements pendant les premières années suivantes. Mais cela peut vouloir indiquer que les peuplements atteints de chablis sont plus souvent nettoyés et récoltés.

V. Portées et limites de l'étude sinistralité

Chaque année, une partie seulement des départements français sont inventoriés, entre 8 et 10. Le temps de retour est de 10 à 12 ans. Tous les événements ne sont pas enregistrés de façon exhaustive, mais cela est compensé par une longue période d'observation, et un regroupement en 6 grandes régions. Le Massif Central n'a pas été inventorié pendant plusieurs années, notamment après la tempête de 1982, à partir de 1984.

Les données sur le type de coupes ne sont pas normalisées sur le territoire et dans le temps, il a fallu recourir à des regroupements importants, ce qui peut créer des biais supplémentaires.

Ces limites nous amènent à formuler des améliorations de prises de données lors du passage des équipes de l'IFN, si on veut disposer d'une bonne appréciation du risque tempête. La première proposition sera de normaliser les informations concernant les chablis, volis, l'importance des dégâts en classe plus fine des dégâts avec des seuils en % du nombre de tiges ou du volume sur pied, sortie du H/D du peuplement considéré, par exemple.

VI. Synthèse des résultats

A la lumière de ces résultats nous avons un éclairage plus précis de ce qu'est la sinistralité des forêts vis à vis du vent, mais qui présente des limites que nous avons énumérées ci-dessus.

Nous pouvons retenir, les éléments suivants :

- ✓ La sinistralité moyenne des forêts sur la période 1978-1999 est de 3.1‰ en moyenne, avec de grandes différences entre les futaies résineuses et les taillis.
- ✓ Malgré une augmentation du volume sur pied en forêt, et de la surface, le volume de chablis non récolté reste stable en moyenne, la proportion de surface touchée augmente légèrement.
- ✓ L'ampleur des dégâts est plus importante pour les futaies résineuses, en effet 7,5% des surfaces de futaies résineuses ont été touchées au cours des 20 dernières années, alors que cela ne concerne que 5% des futaies feuillues ou 2,7% des taillis.

Chapitre I-1. La mesure de l'aléa

Sous-chapitre I-1.2. La mesure de l'aléa tempête : vers des notions de seuil

Max Bruciamacchie

LERFOB

Il s'agit du résumé de l'étude réalisée par Michel de Reinach, en 2000 dont les références sont les suivantes : Chablis et peuplements irréguliers feuillus, Analyse statistique et spatiale du phénomène sur le réseau AFI (50p. + Annexes).

La tempête du 26/12/1999 a malheureusement généré une grande activité en forêt, mais également hors forêt (réunions, études, ...). Très vite, des interrogations sur l'influence du mode de traitement sur la stabilité sont apparues. Dans ce contexte, le réseau AFI a pris une certaine importance, étant le seul à regrouper des peuplements irréguliers, disposés sur des contextes stationnels très différents et localisés dans le grand quart Nord-Est de part et d'autre de l'axe principal de la tempête. L'état des peuplements avant tempête étant acquis, l'analyse des peuplements restants devait permettre de mesurer l'ampleur des dégâts et de rechercher d'éventuelles corrélations avec la structure du peuplement, le milieu, la date et l'importance de la dernière opération sylvicole, ...

Une enquête rapide réalisée auprès des gestionnaires, a ensuite été confirmée par une phase de terrain. Les dispositifs touchés à plus de 10% en moyenne ou bien à plus de 25% sur au moins deux placettes ont fait l'objet d'une remesure.

Les enseignements de terrain :

Position du dispositif vis-à-vis de la tempête.

Pour la zone qui nous concerne, l'analyse des données issues de Météo France fait schématiquement ressortir un triangle dont les sommets sont Chalons en Champagne, Troyes et Nancy où la tempête a été particulièrement violente avec des maximums à plus de 150 km/h. Les dispositifs compris dans ce triangle sont parmi les plus touchés (Thillombois, Grand, Vauchassis).

Géomorphologie.

A l'inverse, certains dispositifs situés dans cette zone ou à proximité immédiate, ont bien résisté. C'est le cas de Belval, Bois l'Abbé, Beauséjour. Ces dispositifs sont situés sur des marnes. Ce résultat est confirmé par les nombreuses observations faites autour de Nancy. A vitesse de vent comparable, le Plateau Lorrain a bien mieux résisté que les plateaux calcaires. La plus ou moins bonne capacité des

essences à prospector ces sols argileux peut expliquer ce résultat. Sur Plateau Lorrain, les dégâts ont concerné particulièrement les épicéas, et beaucoup plus le hêtre que les chênes. **Les seuils de vent correspondant à de forts dégâts (> à 50%) dépendent du type de sol.** Sur calcaires, ce seuil semble se situer vers 140 km/h, il est plus élevé (170km/h ?) sur marnes.

Pour des contextes écologiques comparables (par exemple les milieux calcaires), lorsque le vent passe de 100 à 150 km/ha les dégâts évoluent de 15 à 60% de la surface terrière.

Lorsque le vent est inférieur au seuil de forts dégâts (dans notre cas, 140 km/h), le pourcentage de dégâts par placette augmente avec la surface terrière, et plus précisément à partir de 20 m²/ha. Ces fortes surfaces terrières correspondent à des phases de capitalisation qui génère des peuplements mono-étagés avec des arbres plus élancés. C'est le cas de Fontaine sur Ay, de Chalonvillars. Une autre façon de signaler le même phénomène consiste à dire que le taux de chablis augmente lorsque les arbres dépassent 25 m de hauteur.

Parfois (cas de Chamberceau), le taux de dégâts ne semble pas lié à la surface terrière mais plus à une logique de trouées générées par une topographie particulière.

L'hétérogénéité verticale est un facteur de stabilité.

Cet indice que nous avons dénommé "rugosité" a été défini comme l'écart-type des hauteurs des arbres échantillonnés sur les placettes AFI. Lorsque cet écart-type est inférieur à 2,5 m, le taux de chablis augmente (NB : en futaie régulière, l'écart-type sur les hauteurs d'un peuplement élémentaire est de l'ordre de 1,5 à 2 m).

Avec les feuillus, plus le rapport H/D est élevé, meilleure a été la stabilité. Ce résultat contraire à celui constaté pour les résineux, s'explique par le fait que dans le cas de feuillus, les petits bois sont presque aussi hauts que les gros bois. Or ce sont essentiellement les gros bois qui sont tombés.

Prédiction du risque de chablis

L'ensemble de ces paramètres (vitesse du vent, rugosité et structure du peuplement, caractéristiques dendrométriques de l'arbre, ...) a été utilisé pour construire un modèle permettant de calculer la probabilité qu'un arbre soit chablis ou pas. Il a permis, sur l'échantillon qui a été utilisé pour le construire, de prédire dans 70% des cas, si l'arbre concerné était chablis ou pas.

En conclusion, l'étude réalisée a permis de faire ressortir quelques évidences. Au delà d'une certaine vitesse de vent (variable selon le type de sol), le taux de dégât est tel que le seul facteur explicatif réside dans la force du vent.

Pour des vitesses de vent inférieures, la sylviculture préconisée permet de minimiser les risques : surface terrière des arbres précomptables en général inférieure à 20 m² (ce qui évite des reprises de croissance en hauteur), structuration verticale des houppiers. La tempête n'a pas remis en cause la stratégie qui consiste à concentrer l'accroissement sur les arbres de qualité : il y a eu très peu d'arbres volés, et même si les pertes ont été énormes, en Lorraine, seuls les hêtres de qualité étaient "vendables". Enfin, il ne faut surtout pas oublier que la force principale de ce type de structure réside dans sa plasticité, dans sa capacité à cicatriser, et donc à minimiser les frais de reconstitution. Mais il est vrai que la politique d'aides retenue ne permet pas de valoriser cette capacité !..

Annexe °1 - Le réseau AFI

L'A.F.I. (Association Futaie Irrégulière) est une association type loi 1901, créée le 7 février 1991 et enregistrée le 26 juillet 1991 à la Préfecture du Doubs. Elle se veut un lieu d'échange d'informations techniques. Elle utilise les principes de gestion débattus au sein de Pro Silva. L'A.F.I. a comme objectif la recherche de méthodes de gestion conférant aux peuplements une plus grande plasticité et par conséquent autorisant le gestionnaire, à une meilleure réponse aux sollicitations extérieures (accident climatique, variation du marché, demande sociale).

Le réseau AFI a été mis en place en 1992. Il nécessite l'établissement d'une convention avec le propriétaire, ainsi que l'engagement du gestionnaire à respecter le protocole de collecte des données.

Le protocole AFI a été conçu, à partir d'un constat assez simple : même si leur démarche n'était pas entièrement formalisée, certains gestionnaires de la forêt privée étaient capables de mettre en oeuvre des traitements irréguliers, en les adaptant aux contextes stationnels. Pour contribuer à diffuser ou aider à mieux définir cette technique sylvicole, la mise en place de dispositifs expérimentaux classiques (avec des modalités, des répétitions, ...) paraissait alors inadapté. Pour mieux remplir ses objectifs, l'AFI a décidé de mettre en place un réseau de placettes d'observation destinées à servir de référence.

Objectifs

Ils sont multiples :

- Le premier découle du constat précédent : s'efforcer de caractériser dans toutes ses composantes (économiques, sylvicoles, dendrométriques) la gestion pratiquée en évitant au maximum de l'influencer.
- Démontrer en cumulant les cas de figure, que les principes de la futaie irrégulière sont utilisés dans des situations très diverses (composition en essence, fertilité du milieu, mode d'exploitation, ...).

- Contribuer à une amélioration des connaissances. Permettre de mieux cerner, en fonction des souhaits du propriétaire et des possibilités du milieu, les seuils minima et maxima de matériel au-delà desquels le peuplement perd sa plasticité : difficulté d'obtention d'une régénération de qualité, substitution d'essence, difficulté de gestion de la qualité des arbres...

- Fournir des références chiffrées (en termes d'accroissement, de recettes, dépenses, ...) et permettre une circulation de l'information : aussi bien des solutions trouvées que des questions posées.

Ce dernier point est sans doute le plus important. L'objectif prioritaire est donc de recenser les exemples, de retenir les plus pédagogiques, et de les caractériser par des données chiffrées afin de mieux diffuser l'information. Le traitement irrégulier de grands résineux français, tels que sapin et épicéa était relativement bien connu. Dans le cas des feuillus (surtout chênes et hêtre), il existait une technicité, mais qui ne se retrouvait pas dans des écrits. C'est donc dans ce domaine que l'association a porté son effort. L'association s'intéresse également à certains résineux tels que le douglas (alternative à la coupe rase et à la plantation), le pin sylvestre (de par son importance en surface et son rôle de pionnier) et le pin noir (afin de proposer des solutions aux milliers d'hectares peu productifs plantés sur plateaux calcaires).

Depuis sa création, des objectifs secondaires sont également apparus. Suite à la tempête du 26 décembre 1999, le réseau a été utilisé pour essayer de dégager les facteurs permettant d'expliquer l'importance des dégâts en son sein. Etant l'un des rares réseaux regroupant des peuplements irréguliers, les mesures effectuées fournissent des résultats annexes : ordres de grandeur de caractéristiques dendrométriques (coefficient de variation par exemple, information utile pour dimensionner un dispositif de contrôle de gestion).

Organisation

Le réseau est constitué de dispositifs comprenant deux échelles :

- Echelle "parcelle" (entre 5 et 15 ha) : elle permet d'assurer le **suivi dendrométrique** (évolution de la composition en essence, production par catégorie de produit) et **économique** (comptabilité des différentes recettes et dépenses, temps consacré aux différentes activités). Ces suivis se font en collaboration étroite avec le gestionnaire.

- Echelle "arbre" : 10 placettes permanentes par dispositif permettent un **suivi individuel** des principales caractéristiques des arbres échantillonnés (diamètre, qualité, hauteur totale, diamètre et hauteur du houppier), un suivi de l'évolution de la régénération. Elles permettent également de quantifier l'importance et la qualité des perches, ainsi que l'importance du taillis.

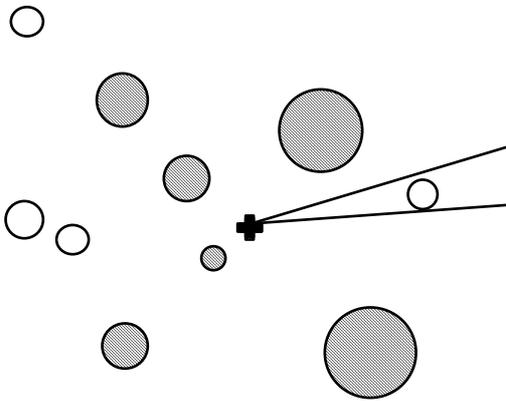
Stratégie adoptée

Le réseau doit-il contenir en priorité des peuplements proches d'un état jugé "idéal", ou bien des peuplements permettant d'étudier les différentes étapes vers cet état d'équilibre ? Faute de moyens

permettant de suivre simultanément les deux stratégies, seule la première a été retenue. Ce choix a permis au bout de 10 ans, de pouvoir éditer les premiers résultats économiques. Il a permis également un retour sur investissement plus rapide : les parcelles retenues sont plus convaincantes, la réaction des arbres et des peuplements y est meilleure. C'est pourquoi, lors du choix des parcelles, l'ancienneté dans le traitement ainsi que la présence d'archives constituent des raisons fortes de sélection.

En pratique

Le dispositif comprend 10 placettes par parcelle, installées de manière systématique selon un réseau à maille carrée, rectangulaire ou en quinconce. Il s'agit de placettes permanentes à angle constant. Ce choix permet de mesurer en moyenne entre 15 et 20 arbres par placette. Cela conduit à des échantillons de 150 à 200 arbres par parcelle. Les placettes sont remesurées tous les cinq ans. Les perches et le taillis seront mesurés sur un cercle de 10 m. La régénération est suivie par l'intermédiaire de 3 sous-placettes de 1,5 m de rayon, disposées à 10 m du centre de la placette.



Annexe °2 - Etat actuel du réseau

□ Répartition géographique

Le réseau AFI compte actuellement 51 dispositifs. Ils n'ont pu être mis en place qu'avec l'accord et à l'intérêt manifesté par les propriétaires concernés. Il couvre pour l'instant la moitié nord de la France. En Bourgogne et Franche-Comté (nos deux premières régions partenaires), un effort a été fait pour échantillonner au mieux l'ensemble des régions naturelles. Des dispositifs ont ensuite été installés en Champagne-Ardenne, Lorraine, Rhône-Alpes et Pays de Loire. Les régions Picardie et Alsace ont rejoint le réseau en 2002-2003. Les dispositifs mis en place par le CRPF Centre sur la base du protocole AFI sont en cours d'intégration. Des discussions sont en cours pour étendre ce réseau à d'autres pays européens (Belgique, Luxembourg).

Ce réseau présente la particularité d'être installé en forêt **privé**. Cependant, dès 1994, des accords ont été passés avec la Section Technique **Inter-Régionale** (STIR) de l'Office National des Forêts basée à Dole, en vue d'échanger des données et des discussions sont en cours afin d'installer des dispositifs AFI dans des forêts relevant du régime forestier. Excepté les dispositifs de *Folin* (peuplement de douglas) et d'*Is-sur-Tille* (peuplement de pin noir), le réseau concerne des peuplements feuillus.

□ Répartition des dispositifs selon le contexte stationnel

Le réseau AFI couvre une grande variabilité stationnelle. Le mode de traitement en irrégulier est donc utilisé pour une grande gamme de stations.

Chapitre I-1. La mesure de l'aléa

Sous-chapitre I-1.3. La mesure de l'aléa incendie : les périodes de retour des feux

Jean-Luc Peyron, Alexandra niedzwiedz

LEF

L'incendie de forêt est un risque non négligeable, qui est suivi régulièrement en France grâce au Bureau de la Protection des Forêts de la Direction de l'Espace Rural et des Forêts au Ministère de l'Agriculture.

L'incendie de forêt est un incendie qui éclate et s'étend dans les forêts ou sur d'autres terres boisées, ou qui éclate sur d'autres et s'étend aux forêts et autres terres boisées.

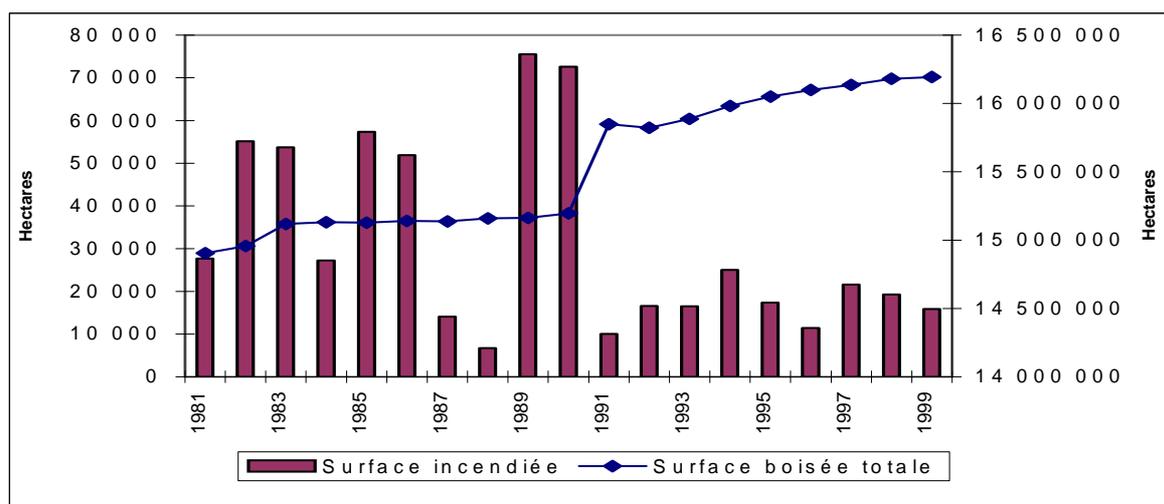
La loi d'orientation sur la forêt, n° 2001-602 du 9 juillet 2001, comporte un volet relatif à la protection de la forêt contre les incendies. La forêt reste toujours vulnérable et les enjeux principaux de la protection se situent dans l'aménagement et la gestion non seulement des massifs forestiers, mais aussi des zones intermédiaires entre eux et les zones d'habitation et d'activité.

Nous allons observer et tenter de comprendre l'évolution des feux de forêts en France entre 1981 et 1999. Les données utilisées sont les surfaces incendiées et le nombre de feux, publiées par le Ministère de l'Agriculture. Nous comparons ici les surfaces incendiées par rapport à la surface totale boisée en France et dans les départements et régions.

I. La France

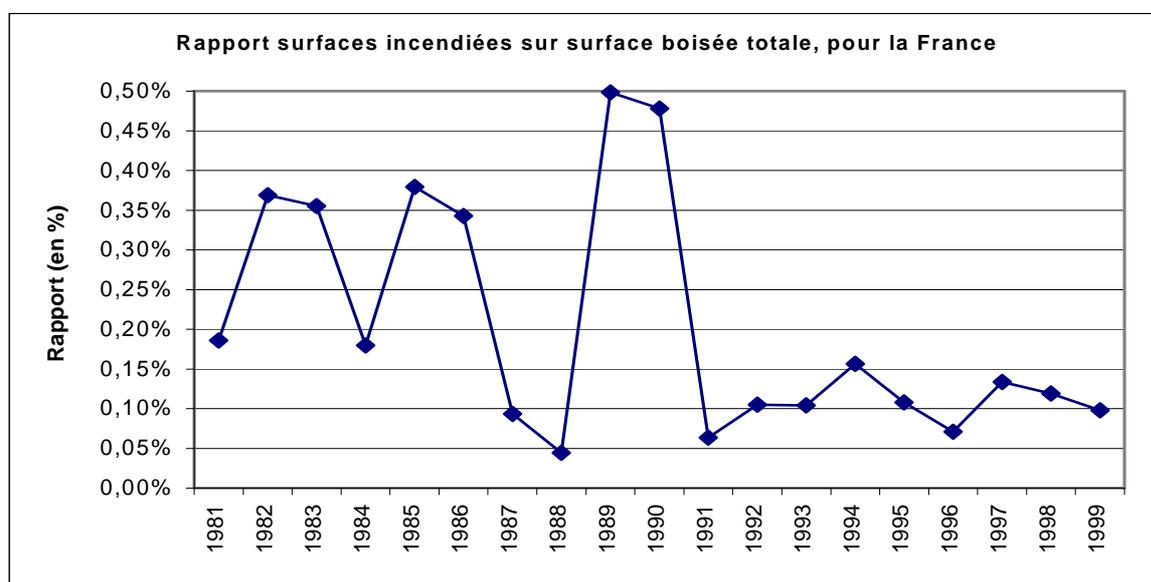
Dans ce paragraphe, nous allons comparer la surface boisée incendiée avec la surface boisée totale en France.

Les données concernant la surface boisée totale en France de 1981 à 1999 sont celles résultant de l'enquête sur l'utilisation du territoire (TERUTI). Cette enquête permet, grâce à l'observation directe par enquêteur de plus de 550 000 points repérés avec précision, de connaître, chaque année,



l'occupation de l'ensemble du territoire français. Cette enquête a connu quelques rénovations : l'échantillon de points a été entièrement renouvelé sur deux ans (1991 et 1992) et la nomenclatures a été adaptée, en particulier sur le poste "forêt". La surface boisée en France ne cesse d'augmenter, de façon lente et régulière. Le seul décrochement que l'on peut observer en 1991 peut s'expliquer par les changements intervenus cités ci-dessus.

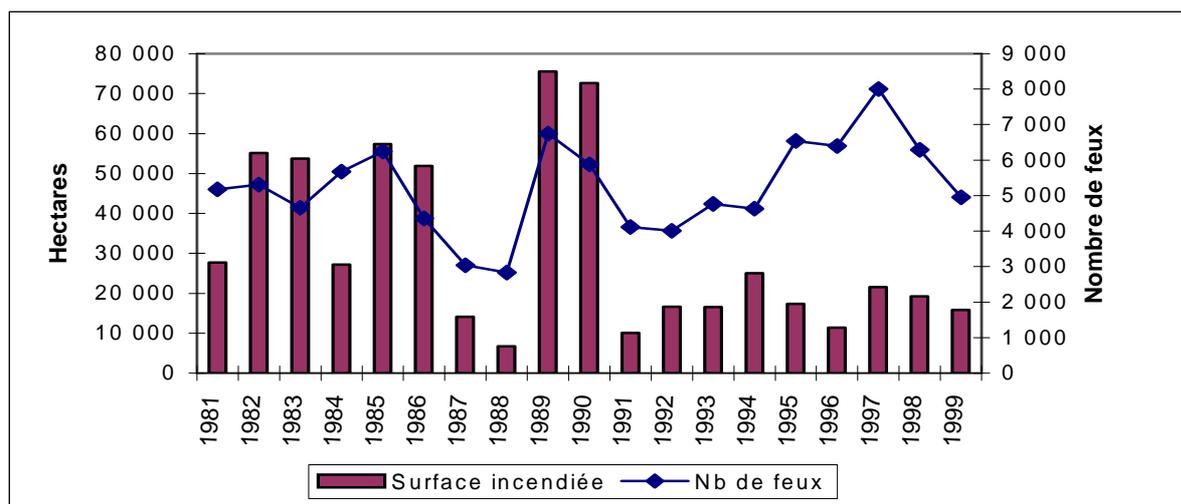
En ce qui concerne la superficie de forêt incendiée, on peut voir deux périodes distinctes. La première, de 1981 à 1990, est une période où les surfaces brûlées sont importantes. Le rapport surfaces boisées incendiées sur surfaces boisées totales est donc élevé. Les années 1982-1983, 1985-1986, mais surtout 1989-1990, sont des années noires avec de fortes superficies incendiées. La seconde période, de 1991 à 1999, est beaucoup plus stable (l'écart-type du rapport sur 1991-1999 est de 0,03%, contre 0,16% sur la période 1981-1990) avec des surfaces boisées incendiées plus faibles, donc un rapport



plus bas.

Comme on le voit nettement sur les graphiques, la surface boisée incendiée a tendance à diminuer alors que la surface boisée totale augmente. Ceci explique en partie le fait observer ci-dessus : le rapport calculé diminue sur l'ensemble de la période. Il est en moyenne de 0,29% pour la France dans son ensemble sur 1981-1990 contre 0,11% sur 1991-1999. Cependant, on peut voir que le rapport suit les mêmes évolutions que la superficie de forêt incendiée : cela signifie que les variations du rapport s'explique davantage par le fait que les surfaces brûlées sont plus importantes que par le fait que la surface boisée totale augmente.

Les années noires, caractérisées par des pics importants sur le graphique (le rapport atteint une valeur de 0,50% en 1989), correspondent, de manière générale, à des années où la France a connu des conditions météorologiques mauvaises, avec de longues périodes de sécheresse dans le Sud, des vents violents qui se sont déclenchés dans des périodes propices aux feux de forêt, un état de la végétation adéquat...



L'amélioration observée depuis 1991 s'explique par des conditions météorologiques plus favorables (comme des hivers pluvieux) et l'efficacité de la politique de prévention et de lutte contre les incendies de forêt. La cohérence et la coordination entre les différents agents de cette politique ont permis de mieux prendre en compte et de mieux gérer les risques, mais aussi d'associer plus efficacement leurs efforts dans la lutte.

Malgré ces résultats encourageants, on ne peut pas dire que le risque de feu de forêt est durablement atténué. En effet, bien que les surfaces incendiées aient tendance à diminuer, le nombre de feux quant à lui augmente. Dans la première décennie, l'évolution de la surfaces boisée incendiée et celle du nombre de feux semblent suivre les mêmes tendances. Mais dans la deuxième décennie, le nombre de feux reste très élevé, alors que les surfaces boisées incendiées soient plus faibles.

En effet, entre 1991 et 1999 le nombre de feux est aussi important qu'entre 1981 et 1990, mais la surface incendiée est deux fois plus faible. Les dispositifs de surveillance et de prévention mis en place (débroussaillage, création ou réaménagement de pistes d'accès et de points d'eau...), en particulier avec la loi de décembre 1985, ont été améliorés et renforcés. L'amélioration est d'ailleurs nette à partir de 1986. La surface moyenne des feux diminue. Seulement, en 1989 et 1990, de très mauvaises conditions météorologiques saisonnières ont accru le nombre de feux et les surfaces touchées ces deux années.

Années	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Superficie moyenne des feux	5,4	10,4	11,5	4,8	9,2	11,9	4,6	2,4	11,2	12,3
Années	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Superficie moyenne des feux	2,4	4,1	3,5	5,4	2,6	1,8	2,7	3,1	3,2	

Unité : hectares

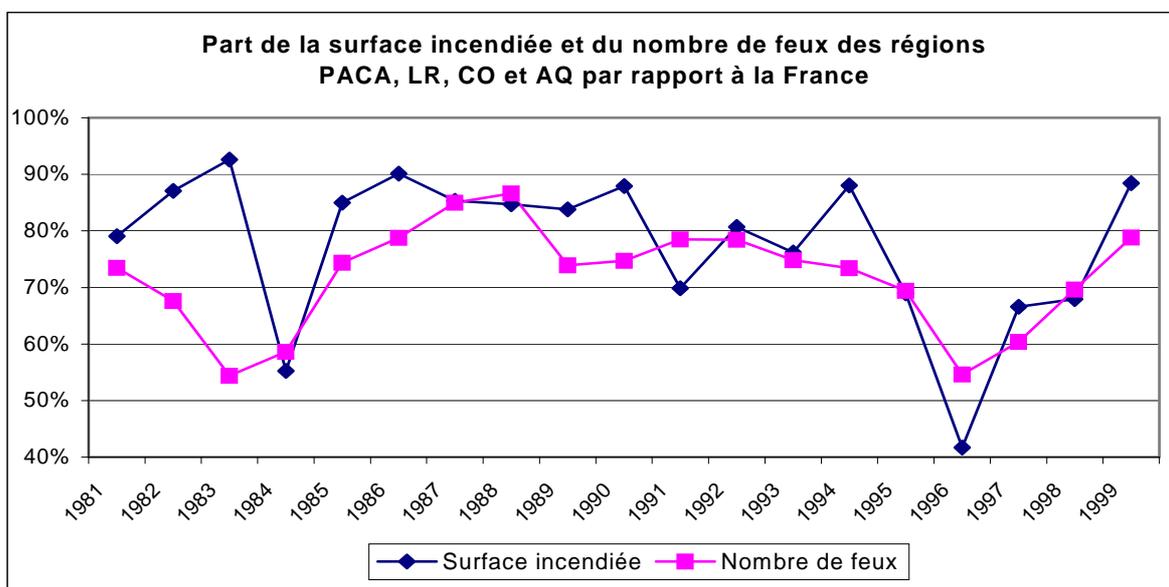
La surveillance et l'organisation a permis d'intervenir plus rapidement sur les feux, et donc de diminuée la surface de forêt touchée par chacun.

Pour résoudre ce problème du nombre de feux, il faut continuer les actes de surveillance et de prévention, mais aussi traiter la source du problème par la sensibilisation du public. En effet, neuf feux sur dix sont dus à l'homme et à ses activités, soit par imprudence ou par négligence. Une prise de conscience du public permettrait de faire comprendre l'importance de l'entretien des espaces naturels, et en particulier du débroussaillage, ainsi que du respect de certaines règles, concernant par exemple les dépôts d'ordures.

II. Les régions françaises

En observant la surface boisée incendiée par rapport à la surface boisée totale pour les régions de France, on remarque que la plupart des régions est homogène, mises à part les quelques régions suivantes du Sud de la France : la Corse, la région PACA, le Languedoc-Roussillon et l'Aquitaine.

Ces quatre régions sont les régions les plus touchées par les incendies de forêt, aussi bien pour la surface boisée touchée que pour le nombre de feux. A elles quatre, elles représentent, en moyenne sur la période 1981-1999, 78% de la surface boisée incendiée pour l'ensemble du territoire, et en moyenne 72% des feux comptabilisés en France.



Cela s'explique par le fait que ce sont des régions du Sud, ayant généralement des étés secs et étant souvent balayées par les vents. Il suffit donc que toutes les conditions soient réunies pour que le risque d'incendies devienne fort, et le climat de ces zones favorise souvent ces situations, ce qui explique un

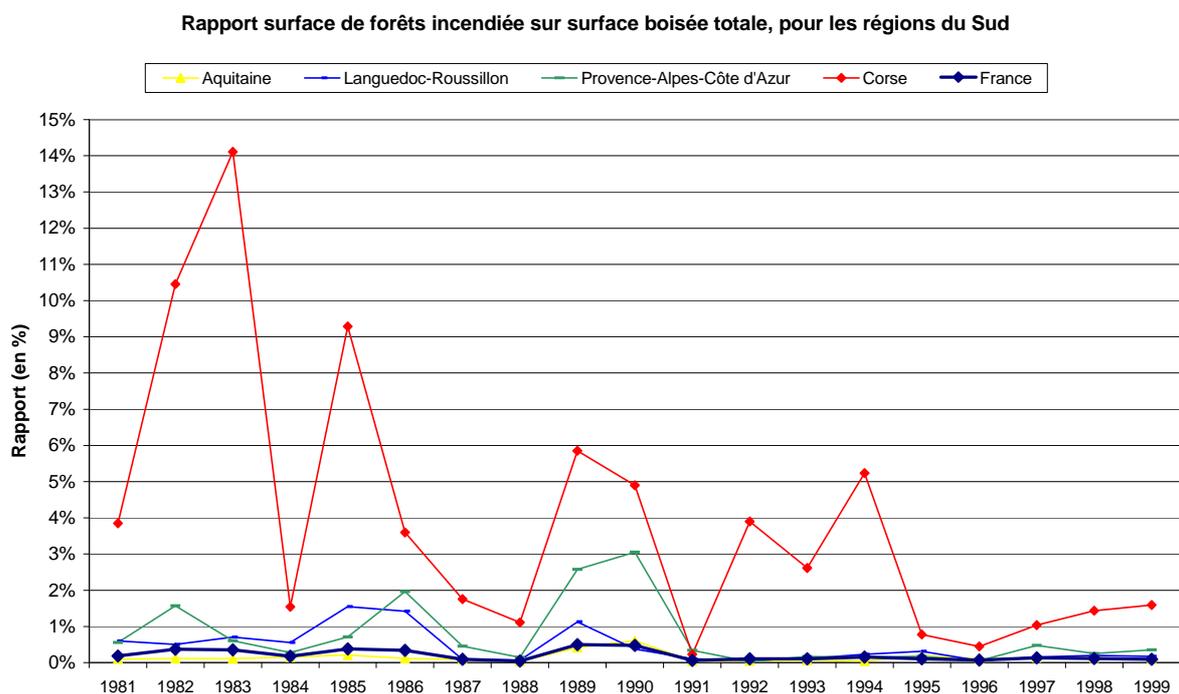
nombre plus important de feux ici que dans les autres régions, en particulier celles situées plus au Nord qui ont un climat moins sec.

On peut remarquer que, durant les années 1989 et 1990 qui sont particulièrement noires à l'échelle de la France, la surface incendiée en Corse représente une partie identique à celle des autres années (de même pour le nombre de feux). Ainsi, la hausse des surfaces boisées touchées par le feu en 1989 et 1990, ne semble pas seulement due à l'augmentation des surfaces boisées incendiées dans ces régions du Sud.

A l'intérieur de ce groupe, on peut observer des différences.

La Corse

La Corse est la région la plus différente des autres régions françaises. Elle se différencie même des autres régions du Sud. En effet, le rapport surface boisée incendiée sur surface boisée totale est jusque 40 fois plus élevé que celui observé pour la France : en 1983, le rapport pour la Corse est de 14,1% contre seulement 0,36% pour la France. Sur l'ensemble de la période, le rapport de la Corse est d'environ 19 fois celui de la France.



Le rapport évolue de manière très irrégulière jusqu'en 1995. Ce n'est qu'à cette date qu'il semble se stabiliser entre 1% et 2%.

En plus des conditions météorologiques qui peuvent être plus ou moins défavorables selon les années, d'autres raisons peuvent expliquer que la Corse comptabilise en moyenne sur la période 1981-

1999 presque un tiers des surfaces boisées incendiées françaises et 21% des feux recensés sur l'ensemble du territoire.

Tout d'abord, en été, la Corse a non seulement un climat propice aux incendies, mais en outre, l'île accueille de nombreux touristes qui gonfle sa population. Comme les principales causes immédiates des feux de forêts sont dues à l'homme, on comprend que le risque soit multiplié durant la saison estivale. Aussi, les écobuages pastoraux, pratiqués par certains éleveurs et permettant de débroussailler, de remplacer momentanément des végétaux sans intérêts par de l'herbe et de faciliter la progression des bestiaux, peuvent constituer un risque supplémentaire. Ils peuvent être la cause d'incendies de forêts si, à la suite de conditions météorologiques défavorables, certains feux nés dans le milieu rural atteignent la forêt. La présence de certains végétaux, comme la bruyère, dans les sous-bois accélère la propagation du feu. Il existe aussi d'autres causes probables, mais qui peuvent également expliquer les incendies de forêts dans les autres régions : l'imprudence des hommes, le dépôt d'ordures mal protégées, des pyromanes...

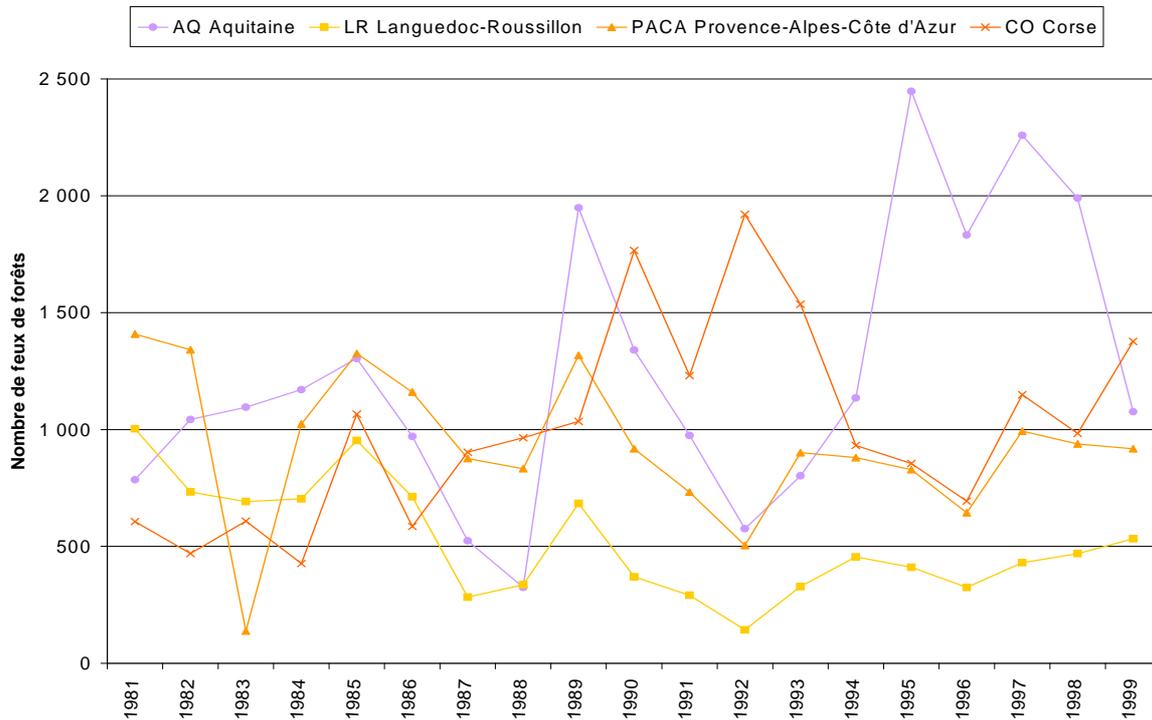
La région Provence-Alpes-Côte-d'Azur et le Languedoc-Roussillon

Ces deux régions sont très proches. Elles se situent à mi-chemin entre la Corse et les autres régions de France. En effet, leur rapport surfaces boisée incendiée sur surface boisée totale est plus grand que celui de la France, mais très loin de celui de la Corse. Le rapport pour la région PACA n'est que 3,6 fois plus élevé que celui de la France, 2,2 fois pour le Languedoc-Roussillon, ce qui est faible comparé à la Corse.

Le rapport de chacune de ces régions suit les mêmes variations que celles observées pour la France, c'est-à-dire plus élevé et irrégulier sur la première décennie, stable et faible sur la seconde (voir graphique ci-dessus).

L'Aquitaine

Dans cette région très boisée grâce aux Landes, le nombre de feux de forêt recensés est, tout



comme les régions méditerranéennes citées plus haut, très élevé.

Cependant, on comparant le rapport surface boisée incendiée sur surface boisée totale pour l'Aquitaine, on peut remarquer qu'il est à peine plus élevé que les autres régions françaises. Ce n'est qu'en 1989 et 1990 que la surface boisée incendiée par rapport à la surface boisée totale est plus importante : le rapport atteint 0,61% en 1990, alors que la moyenne régionale sur la période 1981-1999, qui est de 0,15%, est inférieure à la moyenne nationale (0,20%). Le rapport élevé en 1989 et 1990 s'explique par d'importants feux de forêts qui se sont succédés : Lacanau en juillet 1989 qui détruisit 3 654 hectares de forêt, ce qui représente environ 300 000 mètres cube de bois commercialisable, et l'incendie de mars 1990 en Gironde qui ravagea plus de 5 600 hectares. Ces deux incendies représentent à eux seuls près de la moitié des superficies de forêt brûlées durant ces deux années.

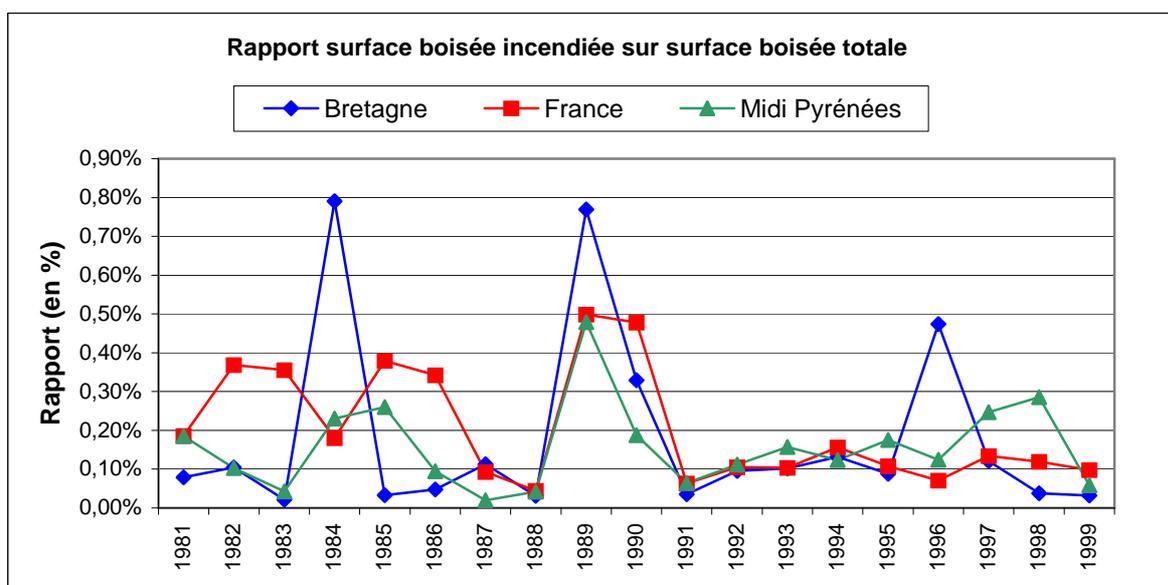
L'Aquitaine avait été très gravement touchée par les feux de forêt en 1949 : la moitié du massif fut détruit, soit plus de 400 000 ha de forêt. Ce désastre a servi de déclencheur. La région devait remédier au manque de moyens et d'organisation de ces moyens, mais aussi aménager la forêt de façon à faciliter la lutte. C'est à cette époque que furent créées les associations de Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI), pour préparer et améliorer la lutte : création de pare-feu, de points d'eau... La sylviculture a évolué : plantation en ligne droite, éclaircies, débroussaillage, entretien... Un corps interdépartemental (Gironde, Landes, Lot-et-Garonne) de défense spécialisé dans les incendies de forêt a même été créé. Tout cela fait aujourd'hui des Landes un massif des mieux protégés au monde.

Mais les grands incendies de 1989 et 1990 (et aussi de 1976) prouvent qu'il faut rester vigilant et ne pas relâcher les efforts, car nous ne sommes jamais à l'abri d'une nouvelle catastrophe malgré tous les moyens mis en place, même si ceux-ci sont généralement efficaces.

Les autres régions françaises

Ecartons un moment les quatre régions dont nous venons de parler pour nous intéresser aux autres régions de France. Le rapport surface boisée incendiée sur surface boisée totale est généralement faible : il dépasse rarement 0,10% sur la période 1981-1999.

Seule la Bretagne et le Midi-Pyrénées ont une moyenne supérieure, respectivement de 0,18% et 0,16%, sur l'ensemble de la période. Ce sont aussi les régions qui ont les écarts-types les plus élevés avec 0,14% et 0,11%. En effet, on peut observer davantage de variations du rapport. En Bretagne, le rapport a atteint 0,79% en 1984, 0,77% en 1989 et 0,47% en 1996. Pour ces années, le rapport de cette région dépasse même la rapport moyen pour la France.



La Bretagne, avec le Centre et le Poitou Charente, fait partie d'un des grands espaces forestiers qu'est le Centre-Ouest avec un million d'hectares répartis entre ces régions, derrière le Sud-Est (4,2 millions d'hectares de forêt méditerranéenne et de formations subforestières) et le Sud-Ouest (1,7 millions d'hectares de forêt aquitaine). Il n'est donc pas étonnant que la surface boisée soit importante les mauvaises années. Ensuite, il y a des risques liés à l'agriculture : des coopératives agricoles stockent des céréales et des engrais dans des silos, qui présente un risque si un incendie s'y déclare, car il se peut que de tels incendies atteignent la forêt.

En ce qui concerne le Midi-Pyrénées, c'est une région du Sud de la France, donc les conditions météorologiques sont sans doute une raison du niveau de la surface boisée incendiée, en particulier les années noires comme 1989 et 1990 qui ont été, dans beaucoup de régions françaises, des années de

sécheresse exceptionnelle (comme d'ailleurs les années de 1995 à 1997), non seulement par l'importance du déficit pluviométrique par rapport aux moyennes de référence, mais aussi et surtout par sa durée.

Les autres régions sont homogènes avec des superficies de forêt incendiées faible tout au long de la période étudiée. Les variations remarquables (dans une moindre mesure que les régions dont nous avons déjà parlé) ne concernent que les années telles que celles déjà citées (1989 et 1990 en particulier), où les principales causes sont de mauvaises conditions météorologiques.

III. Les départements français

En observant la surface boisée incendiée par rapport à la surface boisée totale pour les départements de France, on peut faire les mêmes remarques que pour les régions. En effet, les départements qui se différencient des autres appartiennent aux régions sur lesquelles nous sommes attardées dans les paragraphes précédents.

Les départements ayant une surface boisée incendiée élevée

Les départements ayant une superficie de forêt incendiée forte par rapport à leur surface boisée totale sont les suivants : le Var (région PACA), la Corse-du-Sud (Corse), Les Pyrénées-Orientales (Languedoc-Roussillon) et la Haute-Corse (Corse). La surface boisée incendiée représente souvent plus de 5% de la surface boisée totale durant la période 1981-1990 dans ces quatre départements.

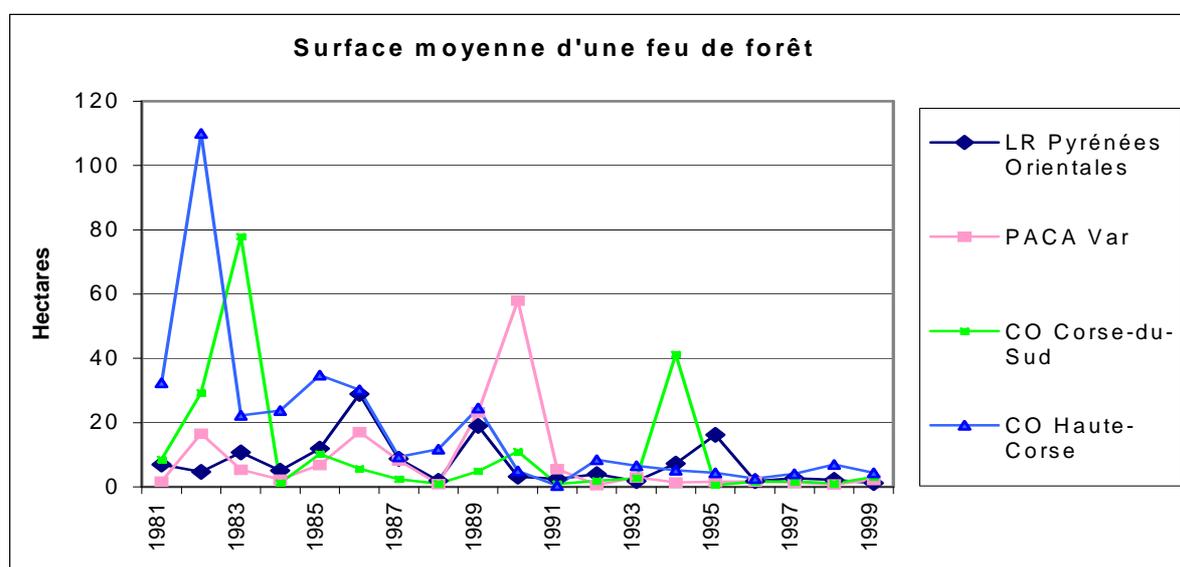
Statistiques sur le rapport de surfaces incendiées par rapport aux surfaces boisées totales :

Départements	Sur la période 1981-1999		Sur la période 1981-1990		Sur la période 1991-1999	
	Moyenne du rapport	Ecart-type du rapport	Moyenne du rapport	Ecart-type du rapport	Moyenne du rapport	Ecart-type du rapport
Var	3,07%	5,15%	5,39%	6,34%	0,49%	0,42%
Corse-du-Sud	2,21%	3,57%	3,25%	4,39%	1,07%	2,04%
Haute-Corse	2,21%	1,76%	2,91%	1,98%	1,43%	1,12%
Pyrénées-Orientales	1,54%	2,04%	2,36%	2,50%	0,64%	0,77%
France	0,20%	0,15%	0,29%	0,16%	0,11%	0,03%

Le rapport moyen du Var sur l'ensemble de la période est égal à 15 fois celui de la France. Ces résultats donc tirent vers le haut ceux de la région PACA. On peut faire la même constatation pour les Pyrénées-Orientales dans la région Languedoc-Roussillon. Enfin, il n'est pas étonnant que la Corse soit si différente des autres régions, mêmes des autres régions méditerranéennes, puisque les deux départements composant cette région ont un rapport très élevé. En ce qui concerne l'évolution du rapport au cours des années, on peut voir d'après les écarts-types calculés que les départements ayant les rapports les plus stable sont les Pyrénées-Orientales et le Var. Les deux départements de la Corse

ont apparemment des évolutions plus irrégulières dans le temps. Comme nous l'avons remarqué pour la région Corse, en Corse-du-Sud et en Haute-Corse, la surface boisée incendiée par rapport à la surface boisée totale ne devient stable qu'à partir de 1995 : le rapport reste inférieur, respectivement, à 1% et à 2%.

La surface moyenne d'un feu était également plus élevée sur la période 1981-1990 très touchés, en particulier dans les départements corses. Depuis 1995, la situation s'est vraiment améliorée, puisque les feux touchent des surfaces plus faibles. Cependant, le nombre de feux de forêts reste important, en particulier en Haute-Corse où il a même tendance à augmenter ces dernières années.



Afin d'améliorer cela, il faut accroître la surveillance, les mesures de protection, améliorer les prévisions et faire prendre conscience au public des risques. Ces départements les plus touchés font d'ailleurs partie de la zone Prométhée. Cette opération recueille les données sur le terrains (15 départements du Sud) et tente de modéliser au mieux l'incendie de forêts afin de prévoir son déroulement et de mieux le combattre. Ainsi, les expériences passées permettent de mieux comprendre les mécanismes des feux de forêt et les efforts fournis par la recherche commencent à porter leurs fruits.

Les autres départements français

La majorité des départements français est homogène. Le rapport surface boisée incendiée sur surface boisée totale est faible. Seuls quelques départements, intermédiaires entre les départements méditerranéens très touchés par les incendies de forêt et le reste des départements, ont un rapport supérieur à 0,5% (seuil au-dessous duquel se trouvent la plupart des départements), mais n'atteignant

pas les valeurs des départements du Sud cités plus haut : l'Ariège, la Haute-Garonne et le Lot (Midi-Pyrénées), l'Isère et l'Ardèche (Rhône-Alpes).

On peut remarquer l'alternance d'années où le rapport est peu élevé et d'années où il augmente brusquement. Les conditions météorologiques sont les principales causes de ces changements brusques. On peut à nouveau observer en effet, les conséquences désastreuses des sécheresses des années 1989 et 1990, par exemple en Ardèche, où les superficies de forêts incendiées ont représenté ces années jusqu'à 4% des surfaces boisées totales, alors que ce taux ne dépassaient habituellement pas 1%. La Gironde a également beaucoup souffert ces deux années à cause de deux grands incendies dévastateurs survenus en 8 mois : la surface boisée incendiée représente 4,4% en 1989 et 6,6% en 1990, alors qu'elle ne dépasse pas 1% les autres années étudiées.

Le rapport de surface boisée incendiée et les variations de ce rapport sont très faibles dans les autres départements français. Ils sont situés dans des régions où les sécheresses sont plus rares et moins importantes, où la pluviométrie est plus importante, ce qui réduit nettement les risques en période estivale. Des phénomènes comme la neige ou les tempêtes (qui détruisent plus ou moins les forêts, laissant des arbres morts et des déchets de bois) peuvent cependant, dans certaines régions de France, amener des risques supplémentaires.

IV. Conclusion

Après les années 1980 où les surfaces boisées incendiées étaient importantes, la France connaît, durant la dernière décennie, des résultats encourageants. Les régions méditerranéennes, en particulier la Corse, font partie des régions les plus touchées. Le taux de surface boisée incendiée par rapport à la surface boisée totale de ces régions dépasse très largement la moyenne française, surtout sur la période 1981-1990. L'Aquitaine, bien que très boisée et connaissant de nombreux feux de forêt, semble maîtriser efficacement les incendies, qui ont une surface moyenne très faible. Même si le nombre de feux de forêts reste élevé en France, la superficie de forêt incendiée est en baisse. Seules des années noires comme 1989 et 1990 viennent obscurcir le tableau.

Des conditions météorologiques plus favorables et une meilleure efficacité de la politique de prévention et de lutte expliquent ce bilan. Aussi, les moyens mis en œuvre sur le terrain, de la création de pistes et de points d'eau au matériel de défense toujours plus performants, ne doivent pas faiblir. L'expérience a montré que le moindre relâchement peut augmenter le risque de catastrophe, comme l'a connu la région Aquitaine.

Sachant que l'homme est à l'origine, par négligence ou accident, de la plupart des feux de forêt, il faut renforcer la communication sur les incendies de forêt, afin que le public prenne conscience de l'importance de ce risque et connaisse quelques moyens simples pour éviter le plus grand nombre de possible de départ de feu.

Chapitre I-1. La mesure de l'aléa

Sous-chapitre I-1.4. Méthodes de cartographie des aléas induits et subis

Cas du risque feu

Max Bruciamacchie

LERFOB

A - Terminologie en matière de risque naturel

C'est sans doute en matière de feu que cette terminologie a été la plus développée. Une simple revue bibliographique permet de constater une disparité des concepts, due à la variété des besoins (Cemagref et al., 2000).

1. Distinction entre aléa et vulnérabilité

L'aléa se définit comme la probabilité qu'un phénomène naturel d'une intensité donnée ait lieu. Il est déterminé par une **occurrence** et par une **intensité**.

La vulnérabilité traduit les conséquences du phénomène. Elle est fonction de deux éléments : les **enjeux** et les **parades**. Les enjeux correspondent aux biens et aux personnes affectés par le phénomène. Dans le cas des incendies, la forêt devrait être considérée comme un patrimoine naturel à protéger. En pratique, la protection des personnes ainsi que leurs biens, range au second plan la valeur patrimoniale des forêts.

Les parades sont tous les moyens de prévention (y compris les traitements sylvicoles), d'équipement et de lutte qui permettent de réduire les dommages produits par le phénomène. L'assurance peut également être rangée dans cette catégorie.

En matière de risques naturels, les interventions possibles se divisent en deux grandes familles

- La lutte active s'attaque à la source du problème et tente de le résoudre. En matière de crue torrentielle, elle consistera à revégétaliser le bassin versant. Paradoxalement, en matière d'incendie, le débroussaillage doit être considéré comme de la lutte active au même titre que la sylviculture appliquée.

- La lutte passive consiste à diminuer les conséquences du phénomène. En matière d'incendie, la lutte passive comprend les pare-feu, les moyens de lutte.

	Crue torrentielle	Incendie	Vent
Active	Revégétalisation du bassin versant Correction du profil en long	Débroussaillage	X
Passive	Digue, plage de dépôt	Moyens de lutte Pare-feux	Sylviculture Commercialisation

S'il n'y a pas de parades, le rapport entre les dommages produits et les enjeux est maximal. Ce rapport s'appelle **taux d'endommagement**. Si les parades sont présentes, le taux d'endommagement diminue.

La vulnérabilité peut alors être définie comme l'ensemble des conséquences prévues d'un phénomène d'une intensité donnée, sachant que des parades existent.

2. Distinction entre aléa induit et subi

- L'aléa subi est commun aux différents risques naturels. Il détermine les zones les plus exposées. C'est l'aléa important pour un assureur ou un résident. Tous deux souhaitent savoir où la probabilité d'avoir un feu est la plus forte (par exemple à cause de la proximité de la forêt et de la continuité du combustible jusqu'aux habitations). Dans le cas d'un incendie, sa prédiction est plus difficile que pour les autres phénomènes naturels, en raison de la plus grande variabilité de l'évolution d'un feu.

- L'aléa induit est très étudié dans le cas des incendies de forêt à cause de leur origine anthropique. C'est l'aspect « risque technologique », c'est-à-dire le même risque que l'on trouve pour les accidents industriels, où l'homme est le facteur de risque causant le phénomène.

En matière de DFCI, il importe de distinguer les zones dans lesquelles la probabilité d'avoir une éclosion de feu est élevée (proximité des routes, poudrières) car, de cette façon, la prévention des incendies pourra être réalisée plus efficacement. C'est l'aléa qui détermine les zones dans lesquelles l'installation d'habitations produirait un risque d'éclosion fort, ainsi que les zones du massif devant être surveillées en raison de leur forte probabilité d'être des points de départ de feux. Il est également composé par une probabilité d'éclosion et par une surface menacée (respectivement l'occurrence et l'intensité du phénomène).

	Occurrence	Intensité	
ALEA			
Aléa Subi	Prob. d'incendie	Puissance du front	Risque d'incendie de forêt
Aléa Induit	Prob. d'éclosion	Surface menacée	
VULNERABILITE	Enjeux	Parades	

* Probabilité d'incendie : c'est la probabilité d'avoir un incendie sur un lieu donné, quel que soit son point d'éclosion.

* Puissance du front de l'incendie : c'est la quantité d'énergie fournie par l'unité de longueur du front par unité de temps. Elle permet d'évaluer les caractéristiques du front et sa difficulté d'extinction. Elle est modifiable par les parades.

* Probabilité d'éclosion : c'est la probabilité de départ du feu en un lieu donné. Contrairement aux autres risques naturels, l'incendie peut éclore sur tout le territoire (sauf les zones sans combustible). Elle dépend de l'inflammabilité de la végétation et de la présence probable d'une source de chaleur.

* Surface menacée : c'est la surface qui peut être potentiellement parcourue par l'incendie éclos en un lieu donné et dans certaines conditions. Elles s'appellent conditions de référence. Elle ne doit pas tenir compte des parades, notamment des moyens de lutte. En fait, normalement les parades seront établies au vu de l'analyse des éléments des aléas subi et induit.

Connexion avec assurance

Une estimation correcte des probabilités de perte des biens forestiers (aléa subi) est requise pour les assurances. De la même façon, une bonne estimation du risque induit permettrait d'établir des assurances de responsabilité civile.

B - Méthodologies

1. Mise en adéquation des besoins, des méthodes et des données

La mise en adéquation dépend des priorités que l'on se fixe. Le tableau ci-après fournit à titre d'exemple deux besoins.

- Liasons entre besoins et éléments du risque -			
Besoins	éléments		qualification
Urbanisme	Aléa induit	Probabilité d'éclosion	<i>Recommandé</i>
		Surface menacée	<i>Possible</i>
	Aléa subi	Probabilité d'incendie	<i>Indispensable</i>
		Puissance du front de feu	<i>Possible</i>
	Enjeux		<i>Indispensable</i>
	Parades		<i>Possible</i>
DFCI	Aléa induit	Probabilité d'éclosion	<i>Indispensable</i>
		Surface menacée	<i>Indispensable</i>
	Aléa subi	Probabilité d'incendie	<i>Recommandé</i>
		Puissance du front de feu	<i>Possible</i>
	Enjeux		<i>Possible</i>
	Parades		<i>Recommandé</i>

Dans le cas de l'urbanisme, la probabilité d'incendie (occurrence de l'aléa subi) et les enjeux deviennent les éléments indispensables. Cartographier consiste alors à classer l'espace selon le danger pour l'homme et ses installations. La probabilité d'éclosion n'intervient qu'en tant qu'élément de calcul.

En DFCI, on prend comme éléments indispensables les deux parties de l'aléa induit, c'est-à-dire la probabilité d'éclosion et la surface menacée. Cependant, la probabilité d'incendie est qualifiée de recommandée pour son emploi pour la définition des ratios d'équipements. Les enjeux (forestiers dans ce cas) deviennent un élément possible seulement si on veut différencier des zones de plus haute valeur écologique, économique...

2. Les différentes approches

L'approche temporelle

La surveillance et la lutte contre les incendies requièrent de connaître quels jours sont les plus dangereux pendant la saison de risque d'incendie élevé. Cette information est nécessaire pour la mobilisation préventive de ses moyens, pour régler l'accès du public, les autorisations pour la réalisation de certaines activités, etc.

Cette approche prend en considération principalement les facteurs météorologiques. C'est Météo-France qui fournit les indices de risque deux fois par jour pendant la saison de risque, c'est-à-dire généralement du 1er juin au 30 septembre, cette dernière date pouvant changer en fonction des conditions climatiques.

Cette approche repose sur un découpage du territoire. Elle a une forte précision temporelle mais, par contre, une faible précision spatiale. En effet, sur chaque département de la région méditerranéenne le zonage n'est jamais supérieur à neuf divisions, sauf en Corse où l'on peut trouver seize zones de prévisions.

L'approche spatiale

Dans les études de cartographie du risque, la composante temps (hormis l'actualisation des données) ne joue pas un rôle important. En matière de DFCI on s'intéressera à l'approche spatiale. Elle a conduit à définir deux niveaux :

- Un premier niveau départemental recherche l'établissement d'un zonage prioritaire pour la prévention des incendies. Au vue de cette analyse, une cartographie locale sera organisée en fonction des besoins, pour des équipements DFCI, l'étude des points d'éclosion, la surveillance ou la mobilisation préventive des dispositifs de lutte. Puisque l'intérêt principal est la protection de la forêt, l'élément de l'aléa le plus important sera l'aléa induit, à la différence de l'urbanisme, où l'intérêt principal était de délimiter les zones à fort aléa subi.
- Un niveau local à l'intérieur des massifs forestiers, soit d'échelle intercommunale, qui peut être l'objet des études de n'importe quel objectif parmi tous ceux qui sont compris dans la DFCI. Ces études seront réalisées là où l'approche départementale a montré un risque fort. Sa distribution dépendra aussi des éléments du risque et de leur répartition sur le département. Les zones à fort aléa induit peuvent être l'objet d'une étude de prévention des éclosions, avec une cartographie du risque

plus précise. Par contre, les zones à fort aléa subi et avec des enjeux assez importants devront être protégées au moyen de certains équipements DFCI.

3. Les différentes méthodes

3.1 Estimation et cartographie du risque feu à l'échelle d'un massif

Exemple : méthodologie conçue par le CEMAGREF pour le massif des Maures (A. Mariel et M. Jappiot, 1997), avec la contrainte d'une précision de 250 m et d'une échelle de 1/50 000e. L'objectif était d'établir les priorités d'élaboration des PPR.

Les éléments du risque

La démarche suivie par le Cemagref pour la réalisation de la cartographie du risque du massif des Maures part de la séparation du risque en trois éléments : l'aléa, la vulnérabilité et les moyens et équipements de protection. En ce qui concerne l'aléa, deux éléments ont été distingués : le risque d'éclosion et le risque de propagation.

La synthèse de l'aléa

Pour l'étude réalisée à l'échelle du massif, le résultat de l'estimation de l'aléa est donné au moyen de cartes élémentaires sans aucune synthèse.

3.2 Estimation et cartographie du risque feu à l'échelle d'un PPR

(cf.Jappiot, 1998)

Les éléments du risque

Par rapport à la méthode précédente, les différences se trouvent dans les éléments de l'aléa.

- Risque de départ : c'est le risque d'éclosion. Il est déterminé par l'inflammabilité.
- Risque de propagation libre : c'est la probabilité de propagation du feu une fois que l'incendie a réussi à se propager à la vitesse maximale en accord avec les conditions environnementales. Il est conditionné par la combustibilité.
- Risque de propagation initiale : c'est la probabilité de propagation du feu là où il s'est produit. L'auteur justifie la nécessité de réaliser cette distinction avec la propagation libre par deux arguments :

* Intérêt de connaître les zones où l'éclosion du feu peut renfermer un plus fort risque de provoquer un incendie.

* Mieux connaître la liaison entre l'inflammabilité et la combustibilité qui sont responsables de l'efficacité du départ et le développement postérieur de l'incendie.

La synthèse de l'aléa

Elle suit les étapes qui caractérisent l'évolution d'un incendie : la mise à feu, le feu naissant et le feu en propagation plus ou moins libre. Ces étapes correspondent aux parties distinguées de l'aléa : l'aléa de départ (ou risque de départ), l'aléa de propagation initiale et l'aléa de propagation libre.

Grâce à sa structure arborescente, trois niveaux d'aléa sont établis. Ils sont déterminés à partir des paramètres activités humaines, combustible, exposition et vitesse du vent. Ils conduisent à trois situations : peu critique, situation critique et très critique.

paramètres		Aléa de départ	aléa de prop. initiale	aléa de prop. libre	aléa global	
1. Activités humaines	Absence	Faible	-	-	Peu critique	
	Peu	Moyen	-	-	Peu critique	
	Présence	Elevé	-2	-2	-2	
2. Combustible	Peu (A ou B)	Faible	-	-	Peu critique	
	Beaucoup (C ou D)	Moyen à élevé	-3	-3	-3	
Non favorable	Faible		-	Peu critique		
	Moyen		Faible	Peu critique		
Intermédiaire	$V < 9 \text{ m/s}$		Moyen	Moyen	Peu critique	
	$9 \text{ m/s} < V < 17 \text{ m/s}$		Moyen	Elevé	Critique	
	$17 \text{ m/s} < V$		Elevé	Faible	Critique	
3. Exposition	Favorable		$V < 9 \text{ m/s}$	Elevé	Moyen	Critique
			$9 \text{ m/s} < V < 17 \text{ m/s}$	Elevé	Elevé	Très critique
			$17 \text{ m/s} < V$	Elevé	Elevé	Très critique

Ce système de notation permet une notation adaptable aux changements des installations humaines et à ceux de la végétation.

3.3 Les méthodologies de l'ONF

Duché (1998) propose trois méthodologies testées dans les Alpes-Maritimes.

a) L'analyse statistique de l'espace :

A partir d'un traitement des données des feux du passé, la méthode consiste à rechercher des corrélations entre les facteurs humains, le milieu et les variables « éclosions », « points brûlés » et « présence ou absence de grands feux ».

Le résultat est une cartographie des zones d'égale sensibilité au feu qui permet de déterminer les massifs les plus exposés ainsi que les endroits où les éclosions sont plus fréquentes.

b) L'analyse dynamique de l'espace :

Cette approche est basée sur l'emploi des modèles de simulation de la propagation des incendies. Une grille de points de départ de feux est simulée. Les surfaces menacées permettent d'évaluer le risque subi.

c) L'évaluation analytique de la puissance du front de feu et des difficultés de lutte :

L'objectif de cette méthode est de classer le sol selon la difficulté de protection contre la progression d'un grand incendie. Elle est appliquée dans les zones soumises à une fréquence d'incendies élevée : une fois tous les 40 à 50 ans, c'est-à-dire 2 à 2,5 % de probabilité annuelle de brûler. Les facteurs les plus influents sur la propagation du feu et la difficulté d'extinction sont cartographiés à l'échelle 1/10 000. Une carte de risque est réalisée par combinaison de ces couches élémentaires.

Dans cette méthodologie seule compte l'intensité, car l'occurrence est fixée.

Seul l'aléa subi est calculé à partir de trois constituants, l'indice végétation, l'indice topomorphologique et l'indice lié aux activités humaines. Ces trois indices sont multipliés pour fournir l'indice global du risque.

3.4 Méthodologie de l'agence MTDA

L'Agence MTDA utilise parfois des nuances dans la terminologie.

- Risque subi : il est défini comme la composante du risque qui représente l'exposition au feu de certains enjeux. « Une zone à fort risque subi est une zone d'enjeux exposée au feu ». Le risque subi combine donc la probabilité pour une zone d'être parcourue par le feu et l'importance des enjeux présents dans la zone.

L'intérêt d'identifier ces zones-là est de connaître les zones dangereuses pour la sécurité des biens et des personnes. La finalité de cette estimation est l'urbanisme.

- Risque induit : Il représente la possibilité de menacer les enjeux. « Une zone à fort risque induit est une zone menaçant des enjeux ». Le risque induit est déterminé par le croisement des deux éléments suivants : la probabilité de départ de feu et les surfaces menacées. Cette estimation du risque est intéressante car elle permet d'identifier les zones menaçantes pour la forêt et l'habitat voisins, notamment vis-à-vis de la DFCI.

C - Apport méthodologique : lien entre risque induit et subi

Les méthodes présentées aux chapitres précédents, souffrent d'un déficit de réflexion en matière de liaison entre risque subi et risque induit. Le présent paragraphe propose une solution pouvant être mise en oeuvre dans le cas de feux simulés.

Principe

La distinction faite entre aléa induit et aléa subi, entre l'intensité et l'occurrence d'un aléa, se retrouve également dans le théorème de BAYES. D'une manière générale, ce théorème permet de calculer la probabilité de réalisation d'un événement B sachant que l'événement A a eu lieu (probabilité conditionnelle).

$$P(B/A) = P(A/B) * P(B) / P(A)$$

Soit un périmètre de DFCI donné. Cette surface peut être décomposée en un certain nombre de milieux (M_i) correspondant à des probabilités de départ de feux différentes (bordure de voies de communication, cœur du massif, bordure d'habitations, ...). Pour un périmètre donné, le pourcentage en surface ($P(M_i)$) de chaque milieu est connu.

Calcul de l'occurrence de l'aléa induit

L'analyse des feux passés, l'expérience des gens de terrain permettent de connaître les probabilités d'éclosion suivantes :

$P(F)$ = probabilité de départ de feux sur l'ensemble de la zone d'étude.

$P(M_i/F)$ = probabilité que le départ de feu ait eu lieu en M_i . Même si c'est une évidence, cette probabilité sous-entend qu'il y a eu feu.

Ces probabilités permettent de calculer la probabilité de départ de feu sachant que l'on se trouve sur la zone M_i .

$$P(F/M_i) = P(M_i/F) * P(F) / P(M_i) = P(M_i/F) * P(F) / P(M_i)$$

Cette formule permet de calculer l'occurrence de l'aléa induit.

Application numérique : Soit 3 milieux. L'importance en surface ainsi que les départs de feux constatés par milieu sont fournis dans le tableau ci-dessous.

Milieux	% Surface	Départs constatés $P(M_i/F)$	Prob éclosion $P(F/M_i)$
M1	10%	40%	24%
M2	70%	40%	3%
M3	20%	20%	6%

$P(F)$

Ainsi, alors que le milieu 2 couvre 70% de la zone d'étude, le nombre de départs de feux constatés sur cette zone ne correspond qu'à 40%. Cela signifie que la probabilité d'éclosion d'un feu sur ce milieu est inférieure à la moyenne de la zone d'étude. Après calcul, elle est de 3%.

Calcul de l'occurrence de l'aléa subi

Soit un point A quelconque du domaine. La probabilité qu'un feu atteigne le point A sera notée $P(F/A)$.

$$P(F/A) = \text{Prob}(\text{feu atteint A})$$

= $\sum \text{Prob}(\text{feu démarre en } k \text{ et atteint A})$ cette somme étant effectuée pour chaque point k de la maille.

$$= \sum \text{Prob}(\text{de tirer } k \text{ dans } M_j) * P(M_j) * P(F/M_j) * \text{Prob}(\text{feu partant de } k \text{ atteint A})$$

En pratique, la zone d'étude est couverte par une maille régulière de points ou pixels. Soit n le nombre total de pixels suivis. Ce nombre dépend de la précision souhaitée. Soit n_j le nombre de pixels tombant dans le milieu M_j . La formule devient alors :

$$P(F/A) = \sum 1/n_j * P(M_j) * P(F/M_j) * \text{Prob}(\text{feu partant de } k \text{ atteint A})$$

Lorsque n est grand (supérieur à 1000), le rapport n_j/n constitue un bon estimateur de $P(M_j)$. Dans ce cas la formule se simplifie

$$P(F/A) = \sum 1/n_j * n_j/n * P(F/M_j) * \text{Prob}(\text{feu partant de } k \text{ atteint A})$$

$$P(F/A) = \sum 1/n * P(F/M_j) * \text{Prob}(\text{feu partant de } k \text{ atteint A})$$

Dans cette formule, la probabilité que le feu partant de k atteigne A sera fournie par un logiciel de simulation. C'est une variable discrète qui prend soit la valeur zéro, soit la valeur un. La formule devient alors :

- cas où n est grand

$$P(F/A) = \sum 1/n * P(F/M_j) \text{ sur les seuls points } k \text{ qui atteignent A}$$

- cas où n est petit

$$P(F/A) = \sum 1/n_j * P(M_j) * P(F/M_j) \text{ sur les seuls points } k \text{ qui atteignent A}$$

Calcul de l'intensité de l'aléa subi

La formule précédente permet de calculer l'occurrence de l'aléa subi. Il est possible d'en calculer l'intensité. Il suffit alors par exemple, de remplacer la probabilité que le feu partant de k atteigne A, par la puissance du front de flamme lorsque le feu partant de k atteint A.

$$I(F/A) = \sum 1/n * P(F/M_i) * \text{Puissance (feu partant de k et atteignant A)}$$

Calcul de l'intensité de l'aléa induit

L'intensité de l'aléa induit peut être définie en terme de surface, ou bien en terme de puissance énergétique engendrée. Les logiciels de simulations fournissent ce type d'informations.

Ces différents calculs sont détaillés dans l'application numérique ci-dessous.

		Aléa induit																								
		Type de Milieu	Prob	Points qui subissent																						
			Alpha	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20			
Points de départ	1	1	1,2%	1						1		1		1							1		1	6	30%	
	2	1	1,2%	1	1		1	1		1		1		1			1	1			1		1	11	55%	
	3	2	0,2%		1	1	1	1		1		1			1		1	1			1		1	11	55%	
	4	2	0,2%	1		1	1	1	1		1		1			1	1	1	1		1		1	12	60%	
	5	2	0,2%			1	1		1		1			1			1	1	1	1		1		1	9	45%
	6	2	0,2%	1			1		1	1		1			1		1	1	1	1		1		1	11	55%
	7	2	0,2%		1				1	1		1				1	1	1	1	1		1		1	10	50%
	8	2	0,2%			1	1		1	1		1				1	1	1	1	1		1		1	9	45%
	9	2	0,2%		1		1	1		1		1			1		1	1	1	1		1		1	10	50%
	10	2	0,2%		1		1	1		1		1			1		1	1	1	1		1		1	10	50%
	11	2	0,2%	1	1		1	1		1		1			1		1	1	1	1		1		1	11	55%
	12	2	0,2%			1			1	1		1			1		1	1	1	1		1		1	8	40%
	13	2	0,2%			1		1		1	1	1			1		1	1	1	1		1		1	10	50%
	14	2	0,2%				1		1	1	1	1			1		1	1	1	1		1		1	10	50%
	15	2	0,2%				1		1	1	1	1			1		1	1	1	1		1		1	9	45%
	16	2	0,2%			1		1		1	1	1			1		1	1	1	1		1		1	11	55%
	17	3	0,3%			1			1	1	1	1			1		1	1	1	1		1		1	9	45%
	18	3	0,3%			1			1	1	1	1			1		1	1	1	1		1		1	6	30%
	19	3	0,3%			1						1			1		1	1	1	1		1		1	4	20%
	20	3	0,3%									1			1		1	1	1	1		1		1	3	15%
				6,0%	3%	2%	2%	3%	3%	0%	4%	2%	5%	1%	3%	1%	2%	3%	3%	1%	4%	2%	6%	1%	←Aléa subi	

Connaissances générales sur les départs de feux

Repart.			
	Surf	P(Mi/F)	P(F/Mi)
1 M1	10%	40%	24%
2 M2	70%	40%	3%
3 M3	20%	20%	6%

Répartition en surface pour la zone en cours

2	10%
14	70%
4	20%
20	

Surface moyenne brûlée	43%
Surface moyenne annuelle brûlée	2,6%

Commentaires

- Le nombre total de points suivis a été volontairement limité à 20.
- Ces points se répartissent sur 3 milieux avec les proportions suivantes : 10, 70 et 20 %.
- Les connaissances sur les départs de feux ont été constatées sur un territoire comparable, mais avec une répartition différente des surfaces par milieu.
- Les points de départ sont disposés en ligne. Les colonnes correspondent aux points atteints.

- Le tableau de 0 et de 1 est fourni par le logiciel de simulation. Par exemple un feu qui démarrerait au point 1 atteint les points 1, 7, 9, 11, 17, 19. Ce tableau a été inventé pour les besoins de l'application numérique. Il ne faut pas y rechercher une quelconque logique.
- La somme en ligne de ce tableau, divisée par le nombre total de pixels correspond à une estimation de la surface brûlée à partir du pixel de départ.
- La colonne « Prob » correspond à l'occurrence de l'aléa induit
- La dernière ligne du tableau correspond à l'occurrence de l'aléa subi. Le point 19 est atteint par tous les feux. Sa probabilité de subir un feu est donc égale à la probabilité de départ de feu sur la zone.
- La surface moyenne annuelle brûlée correspond au produit des pourcentages de surface brûlée par chaque feu par la probabilité correspondante.

Bibliographie

- Agence MTDA, ARMINES. 1998. Comparaison des méthodes de cartographie du risque « feu de forêt » destinées aux PPR. DDAF des Alpes-Maritimes, 25 p.
- Agence MTDA. 1992. Etudes préliminaires à la cartographie réglementaire du risque d'incendie de forêt. Ministère de l'Environnement, 90 p.
- Agence MTDA. 1996. Cartographie du risque d'incendie de forêts dans le secteur nord de Privas. DDAF de l'Ardèche. Phase 1. 21 p.
- Agence MTDA. 1999. Cartographie du risque d'incendie de forêts préliminaire à un PPR sur les communes de Carcassonne, Cazilhac et Palaja. DDAF de l'Aude. 31 p.
- Agence MTDA. 2000. Atlas départemental des risques d'incendie de forêts destiné à localiser les zones où devront être réalisés en priorité des PPR. DDE des Landes. Etude de définition. 31 p.
- Agence MTDA. 2001. Cartographie départemental des risques d'incendie de forêt. DDA du Var. Note préparatoire à la réunion du 12-02-01. 10 p.
- Alcaide, M.T., et J. Martínez-Millán. 1994. Utilización de CARDIN para la Simulación de un Incendio Real. Ecología. N° 8. pp 3-11.
- Bardají, M. et D.M. Molina. 1998. Índice de dificultad de extinción de incendios : reflexiones. Montes, 53. Pp 5-16.
- BCEOM. 2000. Atlas préalable aux PPRIF. DDE des Landes.
- Burgan, R. et R. Rothermel. 1984. BEHAVE : Fire Behavior Prediction and fuel Modeling System – FUEL subsystem. USDA Forest Service. INT-GTR-167.
- Casanova, J. L. 2000. Aplicaciones de la teledetección para evaluar los factores ambientales. In : R. Vélez. La Defensa Contra Incendios Forestales – Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill. Madrid. pp 8.29-8.48.
- Cemagref, ARMINES, Agence MTDA. 2000. Cartographie du risque d'incendie de forêt – Recherche méthodologique pour la mise en adéquation des besoins, des méthodes et des données. 58 p.

Cemagref. 1989. Guide technique du forestier méditerranéen français. Cemagref Aix-en-Provence.

Chevrou, R.B. 1996. Les modèles feu de forêt et leur utilisation pour la prévention. *Revue Forestière Française*, 48. Pp 446-462.

Colegio de Ingenieros de Montes. (Page consulté le 21 février 2002). Mapa de combustibles – Clave fotográfica para la identificación de modelos de combustible. [En ligne] ICONA, 1987. Adresse URL : <http://www.incendiosforestales.org/combus.htm>

Condés, S., J. Martos et J. Martínez-Millán. 1996. Integración del Sistema CARDIN en PC-ARC/INFO. In : Seminario sobre Nuevas Tecnologías contra Incendios Forestales. ETSI de Montes. Madrid.

Dassonville, C. 2001. Méthodologie pour l'élaboration d'un Plan d'Aménagement Forestier contre les Incendies. Rapport de fin d'études – FIF. DDAF du Gard. 117 p + annexes.

Duché, Y. 1998. Le plan de prévention des risques naturels prévisibles – Un outil réglementaire. *Arborescences*, 72. Pp 3-4.

Finney, M. 1997. FARSITE version 3.0 – Users guide and technical documentation. USDA Forest Service. 159 p.

Finney, M. 1998. FARSITE : Fire Area simulator – Model Development and Evaluation. USDA Forest Service. 49 p.

Finney, M. 2002. What's new in FARSITE 4.0. USDA Forest Service. 5 p.

Institut des Aménagement Régionaux et de l'Environnement. 1999. Application expérimentale d'un modèle feu pour l'évaluation du « risque subi » sur le territoire de deux communes de la couronne nord de Montpellier. DDAF de l'Hérault. 31 p.

Instituto para la Conservación de la Naturaleza. 1987. Clave fotográfica para la identificación de modelos de combustible. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Jappiot, M. 1998. Evaluation et cartographie du risque d'incendie de forêt – Vers une application sur le massif des Maures (sud-est de la France), à l'échelle des PPR. *Ingénieries – EAT*. Pp 105-114.

Mariel, A. et M. Jappiot. 1997. Evaluation et cartographie du risque d'incendie de forêt dans le Massif des Maures. Cemagref Aix-en-Provence. 66 p + annexes.

Martin, R. 2000. Etude du risque incendie de forêt pour le département de l'Hérault. DDAF de l'Hérault. 24 p.

Martínez-Millán, J., et S. Saura. 1996. Simulación de la Propagación y el combate de Incendios Forestales : Sistema CARDIN. In : Seminario sobre Nuevas Tecnologías contra Incendios Forestales. ETSI de Montes. Madrid.

Martínez-Millán, J., S. Condés, S. Vignote, J. Martos, D. Caballero et S. Saura. 2000. CARDIN 3.3, Sistema para la Simulación de la Propagación de Incendios Forestales – Manual del Usuario. 53 p.

Martínez-Millán, J., S. Vignote, J. Martos et D. Caballero. 1989. CARDIN, Modelo de Propagación de Incendios Forestales – Programas básicos del modelo. Servicio de Defensa Contra Incendios del ICONA.

- Martínez-Millán, J., S. Vignote, J. Martos et D. Caballero. 1991. CARDIN, un Sistema para la Simulación de la Propagación de Incendios Forestales. Investigación Agraria – Sistemas y Recursos Forestales. N°0. pp 121-133.
- Météo France. 2001. Assistance météorologique aux incendies de forêt en zone méditerranéenne. Ordre de service. 28 p.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. 1997. Plans de Prévention des Risques naturels prévisibles – Guide générale. La documentation française. 76 p.
- Molina, D. M., et Bardají, M. 1998. Criterios para la asignación de modelos de combustible : caso de la comarca del Solsonès (Lleida). Montes, 51. Pp 54-62.
- Molina, D.M., M. Bardají et M. Castellnou. 1998. Probabilidad de ignición, grandes incendios y dificultad de extinción. Ecología, 12. Pp 333-350.
- Office National des Forêts. 1999. Plan d'Aménagement des Forêts contre l'Incendie du Massif de la Clape. ONF, Service Départemental de l'Aude. 80 p + annexes.
- Office National des Forêts. 2001. Plan de Prévention des Risques Prévisibles d'Incendie de forêts de la commune du Tignet.
- Rodríguez y Silva, F. 2000. Ejemplos de planes de defensa en España – Andalucía. In : R. Vélez. La Defensa Contra Incendios Forestales – Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill. Madrid. pp 11.17-11.56.
- Rodríguez y Silva, F. 2002. Aplicaciones de la predicción y simulación del comportamiento del fuego para la extinción. In : II Curso sobre Dirección Técnica de Extinción de Incendios Forestales. DGCONA. 32 p.
- USDA Forest Service, Systems for Environmental Management. (Page consulté le 25 mars 2002). Farsite home. [En ligne]. Adresse URL : <http://farsite.org>
- Vélez, R., J.C. Mérida, S. Saura et J. Martínez Millán. 2000. Modelos para la Predicción del Comportamiento del Fuego. In : R. Vélez. La Defensa Contra Incendios Forestales – Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill. Madrid. pp 9.1-9.43.
- Vivien, C. 1999. Etude de l'utilisation, dans le contexte méditerranéen français, d'un logiciel de simulation des feux de forêts : FARSITE. Rapport de fin d'études – FIF. Rocky Mountain Research Station. 51 p + annexes.
- Vivien, C. 2000. FARSITE : Guide de l'utilisateur. ONF, Service Départemental des Alpes Maritimes. Zone de Défense Sud. 2000. La mise en œuvre des plans de prévention du « risque incendies de forêts » dans la zone de défense sud. Délégation à la Protection de la Forêt Méditerranéenne. 89 p.

Annexe n°1 : Le risque feu par rapport aux autres risques naturels

Parmi l'ensemble des risques naturels (avalanches, inondations, tempêtes...) le risque d'incendie de forêt présente des spécificités.

- Ils ont souvent pour origine l'homme, soit par imprudence, soit par malveillance, soit par accident.
- Les zones affectées par les inondations et les avalanches sont localisées à certaines positions topographiques. Le risque d'incendie est beaucoup plus réparti sur le territoire : par exemple, en région méditerranéenne française, le bassin de risque est composée par tous les espaces naturels.
- Comme pour les autres risques, la protection des biens et du personnes est prioritaire. Pourtant, la préservation des milieux naturels devient aussi très importante dans le cas des feux de forêts à la différence des avalanches et inondations.
- La forêt joue le rôle de victime des incendies de la même façon qu'avec les avalanches ou les inondations, mais est aussi le vecteur de propagation.
- Les interventions des services de lutte peuvent changer l'évolution de l'incendie, contrairement aux autres phénomènes.
- Puisque la quantité de biomasse accumulée dépend du temps passé depuis le dernier feu, l'histoire est un paramètre important dans la détermination du risque d'incendie. Cette importance n'est pas aussi forte dans le cas des inondations, des avalanches ou des tempêtes de vent.

Comparaison du risque vent par rapport au risque feu

Le projet s'est intéressé à deux risques majeurs concernant la forêt, le vent et le feu. Même s'ils se traduisent tous deux par une perte pour le propriétaire, les notions habituelles de risque induit et subi seront spécifiques à chaque aléa.

Aléa induit :

En matière de vent, l'origine n'est pas anthropique, sauf à prendre en compte l'augmentation de fréquence qui pourrait être liée aux changements climatiques. De plus l'origine est lointaine, et il n'y a pas possibilité de lutte active. A un niveau plus local, certaines interrogations existent : si on supprime un brise-vent, un arbre de lisière peut-on considérer le vent constaté comme un aléa induit ?

Aléa subi :

Ce type d'aléa correspond aux dénominations traditionnelles de zones ventées, de couloirs à vent. La connaissance de cet aléa à l'échelle du 1/10000 est très imparfaite actuellement. Certains bureaux d'étude travaillent actuellement à la fabrication de logiciels qui simulent l'écoulement du vent à partir de modèle numérique de terrain. Cela devient une nécessité pour améliorer les logiciels de simulations de feu.

Annexe n°2 - La prise en compte du risque feu (Extrait du Guide du forestier méditerranéen)

Définitions

Risque moyen annuel (RMA) : c'est à l'échelle d'une parcelle boisée, la probabilité que cette parcelle soit incendiée en cours d'année. Exemple un RMA de 1% implique que la parcelle a une probabilité de 1 sur 100 de brûler dans l'année. Dans un massif boisé de 100 000 ha présentant un RMA de 1%, on peut prévoir qu'en moyenne 1 000 ha brûleront chaque année.

En région méditerranéenne, le tableau ci-après propose une échelle de risque.

<i>RMA</i>	<i>Risque</i>
0 - 0,25	Extrêmement faible
0,25 - 0,50	Très faible
0,5 - 1%	Faible
1 - 2 %	Moyen
2 - 4 %	Elevé
4 - 8 %	Très élevé
Supérieur à 8%	Exceptionnellement élevé

Risque moyen journalier (RMJ) : Il traduit la probabilité de voir éclore des incendies dangereux, un jour donné, à l'intérieur d'une petite région déterminée. Il sert à décider d'une mise en alerte préventive, puis de la masse des moyens d'intervention proportionnée au danger.

Méthodes d'évaluation

Evaluation statistique : A partir de la base de données "Prométhée" dans le sud-est

Méthode :

- Dresser la liste des communes du massif concerné
- Connaître la surface totale incendiée (STI) eu cours de N années
- Evaluer la surface combustible du massif (SCM) : elle comprend forêts, garrigues, landes et maquis.

On peut s'aider des données de l'IFN

- Calcul de RMA : $RMA = STI/N/SCM$

Evaluation à partir de la végétation : elle repose sur la notion d'inflammabilité et de combustibilité.

L'inflammabilité est surtout utile pour déterminer le risque moyen journalier. Cette méthode a été mise au point par le CEMAGREF, avec le Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS) de l'Hérault et l'appui scientifique du Centre d'Etudes Phytosociologiques et Ecologiques Louis Emberger (CNRS CEPE),

Elle a été appliquée par l'agence MTDA au plan de PFCI des Alpes-Maritimes. Elle comporte deux étapes.

1) Evaluation de l'indice de combustibilité (IC) des principales formations végétales. Cet indice est calculé de la façon suivante : $IC = 39 + 2,3 \times BV \times (E1 + E2 - 7,18)$

- BV est le biovolume de la formation végétale. Il est obtenu par addition des taux de recouvrement de chacune des 4 strates de végétation (ligneux hauts, ligneux bas, herbacées, litières) auxquels on ajoute le taux de recouvrement des chicots et bois morts, s'il y a lieu. Chacun de ces taux de recouvrement est compris entre 0 (absence de la strate) et 1 (strate formant un couvert ferme) ; le biovolume est donc compris entre 0 et 5.

- E1 et E2 sont les notes de combustibilité (comprises entre 1 et 9) des deux espèces dominantes. E1 pour les ligneux hauts, E2 pour les ligneux bas ou les herbacées. Un tableau fournit ces indices pour les principales essences méditerranéennes.

2) Evaluation du risque moyen annuel (RMA) pour un massif donné

Soit un massif de surface totale ST, formé de plusieurs formations végétales occupant chacune, respectivement, une surface S1, S2, S3, etc. et ayant un indice de combustibilité propre IC1, IC2, IC3, etc.

L'indice de combustibilité pondéré du massif est : $ICM = (S1 \times IC1 + S2 \times IC2 + S3 \times IC3 + \dots) / ST$

Le risque moyen annuel peut être évalué par la formule $RMA = 0,1 \times ICM - 3$

Evaluation sur le terrain

Elle repose sur la consultation d'un groupe d'experts. Chaque membre du groupe est invité à chiffrer le risque moyen annuel (RMA) pesant sur le site. Cette notation peut aller de 0 (risque nul) à 8 (risque exceptionnel) et même au-delà. Elle doit prendre en considération le risque d'éclosion et la difficulté de la lutte. Chaque membre donne son évaluation par écrit, indépendamment des autres. Les évaluations sont ensuite comparées. L'expérience prouve que le groupe s'accorde généralement assez vite sur une évaluation moyenne acceptable par tous.

Prométhée est une base de données sur les incendies de forêts de la région méditerranéenne. Conçue et lancée en 1973, cette opération couvre 15 départements du Sud-Est.

Inconvénient : Les surfaces incendiées sont rapportées à la commune d'origine du feu.

Adresse <http://www.promethee.com>

Chapitre I-2. L'estimation des fonctions de dommages

Sous-chapitre I-2.1. L'estimation des fonctions dose réponse : le cas des tempêtes

Francis de Morogues

LEC

Ce sous-chapitre traite du risque de tempête⁴. Il présente une analyse bibliographique sur les relations entre les caractéristiques du hasard (la tempête) et les dommages résultant (chablis et volis).

L'objectif est de parcourir la littérature pour identifier les acquis de ce programme de recherche et permettre au lecteur de trouver les références nécessaires pour approfondir le sujet. Ce document ne discute pas les apports techniques. Il n'est pas exhaustif, cependant chaque point considéré comme important dans la littérature est illustré par au moins une référence.

Le principe de présentation est de recenser les différentes méthodologies appliquées à la recherche sur les relations entre le vent et les dommages sur les forêts (chablis et volis). La grille de présentation correspond aux grandes relations identifiées entre les caractéristiques de la forêt ou de l'arbre et les dommages prévisibles.

1. Introduction

1.1. Contexte

Les tempêtes de décembre 1999 ont marqué les esprits. La FAO a estimé⁵ à 193 millions de mètres cubes la quantité de chablis en Europe. Ces tempêtes ont provoqué en France des dégâts considérables (144 millions de m³ de bois abattus), très supérieurs à ceux causés en Allemagne (27 millions m³), en Suisse (12 millions m³) et au Danemark (4 millions m³).

Cependant, sur le long terme, le volume total de chablis, enregistré en Europe entre 1850 et 1990 montre que l'Allemagne est le pays le plus touché.

Les chablis en Europe de 1850 à 1990

Allemagne (Est et Ouest)	42 %
Suède – Finlande – Danemark	18 %
Pologne – Tchéquie	13 %
France	9 %

⁴ Le risque incendie suivra la même méthodologie de présentation car un bref survol de la littérature sur le sujet montre que les outils et les problématiques sont similaires voire communs.

⁵ FAO, Situation des forêts du monde 2001.

Carpates	7 %
Suisse – Autriche	6 %
Royaume Uni	3 %
Autres pays	2 %
Total	100 %

Source : Doll D. (1991)

Le phénomène tempête n'est pas rare et les chablis sont courants. En dehors des effets catastrophiques, la présence constante de chablis perturbe le marché et la sylviculture. Ni Dhubhain A., Walshe J. *et al.* (2001) notent que sur la période 1971-1993 les chablis représentent 9% du volume total de bois vendu annuellement en Irlande. Pour le Royaume-Uni et l'Irlande, les tempêtes représentent le facteur essentiel de dommages abiotiques, loin devant le feu (Quine C.P., Humphrey J.W. *et al.* (1999)).

Ces dommages récurrents provenant des aléas climatiques pèsent ainsi d'un réel poids dans l'exploitation et la gestion des forêts en Europe par rapport au seul schéma d'une sylviculture planifiée.

1.2. Problématique

1.2.1. Evaluer le seul risque naturel

Le comportement du sylviculteur vis à vis de l'assurance est considéré comme binaire : couvrir un risque⁶ ou non. Cette assurance couvrira la perte éventuelle. Cependant, il y a deux types de composantes dans l'estimation de la perte : une composante physique du sinistre (arbres abattus, cassés, volés, etc.) et une composante économique (fluctuation du revenu retiré de l'investissement en forêt, variation de la valeur du patrimoine, coût de reconstitution, etc.).

Aussi, pour identifier les raisons, de nature comportementale, qui poussent un sylviculteur à s'assurer ou non contre un sinistre physique, il faut déjà savoir si la parcelle dont il est le propriétaire est plus ou moins risquée, voire d'évaluer le volume de dégâts physiques de ce risque par la fonction de dose réponse. L'évaluation économique du sinistre et de la prime associée (disponibilité à payer) est un exercice économique qui s'effectue dans un second temps.

Cette revue de la littérature se consacre aux méthodes d'estimation des fonctions de dose réponse (ou de dommage), c'est à dire des relations entre les caractéristiques du hasard (par exemple vitesse

⁶ Rappel de définition : Le risque est une perte attendue sur une unité physique (parcelle) du fait d'un hasard particulier pour une période et une surface donnée. La perte attendue est le produit de la perte, c'est à dire le dommage subi par l'entité mesurée en terme monétaire, et de la probabilité d'occurrence du dommage.

moyenne) et le dommage résultant (volume de bois abattus) pour une entité donnée (parcelle, peuplement, etc.).

1.2.2. Evaluer les fonctions de dose réponse⁷

Les causes des dommages physiques dus aux tempêtes (chablis et volis, pertes de branches) reposent sur quelques propriétés mécaniques simples : la prise au vent offerte par la cime, le bras de levier et la résistance à la rupture de la tige, la résistance à l'arrachement et le poids propre du sol et des racines (Bouchon J. (1987)). Cependant, si les principes sont simples, le processus combine un grand nombre de facteurs : les caractéristiques de l'événement climatique (tornade ou tempête, vitesse et orientation du vent), l'espèce, les caractéristiques de la station (topographie, exposition, pente, type de sol), le degré de maturité des arbres (âge ou hauteur), l'état des sols (degré d'humidité), le couvert (continuité, structure, rugosité, mélange, lisière).

Le seul phénomène vent possède une dynamique propre ...

Le vent possède une structuration dans l'espace. Lors de tempêtes, la vitesse du vent varie sur la longue distance (éloignement par rapport à l'axe central), à moyenne distance (accélération liée à la topographie et au relief) et à courte distance (rafales, turbulences).

... qui se complexifie quant il rentre en interaction avec la forêt.

La force du vent interagit avec la rugosité du couvert : par exemple un vent violent qui arrive sur une forêt entrouverte (après éclaircies) ou hétérogène (futaie irrégulière) peut pénétrer à l'intérieur et y former des tourbillons. Ainsi, l'important chablis enregistré dans la réserve du gros Fouteau à Fontainebleau en 1990 fut causé par la présence d'une éclaircie exploitée dans la parcelle immédiatement à l'Ouest (Pontailler J.Y., Faille A. *et al.* (1997)).

Estimer une fonction de dose réponse demande de faire face à la complexité des interrelations entre ces différents facteurs. Du fait de cette complexité, la littérature est vaste et éclatée. Souvent les avancées sont parcellaires car on vérifie une hypothèse ou on estime une relation pour un paramétrage particulier des facteurs (telle espèce, tel type de vent, telle région,...). De plus, pour l'essentiel, les articles font référence à un pays en particulier et toute transposition d'une même méthodologie d'un pays à un autre réclame de nouvelles études et estimations. Il n'existe pas de modèle général, paramétrable, qui couvre l'ensemble du phénomène d'estimation des chablis.

1.3. Typologie des méthodes d'estimation des fonctions de dose réponse

En suivant la classification de Gardiner B.A. et Quine C.P. (2000), il est possible de définir trois classes d'approche pour l'estimation des risques : booléenne, statistique et mécaniste-probabiliste. Elles sont décrites ci-dessous. Cependant, deux outils méthodologiques seulement sont employés :

⁷ Cette partie doit beaucoup à **Dhôte J.F.** (2000). "*Composition, structure et résistance des peuplements*". Dhôte J.F. ECOFOR. Paris: 101-116.

- La statistique, empirique, assujettie aux données recueillies.
- La physique mécanique.

Une nouvelle approche, utilisant les techniques de l'intelligence artificielle, complète cette classification.

1.3.1. Booléenne

C'est une méthode de classification par seuil. Elle considère les relations entre le vent et la forêt comme une boîte noire. A une parcelle, qui possède des caractéristiques qui la situent au dessus d'un seuil sera attribué un coefficient de dommage. Par exemple, le couple de caractéristiques : hauteur des arbres et parcelles, distribuées par classes d'occurrence d'aléas, donne un pourcentage estimé de dégât causé par le vent. C'est une méthode utilisée par Miller K.F. (1985) (windthrow hazard classification) pour le Royaume-Uni qui a l'avantage de la simplicité et l'inconvénient d'une grande incertitude même pour des cas de seuil nettement dépassé. Ainsi, sur la base d'analyses photographiques et de comptage des chablis sur huit zones de la forêt britannique, Quine C.P. et Bell P.D (1998) montrent que les taux de chablis sont notablement différents de ceux prévus par la classification.

Cette méthode peut formellement être étendue à plusieurs aléas. En suivant la présentation de von Gadow K. (2000) des travaux de Kouba J. (1989), on définit une fonction $R_i(t)$ comme la part de superficie de la forêt qui survit à un aléa i suivant son âge en t . Si l'on considère les différents aléas comme indépendants, le taux de survie général $R(t)$ est le produit des fonctions $R_i(t)$: $R(t) = R_{\text{plantation}}(t) \times R_{\text{tempête}}(t) \times R_{\text{neige}}(t)$. Les paramètres des fonctions sont estimés avec des données relevées sur les dommages constatés entre deux périodes de temps.

Ce type d'approche ne sera pas développé car elle est soit purement descriptive dans la constatation des dégâts et couloirs à vent (classification nationale des zones à risque) soit sa méthodologie est similaire à l'approche statistique.

1.3.2. Statistique

C'est la méthode la plus commune appliquée à l'estimation des fonctions de dose réponse. Son objet est de mettre en relation les caractéristiques de la forêt, du vent et les dégâts. Elle s'appuie sur deux types d'approche : l'utilisation des statistiques descriptives pour identifier des relations particulières entre un dommage et tel ou tel facteur et des modèles de régression où le dommage est décrit simultanément par plusieurs facteurs.

Etablir des relations binaires

C'est l'approche la plus simple et donc la plus fiable en terme de résultat. Elle consiste à décrire les dommages constatés en mettant en relation un nombre limité de facteurs (1 ou 2). Exemple : 44% des

dégâts de la tempête de 1990 en Bavière sont localisés dans un peuplement ouvert. C'est une démarche pertinente quand elle est utilisée avec des données de dispositifs expérimentaux.

Cependant, dans la réalité des faits naturels, la complexité des interrelations qui sont à l'œuvre rend plus délicate l'interprétation de ces relations binaires. Par exemple, établir une relation entre l'essence et le taux de dégât ne prend pas directement en compte la nature des sols qui peut se révéler déterminante (voir Dhôte J.F. (2000) p106). Il faut alors tenir compte des covariables, des interactions entre toutes les variables.

Régression statistique

C'est une méthode d'estimation directe des fonctions de dose réponse, ou des probabilités de dommage, où la relation est expliquée, au sens économétrique, par plusieurs facteurs (plus de deux). La régression logistique⁸ est la plus usitée pour estimer les dégâts du vent (Ni Dhubhain A., Walshe J. et al. (2001), Valinger E. et Fridman J. (1997), Valinger E. et Fridman J. (1998), Valinger E. et Fridman J. (1999), Jalkanen A. et Mattila U. (2000)).

Cette méthode est empirique, elle est assujettie aux données et fait face à deux difficultés :

- La disponibilité des données pour l'estimation des fonctions n'est pas toujours suffisante. Dans le cas des fortes tempêtes, qui surviennent rarement, les dégâts sont considérables mais exceptionnels ce qui réclame, pour l'estimation des fonctions, plusieurs dizaines d'années d'attente avant de pouvoir obtenir les observations nécessaires. L'application est plus simple pour des risques survenant régulièrement sur des forêts aux caractéristiques identiques (exemple, les feux de forêt au Canada, Dempster W.R. et Stevens N.A. (1987)). Quand le phénomène s'écarte des données léguées par l'histoire passée, ou si elles ne sont pas suffisantes pour une bonne estimation, la méthode n'est plus adaptée.
- Le pouvoir prédictif de cette technique est très sensible à la structure des données utilisées, spécialement quand les différences entre les peuplements sont importantes. L'étude de Valinger E. et Fridman J. (1997) montre qu'avec les données utilisées pour l'ajustement de la régression, la proportion prédite de parcelles endommagées était 8 fois plus importante que les dommages observés.

Cette méthode rencontre aussi une limitation.

- Elle ne s'intéresse pas aux phénomènes mécaniques à l'origine des dommages. Ce qui ne permet pas d'adapter les résultats à de nouvelles configurations des facteurs.

⁸ De la forme $p = \text{Exp}(\beta y) / (1 + \text{Exp}(\beta y))$ où p est la probabilité d'occurrence d'un dégât, y est le vecteur des variables explicatives et β celui des paramètres à estimer.

1.3.3. Mécaniste et probabiliste

L'objectif ici est de considérer l'ensemble du processus de dommage par le vent dans ses composantes aléa et fonction de dose réponse et de les combiner dans un même modèle. La partie probabiliste tient au caractère aléatoire de la survenance de l'aléa, par exemple il n'existe pas de modèle déterministe qui permet de prévoir le temps au delà de 5 jours avec une fiabilité suffisante. Aussi, la contribution essentielle de cette approche tient à sa partie mécaniste, déterministe, pour l'estimation des fonctions de dose réponse. Ceci réclame une compréhension fine des phénomènes physiques en présence, complétée par des observations empiriques. Cependant, toutes les composantes des efforts mécaniques en œuvre dans l'interaction « vent-arbre » ne sont pas modélisées. Ces modèles recourent alors à des estimations statistiques.

1.3.4. Intelligence artificielle et réseau de neurones

Les réseaux de neurones sont des techniques dérivées de la recherche en intelligence artificielle. Ils s'appliquent aux phénomènes complexes dont ils étudient le mécanisme par apprentissage.

Des applications existent en foresterie sur l'estimation de mortalité : Guan B.T. et Gertner G. (1991), Guan B.T. et Gertner G. (1995) (cités par Hanewinkel M. (2001)) ou sur l'analyse des risques pour les écosystèmes forestiers : Schmoldt D.L. (2001). Zhou W., Hanewinkel M. *et al.* (2001) étendent ces techniques à l'analyse des dommages des tempêtes.

1.3.5. Conclusion

Ces différentes approches, booléenne, statistique et mécaniste s'enrichissent mutuellement. L'estimation de fonction de dommage permet de compléter les modèles déterministes et participe à leur validation. Une approche calculatoire donne des pistes pour déterminer les éléments essentiels de l'estimation statistique. Toutes deux se nourrissent des données collectées. Elles servent à estimer les fonctions de risque et à paramétrer les modèles.

1.4. Collecte de données

La collecte des données est une phase essentielle. Etant donné la multiplicité des facteurs qui affectent le comportement des arbres face aux aléas, il importe de disposer d'un volume important d'information. Cependant, Dhôte J.F. (2000) note que « les méthodes de recueil de données sont disparates et pas toujours décrites avec assez de précisions » dans les différents articles.

Depuis janvier 2001 EFI, dispose d'une base de données sur les aléas subis par la forêt européenne (Database on Forest Disturbances in Europe, DFDE). Leurs causes sont naturelles (abiotiques : vent, feu, etc., biotiques : insecte, etc.) ou humaine (chimique, etc.). Cette base permet d'accéder à

l'historique de ces aléas avec 27 500 observations extraites de 400 références et sites Internet. La base donne des informations sur les dates et la localisation (www.efi.fi/projects/dfde).

1.5. Conclusion

La problématique définie est double, d'une part, évaluer la probabilité d'occurrence (de retour) du hasard, d'autre part évaluer les fonctions de dose réponse (la vulnérabilité). Le paragraphe 2 répond à la première partie de la problématique, il est consacré à la prévision de l'aléa dans ces aspects météorologiques. Pour ce qui est de l'estimation des fonctions de dose réponse, le principe de présentation des différentes méthodologies qui sont utilisées dans la littérature, est de partir du concret pour aller vers l'approche plus théorique. Ainsi, le paragraphe 3 couvre les relations, qui ont été établies par le recueil de données sur les dégâts des tempêtes, entre les différents facteurs et ces dégâts. Le paragraphe 4 traite des modèles théoriques mécanistes. La partie 5 discute du rôle de la sylviculture dans la prévention des risques tempête.

2. La prévision de l'aléa⁹

Le vent, dans sa dynamique propre, est un facteur déterminant du risque. Sa force bien sur mais aussi son caractère localisé ou non. Il n'existe pas de modèle prédictif, à long terme, des tempêtes, ce type d'aléa est néanmoins bien connu et prévisible à court terme.

2.1. Les vents violents de grande ampleur

La prévision des vents violents est relativement mieux maîtrisée que la prévision des précipitations. Les dépressions océaniques ou méditerranéennes sont de mieux en mieux prévues par les modèles actuels aux courtes échéances (jusqu'à 72 h), ce qui ne veut pas dire pour autant que les prévisions numériques soient aujourd'hui parfaites en ce domaine. Des dépressions restent encore trop grossièrement restituées, et certaines dépressions de petite taille peuvent encore passer à travers les mailles des modèles.

2.2. Les phénomènes localisés

Les phénomènes d'échelle plus réduite (généralement l'échelle des orages ou des tornades) sont plus délicats à prévoir. Les modèles décrivent mal ces échelles, notamment l'interaction avec les conditions locales, et en particulier l'orographie (relief du terrain). La prévision de ces phénomènes ne peut donc pas être maîtrisée. Actuellement, on peut prévoir grossièrement l'occurrence de ce type de phénomène pour les échéances inférieures à 72 h, sans pouvoir en préciser efficacement la localisation. On ne peut

⁹ Cette partie est tirée du rapport parlementaire sur les techniques de prévision et de prévention des risques naturels, rédigé par **Kert C.** (1999). "*Rapport sur les techniques de prévision et de prévention des risques naturels*". Paris, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques..

faire que de la signalisation et de l'extrapolation à très court terme ou une prévision immédiate, une fois que le phénomène a débuté.

Ces phénomènes (orages, tornades) ne sont pas couverts par l'assurance « Catastrophe Naturelle ». Une tornade ou trombe est une perturbation tourbillonnaire très localisée - son diamètre est compris généralement entre quelques dizaines de mètres et une centaine de mètres - qui génère des vents d'une très grande violence (jusqu'à plus de 500 km/h), détruisant tout dans un couloir qui peut atteindre 300 kilomètres. Ce couloir suit une route aléatoire, et en dehors de ce couloir, tout reste calme.

L'intensité des tornades et l'importance des dommages qu'elles provoquent peuvent être quantifiées par la force du vent au niveau de la surface. T. T. Fujita a ainsi défini, en 1981, l'échelle F regroupant les tornades en six classes de puissance croissante. Bien sûr, comme toute classification appliquée à un phénomène naturel, celle-ci comporte une part arbitraire. Elle permet cependant d'estimer l'énergie mise en jeu à l'aide de critères relativement simples à observer.

Les régions tempérées de l'Europe de l'Ouest n'échappent pas aux tornades, même si les conditions de formation sont plus difficiles à cerner, donc à prévoir. Ce type de manifestation reste malgré tout assez rare.

Echelle de T. T. Fujita

Niveau	F0	F1	F2	F3	F4	F5
catégorie	dommages légers	dommages modérés	dommages importants	dommages sévères	dommages dévastateurs	dommages incroyables
vitesse du vent	60 à 110 km/h	120 à 170 km/h	180 à 250 km/h	260 à 330 km/h	340 à 410 km/h	420 à 510 km/h
détail des dommages	antennes TV tordues, petites branches d'arbres cassées, caravanes déplacées	caravanes renversées, arbres arrachés, dépendances soufflées	toitures soulevées, objets légers transformés en projectiles, structures légères brisées	murs de maisons renversés, arbres cassés dans les forêts, projectiles de grandes dimensions	maisons bien construites rasées, gros projectiles, quelques arbres brisés emportés par le vent	fortes structures envolées, arbres emportés par le vent, projectiles à grande vitesse

La France, par exemple, a subi seulement 14 tornades de forte puissance (F4 et F5 sur l'échelle de Fujita) entre 1680 et 1988, essentiellement dans le Nord et le Centre-Ouest. On estime à environ 180 le nombre moyen de tornades se produisant par an sur la France métropolitaine. Les probabilités d'intensité par niveau sont :

Probabilité d'intensité

Niveau	F0	F1	F2	F3	F4	F5
Probabilités	80 %	15 %	4 %	1 %	0,1 %	0,01 %

Ainsi, il doit se produire en moyenne deux tornades faibles (F0 ou F1) par an et par département. Les risques de tornades fortes (F4 ou F5) semblent limités à quelques régions (Nord-Ouest, Jura, Languedoc), avec une fréquence moyenne d'environ une tous les cinq ans. La plupart des tornades (70 %) sont observées de mai à septembre, période pendant laquelle les orages sont les plus nombreux.

Les effets dévastateurs d'une tornade sont peu prévisibles. Très localisée, elle prend naissance en quelques minutes, à tout moment et n'importe où. Son déplacement aléatoire ne peut être modélisé de nos jours. Seule une alerte imprécise sur le lieu et la date peut être délivrée lorsque les conditions atmosphériques sont propices à la formation de tornade. Mais comment se préparer lorsque aucun paramètre n'est connu, et que le déplacement se fait dans un couloir étroit et de manière aléatoire ?

3. Estimation de l'impact des différents facteurs sur le dommage

3.1. Introduction

Cette approche empirique consiste à observer les caractéristiques des phénomènes passés (les dégâts des tempêtes), et à établir des relations statistiquement pertinentes directement à partir des observations. Par exemple, expliquer le taux de mortalité mesuré par différents facteurs explicatifs comme l'âge, l'espèce, le type de sylviculture, etc.

L'objet de cette partie est de balayer, sans pour autant viser l'exhaustivité tant la littérature est vaste en ce domaine, les relations entre un facteur (essence, peuplement, ...) et le dommage. Les interrelations entre facteurs ne peuvent pas être contournées, cependant les auteurs ont privilégié un facteur plutôt qu'un autre du fait de sa plus grande pertinence dans le cas étudié. La relation est parfois purement indicative, telle configuration de facteurs rend le dommage plus probable sans pour autant pouvoir le quantifier.

3.2. Distribution des chablis

Dans cette approche, on considère qu'il est pertinent d'étudier directement la répartition des arbres morts, en considérant comme une boîte noire les mécanismes à l'origine des chablis.

3.2.1. Quantification des chablis et tempête¹⁰

Une première étape descriptive consiste à établir une fonction de distribution des tailles des trouées. Cet exercice a été effectué pour le Royaume-Uni par Quine C.P., Humphrey J.W. et al. (1999) (voir aussi Quine C.P. et Bell P.D (1998)) et en Allemagne par Dempster W.R. et Stevens N.A. (1987) pour la Bavière et par Schreiner M., Aldinger E. *et al.* (1996) pour le Baden-Württemberg. L'étude bavaroise sur la tempête de 1990 indique un volume de chablis qui se répartit pour 21% en arbres individuellement abattus, 26% de petites trouées de taille inférieure à 0,5 ha et 53% de chablis de surface de plus de 0,5 ha. Cette distribution est semblable à celle du Baden-Württemberg. Cependant, cette forme de courbe n'est pas compatible avec les données anglaises de Quine et al (1999). Cette différence semble provenir des caractéristiques des tempêtes et des couverts forestiers.

3.2.2. Une approche spatiale des chablis

Plusieurs études montrent que la structure spatiale des arbres morts, ou encore des clairières ouvertes par les chablis, n'est pas aléatoire¹¹ (Kenkel N.C. (1988); Zobi I.C. (1998)). Les cartographies des positions des arbres morts par chablis ou volis de la réserve intégrale de la Tillaie dans la forêt de Fontainebleau, lors des deux grosses tempêtes de 1967 et 1990, illustrent le caractère agrégé de cette mortalité, qui a entraîné l'ouverture de nombreuses clairières. L'analyse de la structure spatiale des arbres morts pendant les deux tempêtes effectuée par Goreaud F., Pontailier J.Y. *et al.* (2000) permet de confirmer l'existence d'une relation statistiquement pertinente dans l'organisation spatiale des chablis et volis.

3.3. La vulnérabilité des arbres et des peuplements

Il s'agit ici de décomposer et d'identifier le rôle des facteurs dans la vulnérabilité des arbres au vent. L'approche la plus commune dans la littérature est la mise en relation d'un nombre limité de facteurs avec un dommage constaté. Cette méthode d'investigation ne permet pas de prendre en compte l'interaction des facteurs et notamment les phénomènes de compensation entre eux.

L'essentiel des facteurs qui sont considérés comme pertinents dans la relation entre le vent et les dommages est ici traité mais de manière incomplète, tant la littérature est vaste et fragmentée par la spécificité de chacune de ces relations. Plusieurs présentations synthétiques sont disponibles : Ruel J.C. (1995), Dhôte J.F. (2000), Bouchon J. (1987) et Actes des journées (2000).

¹⁰ Tiré de **Dhôte J.F.** (2000). "*Composition, structure et résistance des peuplements*". Dhôte J.F. ECOFOR. Paris: 101-116.

¹¹ Cité par **Goreaud F.** "*Construction d'un modèle de mortalité "Tempête", basé sur la répartition spatiale des chablis en peuplement*", Réponse à l'appel à proposition "Forêt, Vent, Risques" du GIP ECOFOR.

3.3.1. Est ce que la tempête emporte tout sans distinction ?

Face à un événement climatique radical, lorsque l'intensité des vents augmente au-delà d'un certain seuil, on peut penser que l'étendue de la perturbation et la nature des dommages devraient être moins fortement déterminées par la composition et la structure de la forêt que par le comportement de la tempête elle-même.

C'est l'hypothèse qu'ont testée Veblen T.T., Kulakowski D. *et al.* (2001). Ils ont analysé les dommages dans différents peuplements et différentes espèces d'arbres suite à une tempête qui a affecté 10 000 ha de forêt subalpine en 1997 dans la région de Routt Divide dans le Colorado. Leurs conclusions sont que :

- Les caractéristiques de chaque arbre telles que l'espèce, la hauteur et le fait qu'un arbre debout soit mort ou vivant, ont fortement influencé la quantité et le type de dommage,
- Les caractéristiques du peuplement telles que la densité, la surface terrière des arbres morts et la composition en espèces permettaient de prédire la quantité de dommages causés par le vent dans les zones de chablis modéré. Cependant la prévision n'est plus pertinente dans les zones de chablis sévère.

Ainsi, même dans le cas d'une très forte tempête de vent (200-250 km/h), les caractéristiques de chaque arbre et celles du peuplement ont significativement influencé la sévérité et le type de dommages causés par le vent.

3.3.2. L'arbre

Age et hauteur

Les peuplements d'épicéas dans la classe d'âge 80-120 ans sont d'une grande sensibilité : 5 à 6,5% de la surface détruite dans les études de König A., Mössmer R. *et al.* (1995) et de Schmidt-Haas P. et Bachofen M. (1991). Pour les feuillus, le taux de dégâts augmente continûment avec l'âge. L'étude de König A., Mössmer R. *et al.* (1995) donne aussi une probabilité de dégâts de 50% dès que la hauteur dépasse 29 m. von Lüpke B. et Spellmann H. (1997) indiquent alors que cette hauteur n'est que rarement atteinte par le hêtre alors qu'elle l'est dès 75 ans par l'épicéa¹².

En interaction avec la hauteur, le diamètre du tronc agit sur la vulnérabilité, l'élancement¹³ est donc une caractéristique importante. Plus l'arbre est trapu plus il est résistant, voir de Champs J. (1987) et Otto H.J. (1998).

¹² Tiré de Dhôte J.F. (2000). "*Composition, structure et résistance des peuplements*". Dhôte J.F. ECOFOR. Paris: 101-116.

¹³ Rapport de la hauteur sur le diamètre.

Système racinaire

Une étude des systèmes racinaires menée en Hesse Anonyme), cité par Dhôte J.F. (2000), montre que 72% des épicéas étaient limités par un horizon compact, contre 51% des hêtres, 38% des pins et 27% des chênes.

3.3.3. La station

Topographie

Pour l'Irlande, Savill P.S. (1983) et Miller K.F. (1985) ont déterminé¹⁴ les relations entre le terrain sur lequel le peuplement est établi, la topographie de la parcelle et l'occurrence des chablis.

Effet du sol¹⁵

L'effet du type de sol (richesse chimique, profondeur et engorgement) est important. Tous les travaux montrent une forte augmentation du risque lorsqu'on passe des sols profonds bien drainés aux sols superficiels ou engorgés (von Lüpke B. et Spellmann H. (1997)).

Cependant, l'effet du sol est lié à l'essence. Quelques résultats indiquent un risque accru par la fertilisation azotée (Laiho O. (1987)), l'étude effectuée en Hesse montre que les galettes d'épicéa et de hêtre sont plus larges sur sols mésotrophes que sur sols eutrophes. Ce résultat est confirmé pour le hêtre par Heinrich J. (1991).

3.3.4. Le peuplement

L'étude bavaroise de König A., Mössmer R. et al. (1995) sur la distribution des chablis après la tempête de 1990 montre qu'il n'existe pas de différence entre les types de peuplement (essence prépondérante, mélanges), mais une augmentation de la taille moyenne des trouées avec l'âge des peuplements (de 0,5 ha dans la tranche 20-40 ans à 2,5 ha dans la tranche 80 et plus¹⁶).

Eclaircies

Ouvrir la canopée avec des routes ou des éclaircies accroît les risques de chablis (Quine C.P., Coutts M.P. *et al.* (1995))

3.3.5. Les essences

La synthèse de Dhôte J.F. (2000) donne deux pistes. D'une part, les classements d'essences par sensibilité sont souvent contradictoires (Bouchon J. (1987)). D'autres part, il existe néanmoins des similitudes entre plusieurs études sur les principales essences allemandes : par référence au hêtre,

¹⁴ Cité par Ni Dhubhain A., Walshe J., Bulfin M., Keane M. et Mills P. (2001). "The initial development of a windthrow risk model for Sitka spruce in Ireland." *Forestry* 74(2): 161-170.

¹⁵ Tiré de Dhôte J.F. (2000). "Composition, structure et résistance des peuplements". Dhôte J.F. ECOFOR. Paris: 101-116.

¹⁶ Tiré de Ibid.

l'épicéa est 3 à 5 fois plus sensible, le pin sylvestre 1,5 à 2 fois plus sensible, le chêne 2 à 3 fois moins sensible (Schreiner M., Aldinger E. et al. (1996), König A., Mössmer R. et al. (1995)).

Pour le pin sylvestre 20 à 40 % des dégâts sont dans la classe d'âge 20-60 ans contre seulement 11-13 % des épicéas de la même classe (König A., Mössmer R. et al. (1995), Anonyme (1994)).

4. Modèles déterministes et probabilistes

4.1. Construction

Construire un modèle déterministe de dose réponse requiert une grande finesse dans la connaissance mécanique des relations entre le type d'aléa traité dans ses diverses décompositions, suivant de multiples paramètres et ses conséquences en terme de dégât. Dans la pratique, ces modèles associent des approches purement mécanistes et des constatations empiriques. Ces dernières viennent suppléer aux manques de l'approche purement modélisatrice quand l'enchaînement des causalités est trop complexe pour être analysée avec les outils théoriques et calculatoires actuels.

4.2. Validation

La validation de ces modèles est une étape incontournable pour mesurer leur pertinence et faiblesse. Elle s'effectue sur des données autres que celles qui ont permis sa construction. Elle doit répondre à 4 impératifs définis par Rejeski¹⁷ :

1. Pertinence : Est ce que le modèle est bien choisi ?
2. Véracité : Les incertitudes sont elles bien prises en compte ?
3. Utilité : L'analyse produite fournit elle une base solide pour l'action ?
4. Clarté : Est ce que l'analyse est compréhensible et proche de la perception des utilisateurs ?

Dans une perspective d'extrapolation, on peut rajouter dans cette étape une analyse de sensibilité qui permettrait de tester la cohérence des résultats et les interactions « construites » entre paramètres, en les faisant varier.

4.3. Différents modèles calculatoires

4.3.1. Modèles développés en Europe

ForestGALES

ForestGALES est le modèle le plus connu. Il calcule les dommages causés par le vent pour les conifères plantés en Grande Bretagne. Ce modèle prend en compte la localisation, l'espèce et les pratiques de sylviculture. Il est disponible sur PC. (www.forestry.gov.uk/forestgales). Il est décrit dans l'article de Gardiner B.A. et Quine C.P. (2000) et dans le guide de Dunham R., Gardiner B. *et al.*

¹⁷ Rejeski D. (1993). "GIS and risk : a three-culture problem". Rejeski D. Goodchild M.F. Parks B.O. Louis T. New York, Oxford University Press: 318-331.

(2000), la partie consacrée à la fonction dose réponse est présentée dans Gardiner B.A., Peltola H. *et al.* (2000).

Ce logiciel donne un risque de chablis en fonction des données du peuplement, de la position géographique et topographique et des conditions climatiques. Les limites de ce modèle sont atteintes dès lors que le vent a un profil compliqué (tourbillons) ou que le peuplement se situe en pente.

HWIND

De 1994 à 1997, 8 équipes européennes de 5 pays (Finlande, Royaume-Uni, Irlande, Suède et Portugal) ont participé au projet STORMS (Silvicultural Techniques Offering Risk Minimising Strategies, présenté sur le site <http://bamboo.mluri.sari.ac.uk/aair/> et dont les résultats sont décrits dans Kellomäki S. et Peltola H. (1998)) financé par l'Union Européenne. Elles ont étudié les dommages causés aux forêts européennes par le vent, la neige et le feu. Ils ont développé le modèle Hwind. C'est un outil permettant aux sylviculteurs d'adopter les techniques de sylviculture les plus appropriées au type de peuplement, de conditions climatiques et de caractéristiques de leur région.

Ce modèle est décrit dans l'article de Peltola H., Kellomäki S. *et al.* (1999). Le modèle prédit la vitesse critique à laquelle les arbres en bordure de forêt seront déracinés ou cassés. Il est particulièrement adapté pour le pin sylvestre, l'épicéa commun et le bouleau.

Dans ce type de modèle, on peut également citer :

- le modèle de Valinger E. et Fridman J. (1997) qui prédit les dommages du vent sur les pins sylvestres à partir des caractéristiques des arbres.
- Le développement d'un modèle sur la détermination des probabilités de chablis pour l'épicéa de Sitka en Irlande (Ni Dhubhain A., Walshe J. *et al.* (2001)) en fonction des caractéristiques de la station et du type de sylviculture.

4.3.2. Modèles en développement en France¹⁸

CAPFORET

L'INRA s'est engagé sur le projet CAPFORET retenu par le GIP ECOFOR : "Prédiction de la résistance mécanique de l'arbre au vent : développement d'un système d'expertise destiné aux forestiers par le couplage CAPSIS/FORESTGALES".

Le projet est piloté par l'INRA Pierroton et le LRBB avec comme partenaires, le CEMAGREF, l'INRA-UMR Amap, l'Université Bordeaux 1 et l'AFOCEL.

Ce projet consiste à :

¹⁸ Cette liste n'est pas exhaustive.

- adapter les paramètres du modèle FORESTGALES au pin maritime afin de prédire la résistance au vent de cette essence ;
- réaliser une passerelle entre ce logiciel et la plate-forme CAPSIS.

Le logiciel CAPSIS¹⁹ est principalement destiné à faciliter les choix en matière de gestion des peuplements forestiers. Il permet de simuler et de comparer des scénarios sylvicoles définis par l'utilisateur : fertilité stationnelle, densité initiale, intensité, type et nature des éclaircies, élagage.

ECO SLOPES

Ce projet européen est axé sur la stabilité des arbres et des terrains pentus notamment face aux tempêtes par l'étude de la relation entre l'ancrage des racines et la stabilité. Ce projet est décrit sur le site : <http://lrbb3.pierroton.inra.fr/ecoslopes/ecoslop.htm>, il est coordonné par le Laboratoire de Rhéologie du Bois de Bordeaux, Unité mixte UBI/CNRS/INRA.

VENFOR

Ce projet traite des interactions entre vent et forêt, de l'échelle de l'arbre à celle du paysage. Ce projet est conduit par l'INRA et le CIRAD.

5. Impact de la sylviculture, peut on réduire le risque ?

Une partie du travail des analyses précédentes permet aussi d'identifier les facteurs contrôlables par le sylviculteur et qui sont susceptibles de réduire le risque. Par exemple, certaines caractéristiques individuelles (élancement, taille du houppier, densité du voisinage, etc.) peuvent entraîner une plus forte probabilité de chablis²⁰ (Otto H.J. (1998)).

5.1. Risque endogène versus exogène

Thorsen B.J. et Helles F. (1998) ont étudié la politique optimale d'éclaircie et de rotation pour un peuplement sujet à risque de destruction par tempête. Ils étudient le cas où le risque n'est pas exogène mais résulte de la gestion des peuplements. Ils montrent que la politique optimale quand le risque est endogène, diffère significativement de celle où le risque est purement exogène sur deux points :

- en dépit du coût des éclaircies, leur nombre optimal augmente mais leur intensité optimale décroît ;
- les durées optimales de rotation dues à la présence de risque sont substantiellement réduites quand la stratégie d'éclaircie est optimisée par rapport au risque.

La politique optimale se concentre alors sur un nombre réduit d'éclaircies mais plus importantes en volume et un raccourcissement de la durée de rotation. Cette approche théorique est elle confortée par les faits ?

¹⁹ CAPSIS est un outil qui a été initialement développé par l'INRA, Unité de Recherches Forestières Méditerranéennes (UR 629), Centre d'Avignon depuis septembre 1994, avec le soutien de l'ONF (Département des Recherches Techniques), de la DERF, de l'ENGREF, de l'AFOCEL et du CIRAD.

5.2. Problématique

La difficulté est encore une fois la multiplicité des facteurs qui interagissent : les caractéristiques de l'arbre (forme, enracinement, ...), le type de station, de vent... Le retour d'expérience est l'outil le plus adapté pour juger de la pertinences du type de sylviculture pratiqué. Cependant les résultats sont ambigus.

5.3. Impact positif

Pour la prévention, de Champs J. (1987) estime que l'élancement doit rester faible. L'auteur indique alors les moyens classiques pour obtenir ce faible élancement : faible densité de plantation, une sylviculture dynamique à base d'éclaircies fortes et précoces. Il précise que des retours d'expérience de terrain pour le Douglas ont montré aussi l'importance : du labour, de la fertilisation, de l'utilisation de plants trapus, de la qualité des entretiens et du dépressage.

Selon une étude de l'EPFZ, qui porte sur la région de Schwarzenegg en Suisse²¹, les forêts jardinées ont mieux résisté aux tempêtes que les peuplements réguliers du voisinage.

La préparation des sols (par drainage par exemple) et les types d'éclaircies sont aussi de nature à réduire les risque de chablis selon Lynch T. (1985) et Hendrick E. (1988)²².

5.4. Impact non prouvé

L'expertise collective sur les tempêtes, la sensibilité des forêts et leur reconstitution (Drouineau S., Laroussinie O. *et al.* (2000)) est plus nuancée sur l'incidence du type de sylviculture pratiqué. Les auteurs indiquent que « les données sont objectivement insuffisantes pour comparer l'efficacité des systèmes réguliers et irréguliers et se prononcer sur la supériorité d'une sylviculture par rapport à l'autre ».

5.5. Aide à la décision

Au-delà de la compréhension des phénomènes de chablis, l'ensemble de ce programme de recherche vise à réduire le risque. Ainsi, FORESTGALES et HWIND, notamment, ont pour finalité d'apporter une aide à la décision pour une sylviculture de prévention en calculant au mieux les dates d'éclaircies ou de récoltes. De même, le travail de Hendrick E. (1988), spécifique à l'Irlande, est un modèle probabiliste qui se présente comme un guide pour décider à quel moment entreprendre une éclaircie.

²⁰ Cet aspect est repris dans le projet européen ECO-SLOPES.

²¹ Citée par la revue « La Forêt » de Novembre 2001.

La prise en compte du risque s'exprime aussi économiquement. Le Bureau Irlandais de Foresterie (Coillte) a développé un modèle qui indique la durée de rotation en rapport avec le risque de chablis et indique alors le prix qui doit être payé pour l'acquisition de la parcelle²³.

6. Conclusion

Le domaine des relations entre le vent et la forêt est si complexe que les avancées dans sa compréhension s'effectuent par étape. Il n'existe pas de modèle ou d'approche globale, mais plutôt une succession d'analyses particulières qui associent une espèce, un peuplement, un type de sylviculture, un pays, voire une zone géographique, etc.

Néanmoins, seulement deux types de méthode sont appliqués pour estimer les fonctions de dose réponse : l'investigation statistique (empirique) et l'approche mécanique. Elles cherchent toutes deux à décrire les interactions entre le vent et la forêt notamment dans le but d'offrir un outil d'aide à la décision pour les sylviculteurs. Les multiples apports de cette littérature en terme de description et de prévision a été détaillé ci dessus. Pour comprendre les limites actuelles de ces méthodes dans l'estimation des fonctions de dose réponse il faut préciser les contraintes qui pèsent sur leur application.

Le principal handicap des modèles empiriques est leur assujettissement aux données. Ces modèles, construits sur des données de tempêtes, constituent de bons outils descriptifs de ce qui s'est passé, pour détecter les facteurs importants ou la nature des interactions mais ils sont sans pouvoir prédictif du fait de la nature des données traitées (une seule ou peu de tempêtes étudiées, des dégâts aléatoires, des facteurs explicatifs de ce fait mal distribués ou biaisés). Ils sont donc très limités pour faire de l'extrapolation à des situations différentes. C'est néanmoins une démarche adaptée à certains pays d'Europe comme l'Irlande ou l'Allemagne, car il y a beaucoup de tempêtes, beaucoup de données et peu de facteur de variabilité. En France, c'est impossible car il n'y a que peu de tempêtes et beaucoup plus de facteurs de variabilité. Par contre, les modèles empiriques, issus d'essais expérimentaux, disposent d'une bonne fiabilité grâce à l'échantillonnage et à la démarche expérimentale. Ils nourrissent alors l'approche mécaniste.

Les modèles mécanistes existants sont construits sur des échelles et des objets différents (essences, sylviculture, sols, etc.). Aussi, leur contribution n'est pas homogène et il est difficile de mettre en commun ces différents travaux. On peut estimer que ces modèles mécanistes sont souvent des modèles

²² Cités par **Ni Dhubhain A., Walshe J., Bulfin M., Keane M. et Mills P.** (2001). "*The initial development of a windthrow risk model for Sitka spruce in Ireland.*" *Forestry* 74(2): 161-170.

²³ **Anonyme** (1993). "*New Procedures for Determining Land Valuation and Acquiring Land.*" Dublin, Coillte Teoranta. cité par **Ni Dhubhain A., Walshe J., Bulfin M., Keane M. et Mills P.** (2001). "*The initial development of a windthrow risk model for Sitka spruce in Ireland.*" *Forestry* 74(2): 161-170.

empiriques à une échelle d'analyse plus fine, la partie purement mécaniste ne recouvre pas encore l'essentiel de la description des phénomènes. Se pose alors la même question que pour les modèles statistiques quant à l'extrapolation des résultats à des situations différentes de celles décrites par les données de base.

La pratique de comparaison entre résultats, qui est une méthode efficace de recherche dans d'autres domaines, n'est pas ici pertinente du fait de la sensibilité des systèmes dynamiques à l'environnement dans lequel ils évoluent. Les re-paramétrages de modèles, pour une utilisation dans des conditions sensiblement différentes, se heurtent à la même difficulté. Cependant, de nombreux travaux actuellement en cours, au sein de l'approche mécaniste, cherchent à adapter ces outils pour des applications plus larges (le projet CAPFORET par exemple).

Malgré sa difficulté, c'est un domaine de recherche dynamique. Les références citées montrent que de nombreuses avancées ont été réalisées durant les dernières années. Aussi, au delà de cette simple revue de la littérature, on peut souhaiter la réalisation d'un travail de synthèse entrepris par des spécialistes, tel que celui de Coutts M.P. et Grace J. (1995).

7. Bibliographie

- Actes des journées** (2000). "*La tempête, l'arbre et la forêt*". Organisées par LRBB (CNRS-INRA), les Unités de Bioclimatologie et de Recherche Forestière, INRA, miméo.
- Anonyme** (1993). "*New Procedures for Determining Land Valuation and Acquiring Land*". Dublin, Coillte Teoranta.
- Anonyme** (1994). "*Dokumentation des Sturmschäden 1990*". Stuttgart, Schriftenreihe Landesf.v. Baden-Württ. 190.
- Anonyme** (xxxx). "*Orkanschäden 1990 und ihre Bewältigung bis 1993*", Hess minist. für Landesentw., Wohnen, Landw., Forsten und Natursch. 117 p.
- Bouchon J.** (1987). "*Etat de la recherche relative aux dégâts forestiers dûs aux tempêtes*." Revue forestière française 34(4): 301-312.
- de Champs J.** (1987). "*Mesures sylvicoles préventives*." Revue forestière française 34: 313-322.
- Coutts M.P. et Grace J., Eds.** (1995). "*Wind and trees*". Cambridge, Cambridge University Press.
- Dempster W.R. et Stevens N.A.** (1987). "*Risk management in forest planning*". Alberta, Forestry Canada.
- Dhôte J.F.** (2000). "*Composition, structure et résistance des peuplements*". Dhôte J.F. ECOFOR. Paris: 101-116.
- Doll D.** (1991). "*Les cataclysmes éoliens dans les forêts d'Europe*." Forêt Entreprise 77: 8-9.

- Drouineau S., Laroussinie O., Birot Y., Terrasson D., Formery T. et Roman-Amat B.** (2000). "*Expertise collective sur les tempêtes, la sensibilité des forêts et sur leur reconstitution.*" Courrier de l'environnement de l'INRA 41: 57-77.
- Dunham R., Gardiner B., Quine C. et Suarez J.** (2000). "*Forest GALES: A PC-based Wind Risk Model for British Forests - User's Guide*". Edinburgh, Forestry Commission.
- Gardiner B.A., Peltola H. et Kellomäki S.** (2000). "*Comparaison of two models for predicting the critical wind speedes required to damage coniferous trees.*" Ecol. Model.
- Gardiner B.A. et Quine C.P.** (2000). "*Management of forests to reduce the risk of abiotic damage-a review with particular reference to the effects of strong winds.*" Forest Ecology and Management 135: 261-277.
- Goreaud F.** "*Construction d'un modèle de mortalité "Tempête", basé sur la répartition spatiale des chablis en peuplement*", Réponse à l'appel à proposition "Forêt, Vent, Risques" du GIP ECOFOR.
- Goreaud F., Pontailier J.Y. et Millier C.** (2000). "*Use of spatial structure analysis to study the storm damage in Fontainebleau Forest.*" Rencontre franco-danoise en statistique spatiale, analyse d'image et biologie, Marseille-Luminy.
- Guan B.T. et Gertner G.** (1991). "*Modelling red pine tree survival with an artificial network.*" Forest Science 37(5): 1429-1440.
- Guan B.T. et Gertner G.** (1995). "*Modeling individual tree survival probability with random optimization procedure; an artificial neural network approach.*" A.I. Applications 9(2): 39-52.
- Hanewinkel M.** (2001). "*Climatic hazards and their consequences for forest management*". Risk Management and Sustainable Forestry, Bordeaux.
- Heinrich J.** (1991). "*Ursachen von Sturmschäden in Buchenbeständen (Fagus sylvatica) aus bodengeographischer Sicht.*" Allg. F. und J. Ztg. 162(8): 145-149.
- Hendrick E.** (1988). "*Windthrow Risk Classification for Thinning*", Forest Service, Ireland.
- Jalkanen A. et Mattila U.** (2000). "*Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest inventory data.*" For. Ecol. and Manag. 135: 315-330.
- Kellomäki S. et Peltola H.** (1998). "*Silvicultural startegies for predicting damage to forests from wind, fire and snow*", University of Joensuu, faculty of Forestry.
- Kenkel N.C.** (1988). "*Pattern of self-thinning in Jack Pine : testing the random mortality hypothesis.*" Ecology 69(4): 1017-1024.
- Kert C.** (1999). "*Rapport sur les techniques de prévision et de prévention des risques naturels*". Paris, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
- König A., Mössmer R. et Bäuml A.** (1995). "*Waldbauliche Dokumentation des flächigen Sturmschäden des Frühjahrs 1990 in Bayern und meteorologische Situation zur Schadenszeit*".

- Kouba J.** (1989). "*The theory of an estimate of the development of calamities and of management of the process of forest adjustment to normal forest.*" *Lesnictvi* 35(10): 925-944.
- Laiho O.** (1987). "*Susceptibility of forest stands to windthrow in Southern Finland.*" *Folia Forestalia* 706: 23-24.
- Lynch T.** (1985). "*Windthrow damage in research plots.*" Symposium on the Influence of Spacing and Selectivity in Thinning on Stand Development, Operations and Economy, Project group P.4.02.02., Dublin.
- Miller K.F.** (1985). "*Windthrow hazard classification.*" London, Forestry Commission Leaflet N°85 HMSO.
- Ni Dhubhain A., Walshe J., Bulfin M., Keane M. et Mills P.** (2001). "*The initial development of a windthrow risk model for Sitka spruce in Ireland.*" *Forestry* 74(2): 161-170.
- Otto H.J.** (1998). "*Ecologie forestière.*" Paris, IDF.
- Peltola H., Kellomäki S., Väisänen H. et Ikonen V-P.** (1999). "*A Mechanistic Model for assessing the Risk of Wind and Snow Damage to Single Trees and Stands of Scots pine, Norway spruce and birch.*" *Canadian Journal of Forest Research* 29: 647-661.
- Pontailier J.Y., Faille A. et Lemée G.** (1997). "*Storms drive successional dynamics in natural forest : a case study in Fontainebleau forest (France).*" *For. Ecol. and Manag.* 98: 1-15.
- Quine C.P. et Bell P.D.** (1998). "*Monitoring of windthrow and progression in spruce forests in Britain.*" *Forestry* 71(2): 87-98.
- Quine C.P., Coutts M.P., Gardiner B.A. et Pyatt D.G.** (1995). "*Forest and Wind: Management to Minimise Damage.*" Bulletin N°114. London, Forestry Commission.
- Quine C.P., Humphrey J.W. et Ferris R.** (1999). "*Should the wind disturbance patterns observed in natural forests be mimicked in planted forest in the British uplands ?*" *Forestry* 72(4): 337-358.
- Rejeski D.** (1993). "*GIS and risk : a three-culture problem.*" Rejeski D. Goodchild M.F. Parks B.O. Louis T. New York, Oxford University Press: 318-331.
- Ruel J.C.** (1995). "*Understanding windthrow: Silvicultural implications.*" *The Forestry Chronicle* 71(4): 434-445.
- Savill P.S.** (1983). "*Silviculture in windy climates.*" *Forest Abst.* 44: 473-488.
- Schmidt-Haas P. et Bachofen M.** (1991). "*Die Sturmgefährdung von einzelbäumen und Beständen.*" *Schw. Zeitschrift. d. Forstwesen* 142(6): 477-504.
- Schmoldt D.L.** (2001). "*Application of artificial intelligence to risk analysis for forested ecosystems.*" Schmoldt D.L. Klaus von Gadow, Kluwer Academic Publishers.
- Schreiner M., Aldinger E. et Bantle P.** (1996). "*Standort und Sturmwurf 1990 dargestellt am Östlichen Odenwald und Nordöstlichen Schwarzwald.*" *Mitt. Ver. Forst.* 38: 27-36.
- Thorsen B.J. et Helles F.** (1998). "*Optimal stand management with endogenous risk of sudden destruction.*" *Forest Ecology and Management* 108: 287-299.

- Valinger E. et Fridman J.** (1997). "*Modelling probability of snow and wind damage in Scots pine stands using tree characteristics.*" *For. Ecol. and Manag.* 97: 215-222.
- Valinger E. et Fridman J.** (1998). "*Modeling probability of snow and wind damage using tree, stand, and site characteristics from Pinus sylvestris sample plots.*" *Scand. J. For. Res.* 13(3): 348-356.
- Valinger E. et Fridman J.** (1999). "*Models to assess the risk of snow and wind damage in pine, spruce, and birch forest in Sweden.*" *Environ. Manag.* 24(2): 209-217.
- Veblen T.T., Kulakowski D., Eisenhart K.S. et Baker W.L.** (2001). "*Subalpine forest damage from a severe windstorm in northern Colorado.*" *Canadian Journal of Forest Research* 31: 2089-2097.
- von Gadow K.** (2000). "*Evaluating Risk in Forest Planning Models.*" *Silva Fennica* 34(2): 181-191.
- von Lüpke B. et Spellmann H.** (1997). "*Aspekte der Stabilität und Wachstums von Mischbeständen aus Fichte und Buche als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen.*" *Forstarchiv* 68: 167-179.
- Zhou W., Hanewinckel M. et Schill C.** (2001). "*A neural network approach to identify forest stands susceptible to wind damage.*" *Forest science en révision.*
- Zobi I.C.** (1998). "*Modèles de mortalité dans les peuplements ligneux et relation avec les répartitions spatiales*". Rapport bibliographique de DEA, Lyon.

Chapitre I-2. L'estimation des fonctions de dommages

Sous-chapitre I-2.2. L'estimation des fonctions dose réponse : le cas des incendies

Francis de Morogues

LEC

Ce sous-chapitre se situe dans la continuité de celui consacré aux fonctions de dommages dans le cas des tempêtes. Les éléments communs qui structurent cette présentation sont :

- La problématique d'évaluation des seuls risques physiques sans considération économique.
- Une exposition des méthodologies d'estimation. Des exemples illustrent les nombreux et spécifiques résultats de ces recherches.

1. Introduction

Les incendies de forêts constituent une problématique universelle largement abordée puisque l'on peut recenser plus de 15 000 références sur ce thème dans la littérature plus ou moins spécialisée (CEMAGREF, (2000)).

En Europe, l'essentiel des contributions concerne la zone méditerranéenne et particulièrement pour notre étude, le sud de la France. Parallèlement, de nombreux articles, référencés ici, étudient les feux de forêts en Suède, au Canada et en Norvège. Ces dernières contributions peuvent s'appliquer à la partie septentrionale de la forêt française.

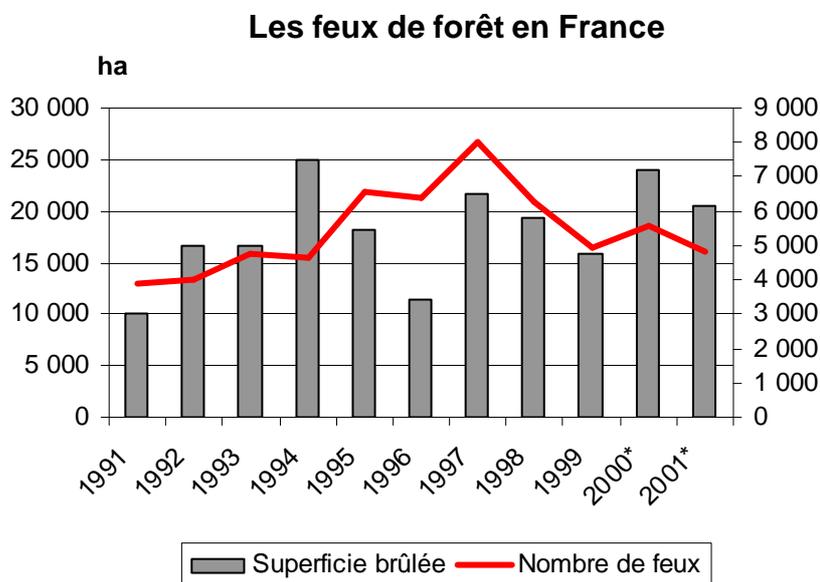
Néanmoins, ce document se concentre sur le type de résultats transférables aux zones géographiques retenues pour l'étude : le Massif Landais et le Nord-Est. Les résultats et analyses provenant de cette littérature mais concernant des spécificités trop marquées, ne sont pas mentionnés (essence particulière, latitudes trop lointaines,...).

1.1. Contexte

En Europe, les accidents naturels touchent 2,5 % du territoire des Etats. Les premières des causes observables de dommage sont les incendies. Ils représentent 20 % des dégâts (avec plus du tiers des accidents) alors que les tempêtes sont à l'origine de 70 % des événements accidentels. Cependant, les dommages sur les surfaces boisées sont pour l'essentiel le résultats des tempêtes (Eurostats, (2002)).

Le Ministère de l'Environnement, MAAPAR, (2002), recense les superficies parcourues par les feux de forêts sur l'ensemble du territoire. La Figure, ci-dessous, retrace leurs évolutions sur 11 ans.

Les feux de forêt en France de 1991 à 2001



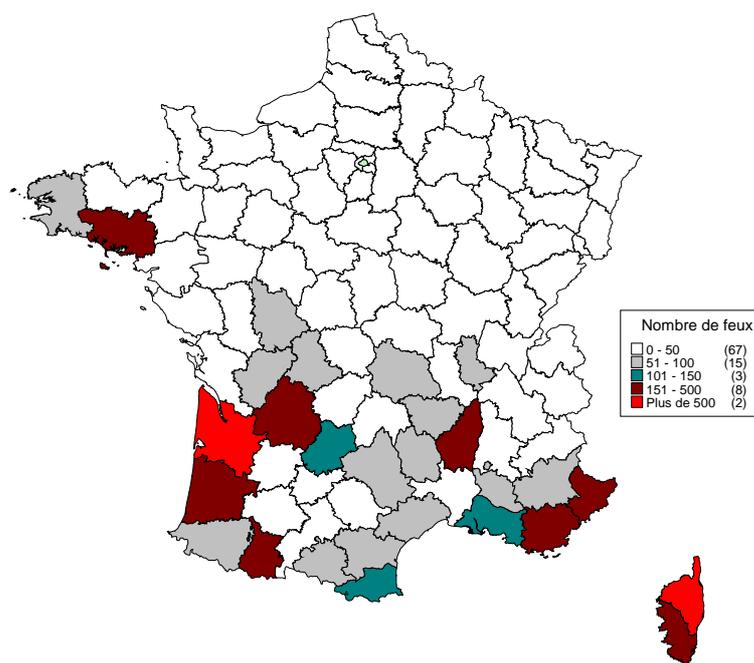
* données estimées.

Source : Prévention des feux de forêt, MAAPAR, 2000

Pendant ces onze dernières années, les superficies parcourues par le feu n'ont pas dépassé le seuil des 25 000 ha. La moyenne annuelle est de 18 115 ha. Elle correspond à 39 % de la moyenne annuelle des superficies touchées de 1976 à 1986 (46 350 ha).

La répartition du nombre de feux montre une concentration sur le sud de la France.

Régions les plus touchées par les incendies, 1992 – 1998



Source : SCEES

Dans les Landes, à l'inverse des années passées qui sont caractérisées par de grands incendies, les feux de petites et moyennes superficies tendent à augmenter, ce qui traduit une grande efficacité de l'intervention sur les feux naissants (Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, (1990)).

1.2. Un bref historique de mise en place de la protection et de la lutte contre les incendies en Aquitaine

Le massif forestier²⁴ des Landes de Gascogne est une forêt cultivée, plantée par l'homme au 19^e siècle afin d'assainir et de développer la région. L'importance de la sécurité et de la protection contre l'incendie a été révélée lors des grands incendies de 1949 où la moitié du massif fut détruit (soit plus de 400 000 hectares de forêt). Le constat révèle alors un manque de moyens et d'organisation mais aussi une forêt peu adaptée à la lutte contre l'incendie...

C'est à cette époque que les associations syndicales de Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI) furent créées pour préparer et améliorer la lutte en favorisant la progression des moyens sur les parcelles : financement et création de pare-feu, de points d'eau... Les méthodes de sylviculture ont également contribué à l'amélioration de la protection : plantation en lignes droites, éclaircies, débroussaillage, entretien des parcelles...

L'amélioration de la lutte elle-même s'est faite par la création d'un corps interdépartemental (Gironde, Landes, Lot-et-Garonne) de défense spécialisé contre les incendies formé aux interventions en forêt, et

²⁴ Cette partie est inspirée d'un article de Mediaforest.

par la mise en place de moyens (GMC de l'armée). Un renouvellement de ce type de matériel s'est amorcé à partir des années 80 (Camion Citerne Forestier). Globalement, tous les acteurs se sont impliqués face à la nécessité de faire front contre une menace d'ordre privée (protection d'un capital et d'un patrimoine) et publique (sécurité des populations), pour structurer un massif qui fait partie aujourd'hui des forêts les mieux protégées au monde (surfaces brûlées < 1 ha/feu depuis 20 ans) :

- avec environ 1000 pompiers professionnels et 8000 volontaires, dont la plupart est spécialisée et formée pour la lutte contre les feux de forêts, en état d'alerte permanent pour contrôler tout départ de feu sur les 1 200 000 ha que comprend le massif.
- grâce à un dispositif de maillage de compétences et de surveillances, mais aussi grâce à la configuration unique d'un terrain permettant une grande mobilité (exemple sur le département des Landes : 24000 km de pistes principales et pare-feux, 800 points d'eau, des milliers de ponts, passages busés et gués, ainsi que 15000 panneaux de signalétique...)

Malgré ces efforts, le feu a renouvelé ses attaques en 1976, en 1989 et 1990 prouvant d'une part qu'on n'était pas à l'abri d'une nouvelle catastrophe et que d'autre part le problème se posait bien au niveau du manque de connaissances des facteurs favorisant non seulement le déclenchement mais aussi la propagation d'un incendie de forêt. En effet, les hommes se sont trouvés face à des feux d'une rare violence : en juillet 1989, 3530 hectares sur la commune du Porge (Gironde) en 3 jours ; en avril 1990, 5636 hectares sur les communes de Ste Hélène et Carcans (Gironde) en 10 heures ; en août 1990, 1800 hectares sur trois départements, Landes, Gironde et Lot-et-Garonne en 2 jours.

Ces grands incendies étaient dus d'une part à un état de sécheresse particulier, et d'autre part à un manque de pratique des corps de lutte, victimes de leur succès : grâce à la technique propre au sud-ouest de détection et d'intervention rapide sur les départs d'incendie, la superficie moyenne des surfaces brûlées a été ramenée sur les 20 dernières années à moins d'un hectare, et ce malgré l'augmentation du nombre d'interventions²⁵. La formation bien qu'ayant le mérite d'exister, n'était pas en mesure de compenser le manque de pratique et la prévention a aussi démontré ses limites.

1.3. Les enjeux

Les enjeux sont l'ensemble des biens matériels et immatériels (comme la qualité du paysage par exemple) exposés qui peuvent être affectés par les incendies. Les enjeux évoluent au cours du temps.

1.3.1. Enjeux au cours des incendies

Roussel J.L., (2000) identifie trois grandes familles d'enjeux :

²⁵ L'Aquitaine classe 3 départements dans les 10 premiers touchés par les incendies de forêt en nombre : la Gironde avec 3437 feux est deuxième, les Landes avec 1525 sont cinquième (source : ministère de l'intérieur nombre total de feux pour la période de 1992 à 1996).

- Ceux qui portent sur les zones urbanisées qui sont tout à la fois des zones d'habitat denses ou diffuses. Elles sont également le siège d'activités économiques, industrielles ou commerciales. (Les incendies de forêt sont beaucoup moins meurtriers que la plupart des autres catastrophes naturelles. Ils peuvent cependant provoquer la mort d'hommes, notamment parmi les combattants du feu : 80 personnes ont péri dans les Landes en 1949, 5 sapeurs-pompiers ont été tués en 1985 dans le Tanneron (partie varoise), 5 personnes ont été tuées également lors de l'incendie de Cabasson (Var) en 1990.)
- La deuxième grande famille, définie par défaut, est celle des espaces non urbanisés comprenant les espaces forestiers à fonction de production, les zones agricoles, mais également les espaces naturels à haute valeur patrimoniale, afin de maintenir la biodiversité, ainsi que les espaces à vocation touristique et d'accueil.
- Un troisième type d'enjeu porte sur les infrastructures, qu'elles soient de communication, de télécommunication, voire énergétiques.

Ces enjeux de court terme, associés à la phase active de l'incendie s'accompagnent pour la forêt de conséquences à long terme.

1.3.2. Enjeux de long terme pour la forêt

Le feu de forêt est depuis quelques années source de polémiques (Peyre S., (2001)). Certains scientifiques attestent que le feu présente un ensemble de bienfaits, aussi bien pour le paysage que pour la biodiversité. Ainsi, après de petits feux, l'écosystème se développe et la biodiversité s'accroît (Binkley D. *et al.*, (1993)). Cet argument n'est pas valable pour les grands incendies qui unifient le couvert et réduisent la diversité biologique (Binkley D. *et al.*, (1993)).

Dans tous les cas, les conséquences des feux se décomposent en trois aspects :

- Une modification de la structure de la forêt avec une recombinaison des essences constitutives des parcelles et une nouvelle distribution par classes d'âges parfois préjudiciable à une exploitation forestière productive (Oliver C.D. et Larson B.C., (1990)). En France, les pertes forestières les plus importantes sont enregistrées dans les jeunes futaies de pins maritimes dans les Landes, les peuplements de pin d'Alep et les taillis de chênes dans le sud de la France. (Garry G. *et al.*, (2002)).
- Une difficulté de régénération (Vasconcelos M.J., (1995)). La reconstitution peut être accompagnée par des débroussaillments. Des espèces sont susceptibles de se régénérer grâce aux organes souterrains (Naveh Z., (1975), Chandler C. *et al.*, (1983), Trabaud L., (1990)) ou par leurs capacités à ensemercer après un feu (Trabaud L., (1987), Casal M. *et al.*, (1990)). Cependant,

Michel Vennetier, du Cemagref d'Aix-en-Provence indique que "selon les cas, le milieu peut se reconstituer de lui-même ou bien laisser place à une végétation basse, type garrigue ou maquis" en forêt méditerranéenne, même quand des efforts sont entrepris pour replanter. Sur la montagne Sainte-Victoire, la forêt est revenue spontanément sur une partie après le feu de 1989, tandis que les plantations ont largement échoué.

- Une modification de la composition des sols (toxicité des cendres, pertes de nutriments,...) et un accroissement de l'érosion (Martin C. et Allée P., (2000), Stanners D. et Bordeau P., (1995)).

1.4. La spécificité des feux de forêt comme risque naturel

A la différence des tempêtes, les feux de forêts ont dans une très grande majorité une cause humaine. Ceci explique l'effort de prévention mené par les pouvoirs publics. Cependant, le comportement du feu est régi par des principes physico-chimiques dont la complexité des interactions en fait un phénomène difficilement prédictible.

1.4.1. Les causes

Dans l'ensemble, les causes d'incendie sont inégalement connues. Aujourd'hui, 65 % des causes de feux sont connues en régions méditerranéennes et 35 % dans les départements situés en dehors de la zone méditerranéenne (Garry G. *et al.*, (2002)).

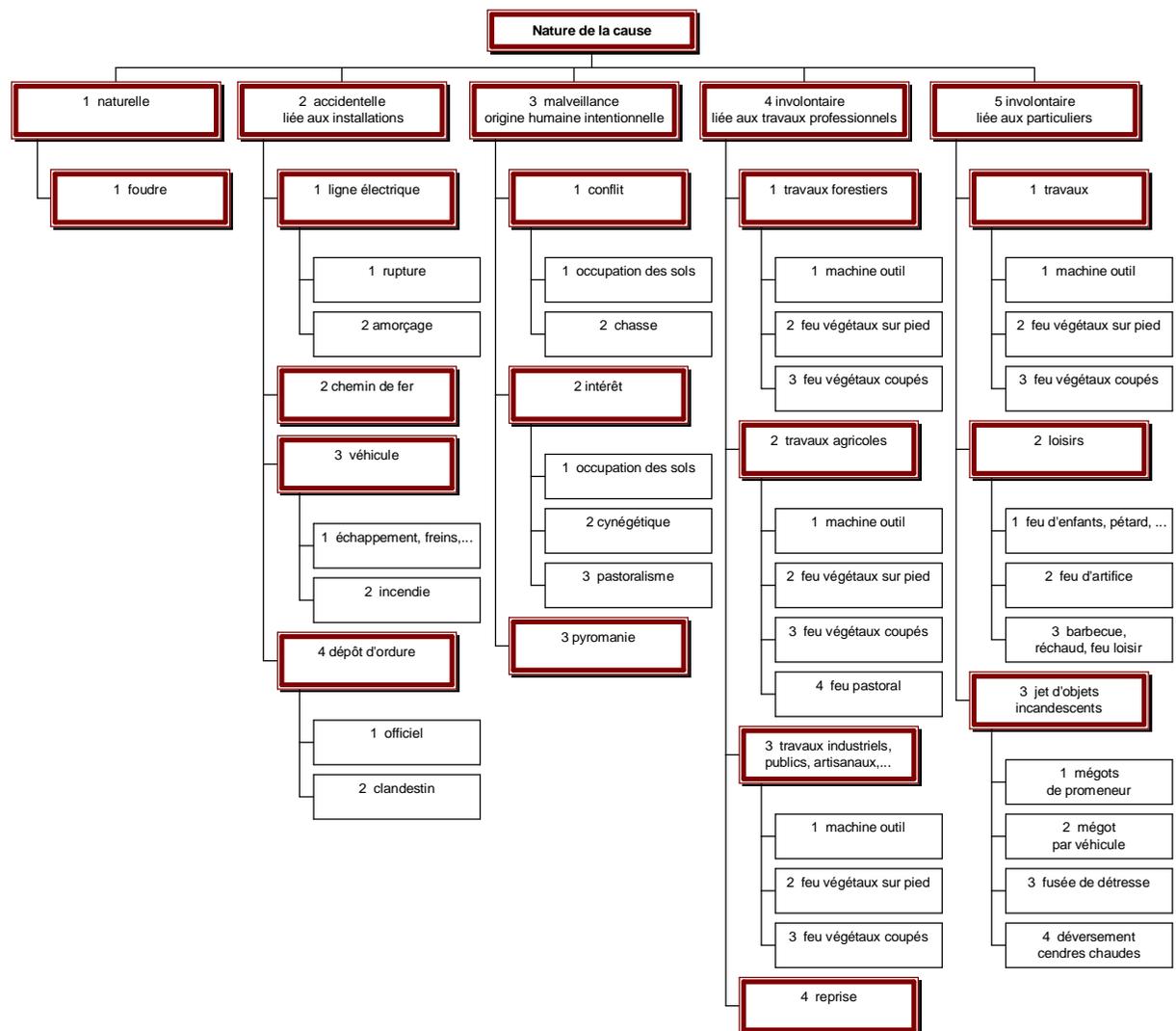
La nomenclature des causes retenue par Prométhée²⁶ repose sur une répartition en 5 familles (Prométhée, (2002)):

1. les causes d'origine naturelle,
2. les causes d'origine accidentelle (liées aux installations),
3. les causes d'origine humaine intentionnelle (la malveillance),
4. les causes d'origine involontaires, liées aux travaux professionnels,
5. les causes d'origine involontaires, liées aux particuliers (travaux, loisirs).

Chacune de ces familles est subdivisée en catégories et chacune des catégories peut être détaillée comme la Figure suivante le montre.

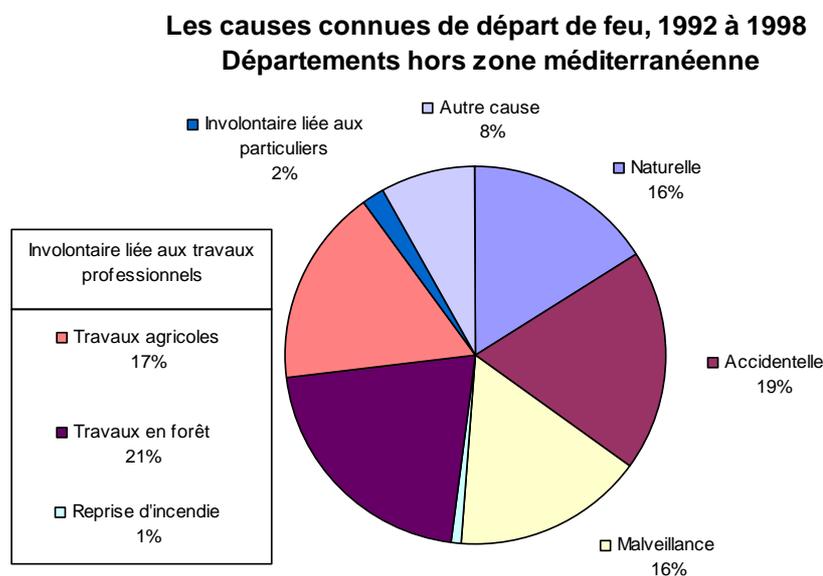
²⁶ Prométhée est une base de données sur les incendies de forêts de la région méditerranéenne qui couvre quatre régions : la Corse, Provence Alpes Côte d'Azur, Languedoc Roussillon et Rhône Alpes. (<http://www.promethee.com/promethee/>).

Nomenclature des causes d'incendies de Prométhée



Les sources statistiques recensent les causes identifiées de départs de feu. Parfois d'origine naturelle, elles sont le plus souvent liées aux activités humaines. La figure ci-dessous indique les causes pour la partie de la France qui recouvre les Landes et le Nord-Est.

Causes d'incendies hors zone méditerranéenne



Source : Plan de prévention des risques naturels d'incendies de forêt. (guide méthodologique) 2002.

Les causes involontaires liées aux activités professionnelles représentent la première source de feux avec 39% de l'ensemble des causes d'incendies. Malgré le détail de la nomenclature des causes, il existe 8% des origines d'incendie qui restent non répertoriées.

1.4.2. Les parades

Les parades sont les moyens de prévention et de lutte contre les incendies qui contribuent à prévenir et/ou réduire les dommages. La spécificité des parades pour le risque incendie, par rapport à la tempête, tient à la prévention de l'apparition du phénomène (voir paragraphe 0 : 5. La prévention). Ces parades sont passives, comme le débroussaillage ou les pares feux, ou actives, comme les moyens de lutte.

L'organisation des parades actives, ou gestion des feux de forêts, n'est pas traitée dans ce texte, consacré aux relations entre incendies et dommages aux forêts, car elles sont employées en priorité pour sauver les vies et les biens immobiliers et d'infrastructure essentiellement. L'objectif de préservation de la forêt est présent mais secondaire.

1.4.3. Distinction entre aléa subi et aléa induit

Du fait de la causalité humaine d'une part importante des feux, il faut introduire une distinction entre les aléas naturels ou non concernant une même zone.

L'aléa se définit comme la probabilité qu'un événement donné se réalise. Cet événement se caractérise, lui, par son intensité et son occurrence (pour plus de détails, voir Blanche R. *et al.*, (2002), Michelena Garcia J.M., (2002)). L'intensité est liée à l'énergie fournie par l'incendie (voir Byram G. M. *et al.*, (1964)). L'occurrence procède de deux approches :

- C'est la probabilité de retour d'un feu dans un espace donné. Cette probabilité est de même nature que celle pesant sur tout autre risque naturel. Cette probabilité définit *l'aléa subi*, version aléatoire pure, "naturelle" du risque incendie. Son calcul est basé sur l'étude statistique de l'historique des feux au même endroit.
- C'est la probabilité qu'un point d'être touché par un incendie à l'éclosion ou par contagion. L'origine des feux étant essentiellement humaine, cette probabilité est conditionnelle à la proximité des activités humaines. Cette probabilité définit *l'aléa induit*, composante anthropique du risque incendie. Elle est calculée grâce à l'étude de l'historique ou par des modèles de comportement de feux.

Cette double caractérisation de l'aléa permet de différencier des événements aux conséquences différentes. C'est une information essentielle pour ce qui est de l'allocation des moyens de lutte contre les incendies : l'aléa induit se réduit par la prévention.

2. Evaluation des risques d'apparition d'incendies

Depuis 1986, la terminologie de la FAO²⁷ permet d'unifier les définitions associées au concept de risque d'incendies de forêts. Ce travail a été poursuivi sur le forum européen DELPHI (<http://www.cinar.gr/delfi/>) pour aboutir à un vocabulaire des termes associés aux incendies de forêts. Ainsi, le "risque



d'éclosion d'incendie" est "la probabilité d'un départ d'incendie dû à la présence et à l'activité d'une cause de feu". Cette phase de normalisation des termes est nécessaire à la coordination des recherches internationales et à la classification des types de risques d'incendie.

2.1. Le déterminant géographique²⁸

Les caractéristiques de la végétation et le climat peuvent créer des conditions favorables au développement des incendies. Ainsi, près de 7 millions d'hectares, soit globalement 13 % du territoire national, sont concernés par les incendies de forêts en France, dont 4,2 millions en région méditerranéenne et 1,2 millions en Aquitaine.

²⁷ FAO, (1986).

²⁸ Cette section est inspirée de Päätaalo M.L., (1998).

La sévérité des dommages dépend des caractéristiques météorologiques du type de combustible et de la topographie des sites. Cependant, ces conditions de prédisposition ne sont pas constantes dans le temps. Elles évoluent, par exemple, en fonction de l'état de la végétation, qui est le résultat, à la fois de sa dynamique naturelle, de la sylviculture qui lui est appliquée et des passages éventuels du feu. Lors d'une année exceptionnelle (comme en 1976), les formations végétales peuvent même être plus sensibles au nord qu'au sud de la France.

Néanmoins, sur le long terme, la sensibilité aux incendies de forêt est déterminée par les caractéristiques géographiques du site. Ainsi, le taux de retour des incendies dans le nord de l'Europe varie d'un feu tous les 45 ans à un tous les 450 ans, alors que dans les régions méditerranéennes le cycle des feux est plus rapide, avec un feu tous les 15 à 35 ans.

Taux de retour d'incendie en Europe, selon différentes sources bibliographiques.

Région	Type de végétation	Intervalle moyen de temps entre deux feux (année)
Europe du Nord	Tous types	40 – 160 ¹⁾
	Dominée par l'épicéa	238 ± 48 ²⁾
Europe du Sud	Tous types	15 – 35 ³⁾
	Garrigue	5 – 7 ⁴⁾
	Maquis	10 – 15 ⁴⁾
	Forêt	30 – 50 ⁴⁾

1) Hörnsten L. *et al.*, (1995), 2) Kolström T. et Kellomäki S., (1993), 3) Chandler C. *et al.*, (1983), 4) Trabaud L. *et al.*, (1993)

Ce tableau de synthèse donne des indications qu'il faut relativiser : dans cette comparaison Nord-Sud il faut tenir compte des nettes différences de dynamisme des végétations.

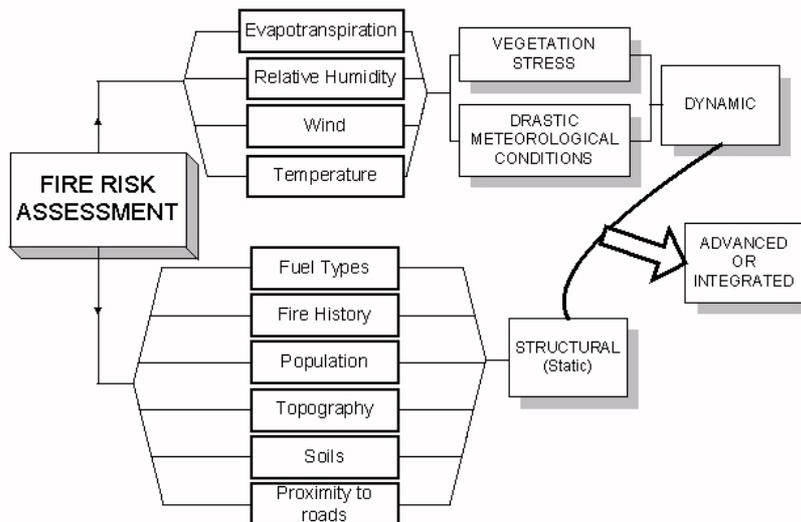
Enfin, d'autres études soulignent que l'interaction végétation-feu amène à une spécialisation. Dans les régions méditerranéennes, beaucoup d'espèces sont adaptées à des feux répétés avec une régénération rapide et un taux de survie important des organes essentiels de la végétation (Trabaud L. et de Chanterac B., (1985), Trabaud L., (1987), Trabaud L., (1990)). Néanmoins, ceci n'est pas incompatible avec une plus grande hétérogénéité de l'écosystème méditerranéen par rapport au nord de l'Europe.

2.2. Typologie des indices de risque d'apparition d'incendies

L'évaluation des risques d'apparition d'incendies de forêts peut s'appréhender avec plusieurs perspectives selon l'horizon de temps utilisé. Ceci conduit à construire plusieurs types d'indices :

- Les indices structurels sont basés sur des facteurs indépendants du court terme, comme la topographie.
- Les indices dynamiques sont construits à partir de facteurs qui se modifient rapidement dans le temps, comme les conditions météorologiques.
- Les indices intégrés ou avancés sont calculés en associant les facteurs structurels et dynamiques.

Les facteurs structurant les différents indices de risque



Blanchi R. *et al.*, (2002) distribuent les facteurs agissant sur le risque d'incendie en cinq classes de composants :

- La végétation (volume et type de combustibles, inflammabilité, ...)
- La topographie (pente, expositions...)
- Le climat (humidité, ensoleillement, pluviométrie,...)
- Les activités humaines (occupation du sol, paysage, ...) qui se sous structurent :
 - les causes d'incendie,
 - les enjeux,
 - le combat contre les incendies.
- L'historique des incendies (les zones menacées, les sources d'ignition, ...)

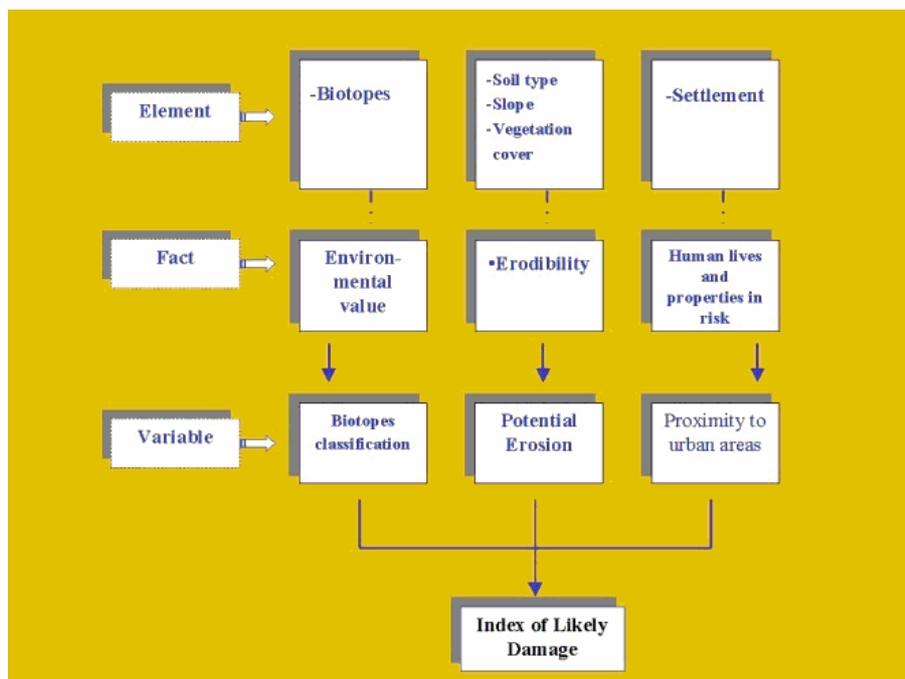
2.3. Les indices structurels

Dans la pratique, ces indices sont utilisés pour déterminer les zones de risques dues à leurs conditions intrinsèques (voir la section 0.) et pour conduire les politiques de prévention. Dans le projet européen Natural Hazards (<http://natural-hazards.jrc.it/>), les indices de long terme ont été développés selon deux approches qui se différencient par la taille de l'unité géographique prise en compte :



- La première conduit à obtenir une valeur par surface d'un kilomètre carré. Trois indices ont été calculés dans ce cadre :
 - la *probabilité d'occurrence* des feux (Probability of fire occurrence),
 - *l'estimation des dommages* (Index of Likely Damage, voir ci-dessous). Cet indice estime les dommages que les incendies peuvent causer en fonction des enjeux. C'est un *indice de vulnérabilité* au sens de Bohle *et al.*, (1994) c'est-à-dire un indicateur agrégé qui mesure les biens exposés aux dommages qu'ils soient d'ordre environnemental, social ou économique. Cet indice est construit suivant une méthodologie décrite ci-dessous :

Variables de construction de l'indice de dommage



- une combinaison des deux premiers indices conduit à un *indice intégré* qui identifie les scénarios les plus probables avec leur conséquences (European Integrated Structural Index).
- La seconde approche, conduit à un indice qui permet la classification des régions européennes (NUTS: Nomenclature of Territorial Units for Statistics) par rapport aux probabilités d'occurrence de feux et des enjeux associés. (Structural Forest Fire Index (SFFI), voir <http://natural-hazards.jrc.it/fires/risk/structural/static-risk-v2.html>).

Ces indices sont le résultat de modèles de régression statistique basés sur l'historique des feux de forêts (date, superficies brûlées, dégâts, localisation, etc.).

2.4. Les indices dynamiques

Les indices dynamiques sont dérivés des facteurs qui varient dans une courte période de temps comme l'état de la végétation et les conditions météorologiques.

- L'état de la végétation peut être estimé notamment par son activité de photosynthèse (voir Paltridge GW et Barber J., (1988), López S. *et al.*, (1991)). Cette activité est mesurable grâce à l'utilisation des images satellite du National Oceanic and Atmospheric Administration - Advanced Very High Resolution Radiometer (NOAA AVHRR) et des techniques d'interprétation des images. (Voir : <http://natural-hazards.jrc.it/>.)
- Les variables météorologiques utilisées sont décrites dans Illera P. *et al.*, (1996). Cependant, il n'y a pas d'accord général sur la définition du meilleur indice météorologique qui correspond aux conditions européennes. Aussi un ensemble d'indices est calculé suivant différentes méthodologies :
 - BEHAVE, modèle d'estimation de l'humidité des combustibles (Rothermel R. C. *et al.*, (1986), Burgan R.E. et Rothermel R. C., (1984), Viney N.R., (1991))
 - Canadian Fire Weather Index and codes (Van Wagner C.E. et Pickett T.L., (1987))
 - Portuguese index (Gonçalves Z.J. et Lourenço L., (1990))
 - Spanish ICONA method – probabilité d'éclosion de feu (ICONA, (1993))
 - Indice numérique de Sol-Drouet (Drouet J.C. et Sol B., (1993), Sol B., (1990))
 - Italian Fire Danger Index (Palmieri S. *et al.*, (1993))

2.5. L'indice avancé

L'indice avancé produit par le "Natural Hazards Project" est basé sur l'indice de risque de feux (Fire Potential Index, FPI) dérivé des travaux de Burgan R.E. *et al.*, (1998) et Burgan R.E. *et al.*, (2000). Il agrège trois facteurs :

- Une étude des images satellites (Relative Greenness) qui met en relation le stress végétal (sécheresse, par exemple) et la probabilité de feux dans la lignée des travaux de Illera P. *et al.*, (1996).
- Le degré d'humidité (Ten-Hour Time Lag Fuel Moisture).
- La carte des combustibles.

L'indice est calculé avec la formule originale de Burgan *et al.*, 1998:

$$FPI = 100 - (RGf * Lf + TNf * Df) * 100$$

Où :

RGf = Valeur du « Relative Greenness » issue de l'étude des images satellites.

Lf = Fraction du combustible qui est vivant.

Df = Fraction du combustible qui est mort.

TNf = Valeur du degré d'humidité (Fractional Ten Hour Lag Fuel Moisture).

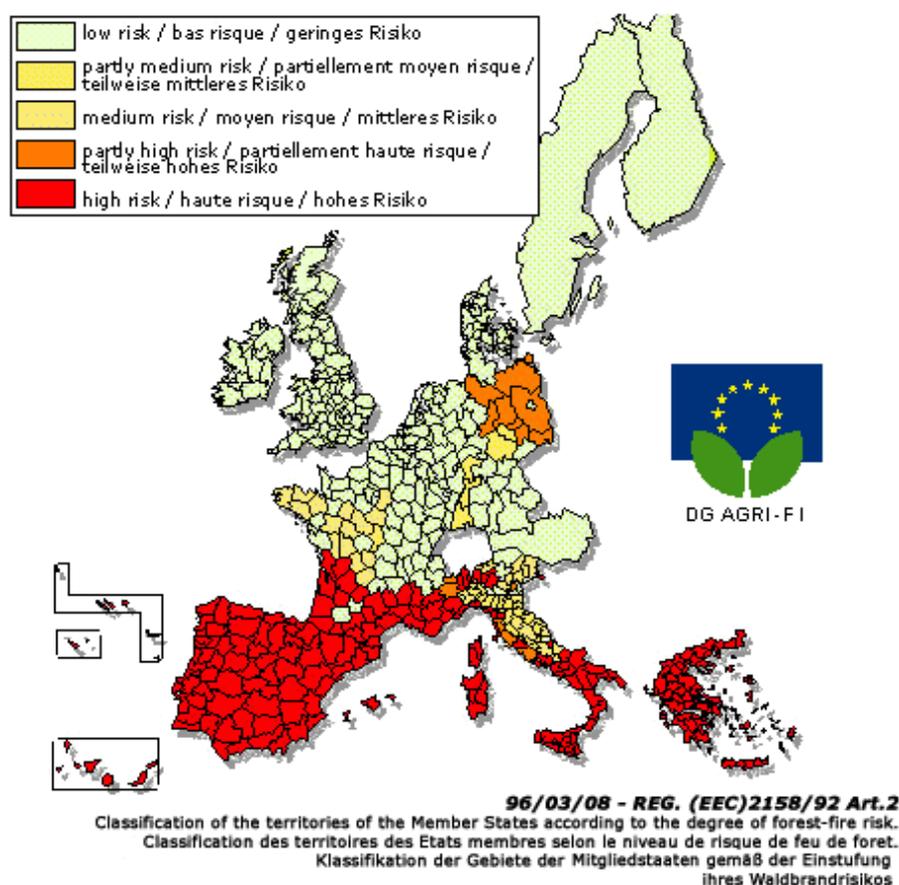
Plus l'indice est élevé, plus le risque est grand.

2.6. Définition des zones à risques

Les trois types d'indices précédents calculés avec grâce au concours de techniques très avancées ne se substituent pas encore à des approches plus simplistes de classification basée sur l'expérience. Ainsi, au niveau européen, chaque Etat membre doit communiquer à la Commission la liste des zones classées par degré de risque d'incendie de forêt (Règlement CEE n°2158/92) :

- Les zones à haut risque doivent correspondre à un caractère permanent et cyclique du phénomène, menaçant gravement la sécurité des personnes et des biens ainsi que l'équilibre écologique.
- Les zones à moyen risque doivent correspondre à un danger d'incendie pouvant réellement menacer les écosystèmes forestiers sans être permanent ou cyclique.
- Les autres régions de l'Union Européenne sont considérées comme des zones à bas risque.

Zones à risque en Europe



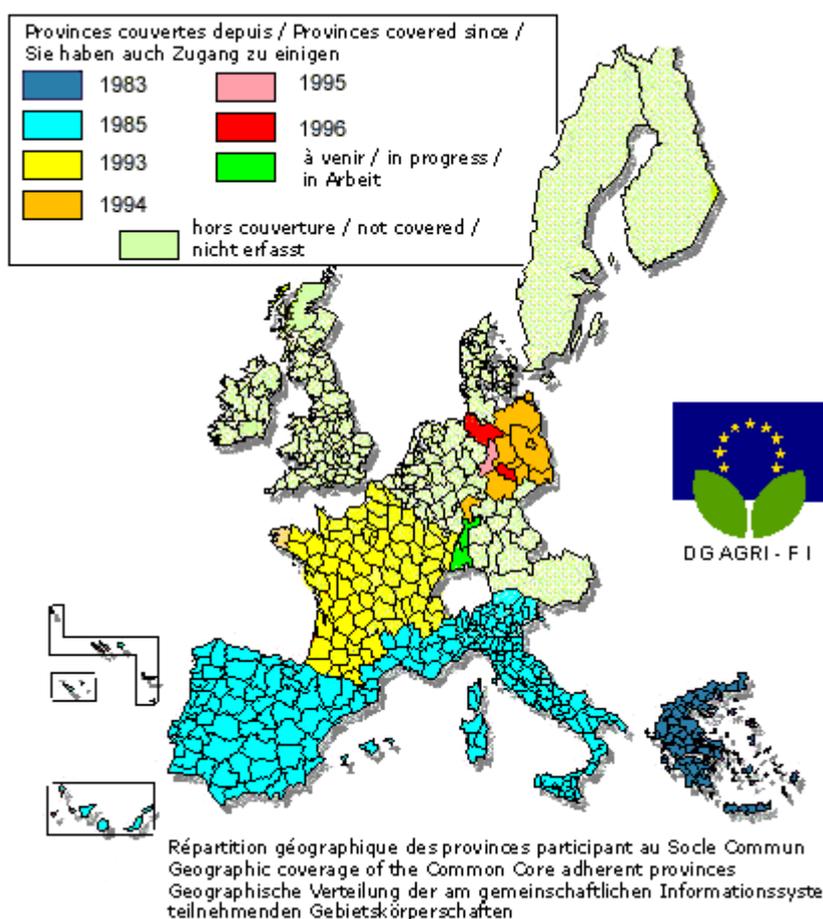
De cette carte, il apparaît que la zone aquitaine est considérée comme à haut risque et que la partie nord-est de la France est classée en bas risque.

2.7. Collecte des données

2.7.1. Niveau européen

En 1994, la Commission a adopté le règlement 804/94 (a) relatif à la mise en oeuvre d'un système communautaire d'informations sur les incendies de forêt. Ce règlement a rendu systématique le recueil d'un ensemble de données, nommé "socle commun", collectées sur chaque feu pour l'ensemble des zones à risque d'incendie des Etats membres.

Régions européennes couvertes par le Socle Commun



Aujourd'hui, le système d'information sur les incendies de forêt couvre 319 provinces des 6 Etats membres de l'Union comportant des zones de risques d'incendie (Allemagne, Portugal, Espagne, France, Italie et Grèce). Il contient des données sur plus de 530 000 feux ayant parcouru plus de 6 millions d'hectares de 1985 à 1997.

Cet ensemble d'informations permet une description très fine du phénomène des incendies de forêt, à la fois sur un plan communautaire, national et régional. C'est aussi un outil opérationnel de suivi et d'évaluation des actions entreprises par les Etats membres et la Commission dans ce domaine. Il donne également des indications utiles pour l'adaptation des plans de protection des forêts et des stratégies forestières.

Il est possible d'accéder aux informations du socle commun sur le site http://europa.eu.int/comm/agriculture/fore/fires/scif/bilan_fr.htm.

2.7.2. En France

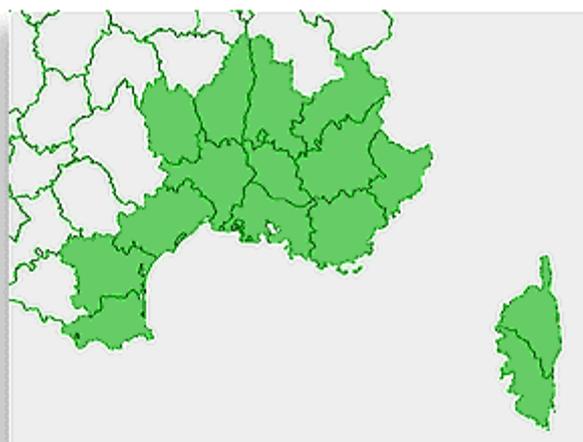


L'Opération Prométhée a été initiée en 1973. Ce sont les travaux canadiens sur l'apport de l'informatique dans l'action des bombardiers d'eau qui structurèrent Prométhée à ses débuts.

Entre ces débuts et aujourd'hui, Prométhée est passé du stade de fichiers à celui de système d'information. L'évolution vers l'Internet, en 1997, illustre cette évolution. Prométhée est consultable sur le site <http://195.200.162.17/promethee/>.

Prométhée dispose de bases de données sur les incendies de forêts pour les 15 départements du sud de la France qui constituent « l'entente départementale en vue de la protection des forêts contre les incendies ».

Zone de compétence de Prométhée



Bien que hors du champ géographique de notre étude, l'action de Prométhée fait partie de la recherche globale sur les feux de forêts par ses capacités à regrouper les données en provenance de services divers, de faire travailler ensemble des acteurs de culture, de formation et d'expériences différentes et de produire une interface de communication et un langage commun.



Par ailleurs, la base de données nationale sur les incendies de forêts résulte de l'agrégation par le Service Central des Enquêtes et des Etudes Statistiques (SCEES) des bases de données départementales constituées par les DDA à partir d'informations transmises par les services départementaux d'incendie et de secours (SDIS) et de l'ONF. Elle a été mise en place en 1976 en suivant l'exemple de la base Prométhée.

Ainsi, le résultat de l'enquête statistique "Feux de forêt" du SCEES donne les statistiques pour les autres départements français.

3. Le phénomène des incendies : éclosion et propagation

L'incendie de forêt est un phénomène physico-chimique. Il s'accompagne d'une émission d'énergie calorifique et peut être décomposé en trois phases : évaporation de l'eau contenue dans le combustible, émission de gaz inflammables par pyrolyse et inflammation.

3.1. Eclosion des feux

Pour qu'il y ait inflammation et combustion, il faut que les trois éléments – chaleur, oxygène et combustible – se conjuguent en proportions convenables.

L'inflammabilité des végétaux rend compte de la facilité avec laquelle ils peuvent s'enflammer quand ils sont exposés à une source de chaleur. Le calcul du délai et de la fréquence d'inflammation permet de déterminer une note d'inflammabilité pour chaque espèce. Elle est faible pour l'arbousier et forte pour la bruyère arborescente, le chêne vert, le pin d'Alep.

L'inflammabilité dépend de certains facteurs naturels : teneur en eau et composition chimique des végétaux, mais aussi des paramètres météorologiques. Il existe de nombreuses et complexes interactions entre les facteurs physiques du milieu naturel et les caractéristiques biologiques des combustibles. Il est donc très difficile de faire la part de chaque paramètre dans le déclenchement des incendies.

3.2. Le comportement des incendies

Le comportement du feu, expression qui désigne l'ensemble des activités et des phases (pyrolyse et combustion, pour l'essentiel) d'un feu, s'analyse à partir de la physique et de la chimie de la combustion. Les éléments importants de l'analyse sont alors les caractéristiques physiques, chimiques et thermiques des particules de combustible, les caractéristiques physiques des strates de combustible, la nature du processus de combustion et des mécanismes de l'éclosion.

Cette logique propre est à combiner avec les relations qu'entretient le feu avec les trois composantes de son environnement :

- Le combustible, c'est-à-dire l'ensemble de la végétation vivante ou morte supportée par le sol.
- La topographie : altitude et reliefs.
- Les facteurs météorologiques à court et long termes.

3.3. Energie et rayonnement dégagées par le feux

L'énergie dégagée par un feu correspond à la "puissance du front de feu" (Byram G. M., (1959), Tangren C.D., (1976)), elle mesure la quantité de chaleur dégagée par unité de temps et de longueur de front de feu. En effet, comme l'explique Trabaud L., (1979), "il faut un certain laps de temps pour que le combustible soit brûlé, la chaleur dégagée ne sera pas confinée à la partie avant du feu, mais s'étendra sur toute la largeur de la bande qui est en combustion".

Puissance du feu et rayonnement thermique

5 W/cm ²		Rayonnement à 5 m d'un feu d'une puissance de 10 000 kW/m*
3-4 W/cm ²		Cuisson au barbecue
2 W/cm ²		Rayonnement à 15 m d'un feu d'une puissance de 10 000 kW/m*
0,65 W/cm ²		Rayonnement mortel (brûlures du second degré au delà de 90 secondes d'exposition)
0,2 W/cm ²		Douleurs aux mains près d'un feu de cheminée
0,1 W/cm ²		Rayonnement solaire au Sahara

* Un feu moyen de la région méditerranéenne développe 50 000 kW/m

D'après Chevrou R.B., (1998)

Ainsi, un front de feux se déplaçant à 0,5 m/s et brûlant 1 kg/m² de combustible végétal, développe une puissance de près de 10 000 kW/m. La longueur moyenne des flammes est de 7 mètres et leur température de 1 100 °C (Chevrou R.B., (1998)). Le rayonnement est un puissant facteur de propagation du feu.

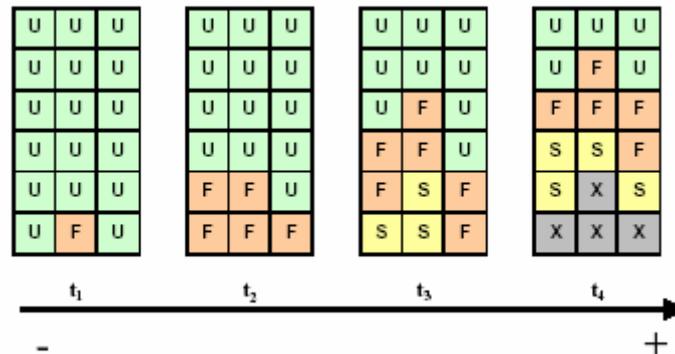
3.4. Les mécanismes physiques de propagation

La propagation d'un feu se décompose en quatre étapes (Trabaud L., (1989)) : combustion du matériel végétal avec émission de chaleur, transfert de la chaleur émise vers le combustible en avant du front de flammes, absorption de la chaleur par le végétal en avant du front de flammes, inflammation. Le transport de la chaleur émise par la combustion est assuré par trois processus :

- La conduction, correspondant à la transmission de proche en proche (agitation moléculaire) de l'énergie cinétique ; elle ne contribue que très faiblement au transfert de chaleur.

- Le rayonnement thermique, mode de propagation de l'énergie sous forme d'ondes infrarouges. C'est le mode principal de propagation des incendies de forêt.
- La convection, liée aux mouvements d'air chaud, dont l'importance augmente avec le vent et la pente. Ces mouvements peuvent, en outre, contribuer au transport de particules incandescentes en avant du front de flammes. Ce processus est à l'origine du déclenchement de foyers secondaires (sauts de feu).

Représentation schématique de la propagation d'un feu



U : Non brûlé, F : Flammes, S : combustion lente, X : brûlé.

3.5. Principaux types de feux

La typologie des feux de forêt²⁹ repose sur les différents modes de propagation et la position du feu par rapport à la surface. Trois principaux types de feux ont été définis (Davis K.P., (1959), Bernier G.H., (1965), Trabaud L., (1970)) :

- Les feux de surfaces, brûlent la surface du sol (litière, végétation herbacée, broussaille, débris, etc.) sans y pénétrer. Ils dégagent beaucoup de flammes et de chaleur.
- Les feux de cimes, avancent de la cime d'un arbre à la cime d'un autre, plus ou moins indépendamment du feu de surface. Ce sont des incendies typiques des forêts de conifères. Ils brûlent et se propagent rapidement en produisant une très grande énergie. Sous l'effet du vent des sauts de feu peuvent engendrer des incendies à de très grandes distances.
- Les feux de sol, consomment la matière organique de la litière et de l'humus. Ils sont caractérisés par un front qui se consume lentement sans flamme en émettant peu de fumée. Ces feux sont difficiles à déceler et sont les plus destructeurs car ils tuent les systèmes souterrains de survie des végétaux. Ils sont aussi les plus difficiles à maîtriser car ils couvent sous la surface (jusqu'à plusieurs décimètres).

Au cours d'un incendie, ces types de feux peuvent se combiner et interagir.

²⁹ Cette section est empruntée à Trabaud L., (1989).

La propagation du feu



Source : Guide technique du forestier méditerranéen français, chapitre 4 (Cemagref, 1989)

3.6. Typologie des méthodes d'estimation des risques de feu

Une fois l'incendie déclaré, le feu se propage. Dupuy J.L., (1997) distingue trois types de modèle d'évaluation de ce risque d'incendie par propagation :

- Les modèles probabilistes se basent uniquement sur les statistiques. Ils utilisent les données collectées pour déterminer les probabilités d'ignition, de départ de la phase de combustion. Pour l'essentiel, ces données sont disponibles par zones administratives dans lesquelles ces informations ont été collectées (régions, Etats, ...).
- Les modèles semi-probabilistes utilisent les données historiques où les conclusions d'experts ou d'expérimentations pour ajuster des paramètres agissant sur les risques d'incendie. Ils permettent de prendre en compte des paramètres sans pour autant connaître l'ensemble des processus physiques qui conduisent aux incendies d'une part et de pallier au manque d'informations d'autre part.
- Les modèles déterministes reposent sur une formalisation de tous les mécanismes du feu à tous ses états : ignition, propagation, etc. En l'état actuel des connaissances, ce type de modèle ne peut pas encore recouvrir l'ensemble des facteurs de risque d'incendies.

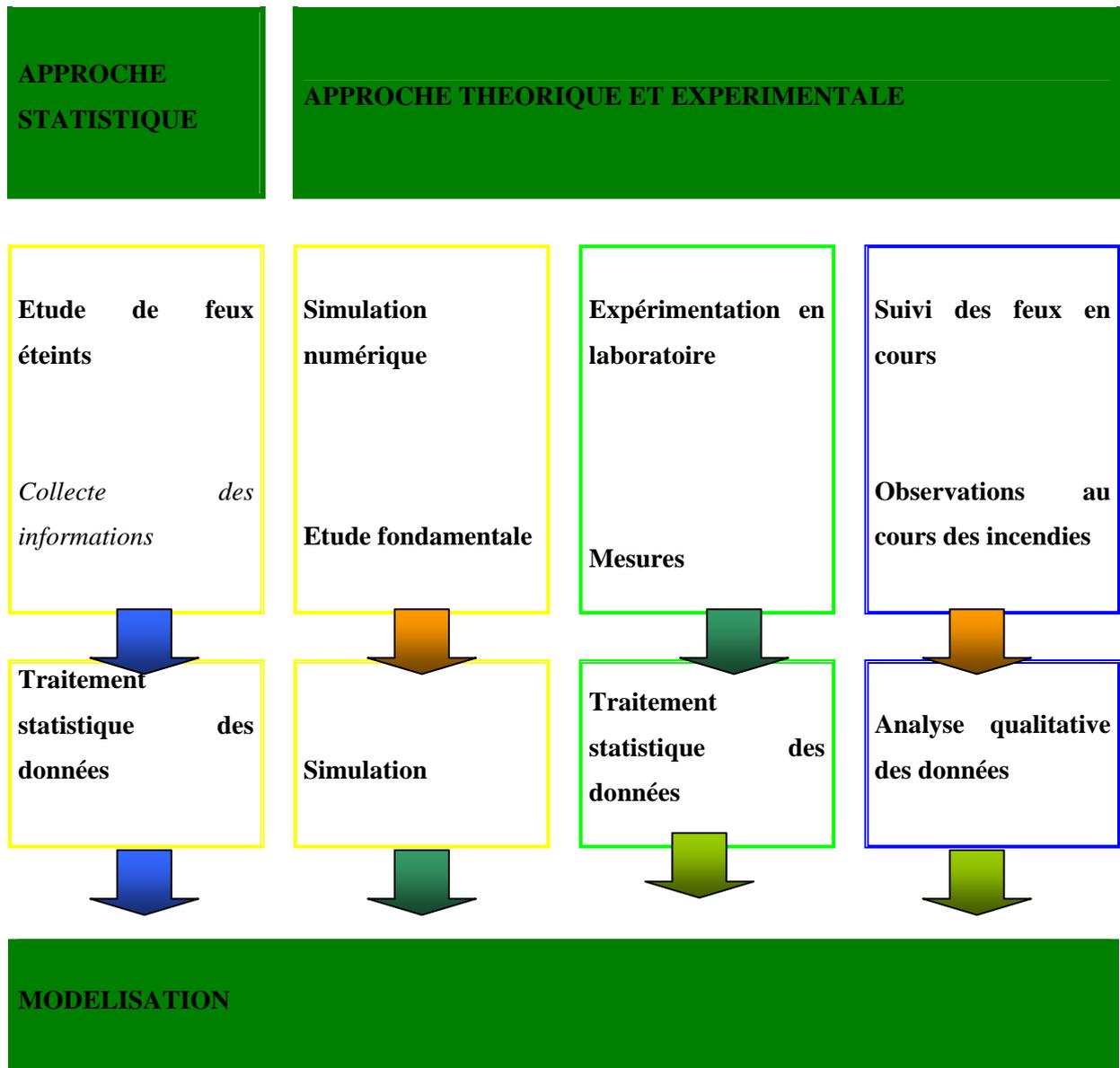
3.7. Les modélisations du comportement du feu en forêt

Les travaux de recherche sur le feu de forêt sont destinés à améliorer les connaissances sur le phénomène du feu de combustibles forestiers et sur son comportement, sur les paramètres qui concourent à la combustion, sur ceux qui président à l'éclosion puis ceux de la propagation du feu.

Pour ce faire, la méthodologie la plus commune recourt à des expérimentations menées dans les conditions contrôlées de laboratoire et sur le terrain, dans les divers écosystèmes forestiers. En parallèle, le comportement du feu est modélisé et les résultats des essais sont confrontés aux

prédictions du modèle. Sur la base de ces acquis, des outils et des méthodes sont élaborés pour la prédiction du risque d'incendie. La figure suivante illustre ces démarches.

Méthodologie de recherche



Les modèles "feu de forêts" sont une représentation graphique de la propagation du feu dans la végétation. Chevrou R.B., (1996) distingue trois types de modèles de feu de forêts :

- Les modèles simples empiriques, basés sur l'observation de nombreux feux sur le terrain. Le périmètre de feu est représenté par une ellipse, un ovale ou un cône (modèle de "cône du Var") dont l'axe principal correspond à la direction du vent. Ces modèles supposent que le feu se propage sur un parterre de combustibles homogènes et que le vent garde sa direction et sa vitesse constantes. Ces modèles sont simples d'utilisation mais sont source de nombreuses erreurs de prévisions liées à la simplicité des hypothèses.
- Les modèles complexes s'inspirent des lois physiques décrivant la combustion et les transferts de chaleur mais ils n'en reproduisent que les éléments les plus déterminants. L'espace est divisé en

parcelles et la propagation du feu s'effectue par contact entre ces parcelles selon des paramètres tels que la puissance du feu, les transferts de chaleur, etc. Une parcelle voisine entre en combustion dès que la température d'inflammation du combustible est atteinte. La progression du feu s'effectue ainsi de proche en proche. Les modèles GEOFEU (Alexandrian D., (1995)) et CARDIN (Martinez-Millan J. *et al.*, (1991)) sont de ce type. Leur limite tient à la durée des calculs nécessaires à une simulation.

- Les modèles intermédiaires ou simples améliorés. Les modèles simples sont améliorés en tenant compte de l'hétérogénéité du combustible et des obstacles. On considère alors le front de feu comme une multitude de points d'éclosion contigus séparés par une petite distance. On applique alors un modèle de propagation pour une courte période de temps. Le nouveau front de feu est constitué de l'enveloppe de ces petits feux. La distance entre les points d'éclosion et la durée de l'espace de temps donne la résolution de la simulation. FARSITE est un exemple de ces modèles.

3.8. Revue des modèles de simulation de feu de forêts

Sánchez I., (2001), du projet CLIFF (<http://styx.esrin.esa.it/>), donnent une vue d'ensemble des modèles de feux de forêts existants dans le monde. Cette section résume leur travail et présente les initiatives européennes en terme de recherche sur les modèles de feu de forêts (l'Annexe 1 donne les adresses Internet d'une large panoplie de modèles).



3.8.1. Principes, hypothèses et limites des modèles numériques

L'objectif de ces modèles est double :

- D'une part, déterminer les caractéristiques des feux de forêts : le taux de propagation, la direction du feu, l'énergie du front de feu, la hauteur des flammes, la probabilité de saut de feu, etc.
- D'autre part, ces caractéristiques sont utilisées pour déterminer les lois de propagation du feu et prédire sa progression à partir d'un point donné en fonction de sa forme et de sa taille et pour un certain laps de temps.

Tous les modèles de simulation respectent les trois phases suivantes :

- Acquisition et évaluation des données sur les facteurs qui gouvernent le comportement du feu : combustibles, topographie et humidité.
- Calcul des deux composants qui décrivent le feu : l'intensité du front de feu et le taux de propagation.
- Interprétation des calculs pour les convertir en carte de comportement du feu.

Principales hypothèses communes :

- De nombreux modèles traitent les feux de forêts en deux dimensions géographiques alors qu'ils se développent réellement en trois dimensions.

- Les variations et la nature des facteurs affectant le comportement du feu sont discrétisées sur la base d'unité géographique de base. Dans chaque unité géographique, la distribution des caractéristiques des facteurs est considérée comme uniforme.

Limites essentielles :

- Les modèles complexes réclament une grande puissance de calcul pour obtenir des résultats pertinents, le temps de calcul est alors un facteur limitant de leur utilisation pratique.
- Les modèles de propagation basent la progression du feu sur son état actuel, résultat des calculs précédents. Ce type d'itération peut conduire à l'amplification d'erreurs. Ceci limite la durée de validité des prédictions des modèles afin de rester dans une fourchette d'erreur acceptable.
- Les conditions de vent ne sont ni prédites, ni simulées.

3.8.2. Diversités des approches

Les principes des méthodes numériques de simulation diffèrent profondément. Cinq approches de la propagation se distinguent :

- les modèles de percolation (basés sur les probabilités de passage du feu d'une cellule à une autre, voir Beer T., (1990), Duarte, (1997)),
- les modèles géométriques (basés sur le comportement d'une courbe dans un espace à deux dimensions, voir Richard G.D. et Bryce W., (1995)),
- les modèles statistiques (basés sur l'observation du comportement des feux passés),
- les modèles semi-empiriques (combinaison d'application de théories physiques, de résultats d'expérimentations et de statistiques, voir Rothermel R. C., (1972)),
- les modèles physiques (basés sur les processus de transfert d'énergie).

La pluralité de ces approches permet de s'adapter aux besoins et à la disponibilité des données nécessaires. Un bref comparatif des principaux modèles est donné dans le tableau suivant.

Comparaison synthétique des modèles de feu

Modèles	Modèles américains						Modèles européens	
	BEHAVE	FIRELIB	FARSITE	NEXUS	FIREFAMILY	FOFEM	FORFAIT	FOMFIS
Feux de sol	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non
Feux de surface	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Feux de cimes	Non	?	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Non
Topographie (Altitude, Forme, Pente)	A/F/P	A/F/P	A/F/P	A/F/P	A/F/P	A/F/P	A/F/P	A/F/P
Vent	Uniforme	Paramétrable	Paramétrable	Uniforme	Uniforme	Uniforme	Paramétrable	Uniforme
Temps	Uniforme	Paramétrable	Paramétrable	Uniforme	Uniforme	Uniforme	Paramétrable	Uniforme
Humidité du combustible	Uniforme	Paramétrable	Paramétrable	Uniforme	Uniforme	Uniforme	Paramétrable	Uniforme
Source du feu	Unique	Multiple	Multiple	Unique	Unique	Unique	Multiple	Multiple
Lutte terrestre	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non	Oui	Oui
Lutte aérienne	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non	Oui	Oui
Estimation des dommages environnementaux	Surface brûlée et mortalité des arbres	Surface brûlée et mortalité des arbres	Surface brûlée et mortalité des arbres	Surface brûlée?		Surface brûlée et mortalité des arbres	Surface brûlée et mortalité des arbres	Non

Source : D'après CLIFF, Cluster for flood and fire emergencies, <http://styx.esrin.esa.it/cliff/>

Pour l'essentiel, ce tableau montre que les différences essentielles entre ces modèles proviennent de leur caractère paramétrable ou non et de la prise en compte de l'impact de la lutte terrestre ou aérienne.

3.8.3. Une brève description des principaux modèles d'origine européenne

La Commission européenne finance plusieurs projets pilotes qui visent à :

- l'identification fine des zones à risques ; (Le projet MEGAFIRES, par exemple, dresse la carte des "points sensibles" dans les pays méditerranéens),
- la mise au point de moyens précis de détection ; (MEFISTO élabore des simulateurs de feux de forêt en temps réel.),
- l'élaboration de solutions performantes pour la propagation, le contrôle et la réduction des feux, ainsi que la restauration des zones sinistrées. (PROMETHEUS étudie les effets des incendies sur la végétation et propose des méthodes de gestion forestière pour limiter les dommages qu'ils occasionnent).

Ne sont présentés ici que les programmes dont le thème principal est le comportement du feu.

AIOLOS-F

AIOLOS-F est un modèle physique inclus dans le système de conduite de la lutte contre les feux développés dans le programme MEFISTO (Mediterranean Forest Fire Fighting Integrated Strategic Tools) de 1994 à 1996. Ce modèle résout les équations de physique fondamentale qui ont été simplifiées pour obtenir un résultat utile en condition réelle de lutte contre l'incendie. Les simulations sont utilisées pour modéliser les interactions entre le feu et l'atmosphère, les cimes des arbres, les effets des coupes feu etc. AIOLOS-F est couplé avec une plate-forme GIS. Papachristos G., (2000) fournit une présentation technique de ce modèle.



EFAISTOS

L'objectif principal d'EFAISTOS (programme financé de 1996 à 1998) est d'étudier le comportement de la surface des feux de forêts à différentes petites échelles. C'est un modèle physique multiphasique qui décrit les processus successifs : séchage, pyrolyse, gazéification, combustion, etc. Deux sous modèles décrivent les différents processus : QUASI 2D (ou Q2D voir Larini M. *et al.*, (1997)) et PIF97 (Dupuy J.L., (1997)). Valette J.C., (2000) font une présentation synthétique du projet EFAISTOS.

FORFAIT

FORFAIT (Forest Fire Risk and Hazard Assesment, programme financé de 2000 à 2002) est un système d'aide à la décision qui permet d'optimiser la lutte contre l'incendie. Le système utilise la

logique floue pour proposer les actions les plus appropriées. Le modèle de feu utilisé est basé sur les algorithmes mis au point par R. Rothermel et utilisés dans le modèle de propagation de feu américain BEHAVE. Les effets de la lutte contre l'incendie et les dommages causés à l'environnement sont modélisés.

INFLAME

Le programme INFLAME, financé de 1998 à 2000, a pour objectif d'améliorer la connaissance sur la modélisation de la propagation des feux de forêts, tester et valider les outils déjà existants. INFLAME développe un modèle physique basé sur les travaux de Margerit J. et Sero-Guillaume O., (1999). L'ensemble du programme de recherche d'INFLAME est décrit dans Viegas D.X., (2000).

SALTUS

Le programme européen SALTUS a pour objectif d'étudier et de modéliser les sauts de feu. Il combine deux approches :



- Une approche statistique basée sur l'étude de 245 feux passés pris dans cinq pays d'Europe. Ceci permet de développer un modèle de prévision des probabilités des sauts de feu et des distances d'essaimage en fonction des conditions du milieu.
- Une approche théorique et expérimentale combinant la simulation numérique du transport des particules et l'expérimentation en laboratoire sur le déclenchement des foyers secondaires.

Ce programme aboutit à des prévisions du type "si le vent dépasse 40 km/h, si la végétation en feu comporte plus de 100 pins d'Alep adultes par ha, si l'humidité de la litière est inférieure à 20 % et la surface déjà brûlée supérieure à 50 ha, il se produit 8 fois sur 10 des sauts de feu dont la distance est comprise entre 200 et 300 m" (source AFP, cité par TELEX bois, octobre 2002).

La méthodologie et les résultats sont décrits par Colin P.Y., (2000) et disponibles à l'adresse Internet : <http://saltus.aix.cemagref.fr/pageaccueil-f.html>.

4. Estimation de l'impact de différents facteurs sur le comportement du feu

Le temps de retour et le nombre de feux dépendent de facteurs géographiques en interaction avec le climat et la quantité et qualité du combustible. Tous les incendies qui se propagent librement subissent des contraintes physiques qui influencent leur comportement. Ces contraintes sont de trois ordres : topographique, conditions météorologiques et nature du combustible.

4.1. Effets des facteurs climatologiques et météorologiques

Dans le long terme, le *climat* est un facteur qui détermine la croissance des forêts, et donc le volume de combustible disponible. Ainsi, dans les régions méditerranéennes, malgré les sécheresses, la croissance est plus rapide que dans le nord de l'Europe (Chandler C. *et al.*, (1983)). Les mêmes

auteurs concluent que le climat détermine la période de la saison des feux ainsi que le temps de retour des incendies en relation avec l'accumulation du combustible et la nature des sols. De même, la température est un facteur essentiel. Une croissance de la température de 3 à 5°C, due par exemple à l'effet de serre, peut accroître la surface des zones de feux dans un facteur de 15 à 50 (Suffling R., (1992)).

Les effets des conditions météorologiques sont plus déterminants dans une échelle de temps plus petites. Les paramètres significatifs sont la température, le niveau et la fréquence des précipitations, et la vitesse du vent.

La *température* détermine l'humidité des combustibles et par là leur capacité à s'enflammer (Chandler C. *et al.*, (1983), Johnson E.A., (1992)). Cette influence s'exprime par deux aspects :

- Dans le nord de la France, les conditions météorologiques sont moins favorables, en moyenne, à l'éclosion de feux que dans les régions méditerranéennes où l'été est plus long et sec (Naveh Z., (1975), Tarrega R. et Luis-Calabuig E., (1990)).
- Les variations de température durant une journée induisent un cycle journalier du feu (Trabaud L., (1989)). Ainsi, les feux, quel que soit leur type, ont plus de chance d'apparaître au milieu de l'après midi des jours ensoleillés. C'est le moment de la journée où l'inflammabilité du combustible est la plus élevée et où la turbulence thermique de la basse atmosphère est maximale (Aronica I. et Bertini C., (1971), Gouiran M., (1974), Trabaud L., (1989)).

Les *précipitations* déterminent, avec les températures, l'humidité de l'air. Le combustible s'enflamme s'il existe une quantité suffisante de bois sec. Une faible humidité de l'air accroît le risque de feu (Chandler C. *et al.*, (1983)). Dans les régions méditerranéennes, le volume annuel de précipitation varie beaucoup d'une année sur l'autre et est concentré hors de la période estivale. Ainsi, le risque d'incendie est maximal entre mai et octobre (Chandler C. *et al.*, (1983), Naveh Z., (1975)). Cependant, une faible pluie est en mesure de saturer la litière et de réduire temporairement le risque (Chandler C. *et al.*, (1983)). Mais une fois le feu en action, l'humidité n'a pas d'action sur lui, la chaleur dégagée est trop importante.

Le *vent* est le facteur météorologique qui est le plus déterminant dans le comportement du feu (Cheney N.P., (1981)). Le vent associé à un air sec rend la végétation sèche et inflammable (Van Wagner C.E., (1987)). Durant un incendie, le vent maintient et alimente la combustion par l'apport constant d'oxygène (Trabaud L., (1979), Godde S., (1976), Chandler C. *et al.*, (1983)). C'est le facteur qui détermine le plus l'ampleur des feux (Oliver C.D. et Larson B.C., (1990), Chandler C. *et al.*, (1983)).

4.2. Effets des facteurs topographiques

Lors de grosses conflagrations, la topographie n'exerce pas un rôle prédominant sur le comportement du feu (Trabaud L., (1989)). Par exemple, les incendies qui ravagèrent les Landes, brûlèrent dans une contrée faiblement vallonnée où la topographie avait peu d'effet. Toutefois, la topographie exerce des effets directs et indirects sur le comportement de l'incendie.

De façon directe, les pentes modifient le transfert de chaleur par rayonnement et convection : la propagation du feu est différente s'il gravit ou descend une pente. De façon indirecte la topographie modifie le comportement du vent mais aussi la nature des combustibles (Trabaud L., (1989)). Ainsi, dans des régions accidentées, la topographie peut avoir une grande influence sur le comportement du feu.

L'*altitude* par rapport au niveau de la mer détermine le type de combustible présent. Ainsi, les zones de collines des régions méditerranéennes sont les plus risquées que les zones alpines (Trabaud L., (1980), Trabaud L., (1989)). L'altitude relative entre fonds de vallées et sommets est un facteur qui influence le comportement des feux via les différences d'humidité, de vitesse et comportement du vent (Trabaud L., (1989)). Ainsi, entre 8 h du matin et 20 h du soir, c'est dans les fonds de vallées qu'existent les conditions les plus dangereuses influençant un feu. La nuit approchant, c'est la tendance inverse qui s'impose avec la descente d'un air frais et humide dans les vallées, et le danger d'incendie s'accroît sur les hauteurs, la nuit, le feu brûle mieux en altitude (Furman R.W., (1978)).

4.3. Effets du combustible

L'essence, le type de combustible, sa continuité, son volume et sa plus ou moins grande capacité à conserver l'humidité constituent, entre autres caractéristiques, des facteurs essentiels à l'alimentation du feu.

L'intensité du feu diffère non seulement entre les sites, mais aussi à l'intérieur d'un même site. Ainsi, Alexandrian D. et Rigolot E., (1992) distribuent les caractéristiques d'inflammabilité (capacité à s'enflammer qui détermine la facilité de mise à feu) et de combustibilité (capacité à propager le feu qui détermine la puissance potentielle du feu) suivant le type de végétation :

Inflammabilité et combustibilité en fonction de la formation

Inflammabilité		Combustibilité	
Formations les plus inflammables	Formations les moins inflammables	Formations les plus combustibles	Formations les moins combustibles
Landes et jeunes peuplements	Taillis et futaies de feuillus	Peuplements mélangés et jeunes boisements	Landes

Cité par Nguyen-The N., (1999)

La quantité, l'agencement et l'inflammabilité des combustibles présents sont une conséquence directe de la composition spécifique, de la densité, de l'âge et des conditions générales du peuplement (Trabaud L., (1989)). Ainsi, à cause de l'adaptation des essences au climat sec des régions

méditerranéennes, l'humidité contenue dans ces essences est faible et donc ces végétaux sont hautement inflammables (Chandler C. *et al.*, (1983), Trabaud L. et de Chanterac B., (1985), Castro J.F. *et al.*, (1990)).

L'inflammabilité des végétaux est habituellement mesurée à l'aide d'un épiradiateur : le calcul du délai et de la fréquence d'inflammation permet de déterminer une note d'inflammabilité pour chaque espèce. Elle est faible pour l'arbousier et forte pour la bruyère arborescente, le chêne vert, le pin d'Alep (Garry G. *et al.*, (2002)). En cette matière, il n'y a pas d'opposition entre feuillus et résineux : dans des conditions identiques, les feuilles des chênes méditerranéens sont autant, voire plus inflammables que les aiguilles de pin (Valette J.C., (1990)). Néanmoins, il existe une teneur en eau, au delà de laquelle le maintien de la flamme et de sa progression devient impossible. Cela caractérise la teneur en eau d'extinction dont Blackmarr, (1972) puis Cheney N.P., (1981) fixe la valeur respectivement à 45 % et 20 % du poids de matière sèche dans le cas d'une litière d'aiguilles de pins (cité par Maillet A. et Lecomte P., (1991)).

Dans les types de combustibles, il faut différencier les combustibles terrestres (racines, humus, feuilles mortes, ...) et les combustibles aériens (broussailles hautes, tronc, branches, ...). Trabaud L., (1989) en fait une présentation détaillée.

La continuité du combustible est décrite par sa distribution. Il faut considérer deux types de distribution : une distribution homogène et continue et une distribution hétérogène où le combustible est distribué de façon inégale (Davis K.P., (1959), Trabaud L., (1971), Trabaud L., (1989)).

La quantité de combustible correspond au poids sec total de combustible par unité de surface. Cette quantité conditionne la puissance du feu. Pour des conditions météorologiques données, lorsque la quantité de combustible double, la vitesse de propagation du feu quadruple (Mc Arthur A.G. et Cheney N.P., (1966)). Les caractéristiques des particules de combustibles (aspect géométrique, densité, porosité, ...) et leur agencement déterminent le comportement du feu (Trabaud L., (1989)). Par exemple, Chandler C. *et al.*, (1983) montre que pour des combustibles à fine texture un doublement du volume de combustible triple le rythme de propagation, alors que pour des textures plus grossières, le rythme de propagation est peu influencé par le volume.

5. La prévention

La prévention est un outil essentiel de lutte contre les feux. Ainsi, Garry G. *et al.*, (2002) indique : "La réduction significative des superficies touchées par le feu entre 1976 et 2001 semble notamment liée au développement des actions de prévention du Conservatoire de la forêt méditerranéenne, à l'apport de la stratégie de mobilisation préventive et au renforcement de la coordination des actions de

prévention et de lutte sous l'égide de la Délégation à la protection de la forêt méditerranéenne, mise en place il y a 14 ans. L'année 1987, qui a vu la mise en œuvre de cette politique, constitue un véritable tournant".

5.1. La politique de prévention des feux de forêt³⁰

La prévention regroupe l'ensemble des dispositions à mettre en œuvre pour réduire l'impact d'un phénomène naturel prévisible sur les personnes et les biens. Elle se traduit notamment par des actions d'information, des travaux et des mesures réglementaires visant l'occupation des sols. La politique de prévention du risque de feu de forêt à un échelle nationale ou locale comprend cinq types d'actions, les points concernant la forêt sont plus particulièrement développés :

- La résorption des causes de feux de forêts.

La priorité est donnée au traitement des causes accidentelles de départs de feu sur lesquelles il est possible d'agir. Ce sont les imprudences et les négligences liées aux loisirs, aux travaux en forêt, aux infrastructures mal protégées (décharges, lignes électriques, voies ferrées, etc.). La résorption des causes de départ des feux passe par trois actions :

- L'information et la sensibilisation des propriétaires, des gestionnaires et des utilisateurs de l'espace agricole et forestier.
 - La recherche des causes des feux pour mieux agir sur le phénomène. Des enquêtes sont réalisées sur le terrain pour retrouver le point d'éclosion et la nature de la mise à feu.
 - Une action sur les interfaces habitat - forêt. C'est dans ces secteurs que se situent généralement les départs de feux, au contact entre les zones d'activités humaines et les surfaces inflammables et combustibles. Des arrêtés préfectoraux instaurent l'obligation réglementaire de défrichage autour des habitations et des chemins.
- La surveillance des massifs forestiers.

L'objectif est de détecter au plus tôt les départs de feux de façon à pouvoir intervenir le plus rapidement possible sur les feux naissants, dans un délai inférieur à 10 minutes, on mentionne souvent que passé 1 ha l'incendie devient incontrôlable. Ainsi, plus un feu est attaqué rapidement, plus la surface totale détruite sera petite. Le système repose sur :

³⁰ Cette section est tirée de Garry G. *et al.*, (2002)

- L'évaluation quotidienne d'un niveau de risque à partir des prévisions météorologiques. Elle est fondée sur l'utilisation de plusieurs indices (l'indice canadien "Forêt-Météo" occupe, ces dernières années, une place prédominante) et se traduit par 5 ou 6 classes qui reflètent à la fois la probabilité d'éclosion et la difficulté de la lutte (vitesse de propagation) : faible, habituel, intermédiaire, sévère et très sévère.
- La mobilisation préventive. En situation de risque très sévère un ensemble important de personnes et de moyens matériels est placé au plus près des zones forestières.

Les plans de surveillance combinent le guet terrestre, fixe à partir des tours de guet, ou mobile en patrouilles, avec le dispositif aérien de prévention. Ils sont mis en place en période de risque et se concentrent sur les massifs forestiers à risque.

- L'équipement des massifs forestiers.

L'équipement des massifs est destiné à faciliter leurs accès aux Sapeurs-Pompiers. Par ailleurs, des coupures de combustible, véritable discontinuité dans le couvert végétal, permettent de diminuer la vulnérabilité de la forêt au feu. Ces équipements font partie d'une politique globale d'aménagement et d'entretien de l'espace rural et forestier. Le cadre de cette politique est constitué par les Schémas Départementaux d'Aménagement des Forêts contre l'Incendie (SDAFI) ainsi que par les Plans d'Aménagement des Forêts contre l'Incendie (PIDAF ou PAFI) qui constituent des programmes cadre par massifs régulièrement mis à jour.

- La prise en compte du risque dans l'aménagement et la gestion de l'espace.

La politique poursuivie cherche à protéger les installations vulnérables et à éviter l'implantation de nouvelles installations. Elle privilégie deux types d'actions :

- Travailler sur les interfaces entre la forêt et les zones urbanisées. En effet, c'est là que démarre la majorité des feux du fait de la présence des activités humaines, sources potentielles de mises à feu (bords de zones habitées, bords de routes, etc.). Dans les zones à aléa fort, il est donc nécessaire d'assurer la maîtrise de l'urbanisation en limitant les nouvelles constructions. La gestion de ces interfaces, qui a pour objectif de diminuer l'aléa (nombre d'éclosions) et de réduire la vulnérabilité (zones exposées), est une des composantes majeures de la prévention, par le biais de la réglementation. De plus, des arrêtés préfectoraux précisent les conditions d'accès aux massifs forestiers durant les périodes les plus sensibles.
- Créer des coupures vertes. Ces coupures permettent une structuration du territoire en massifs forestiers cloisonnés afin de réduire la montée en puissance des incendies.

- L'information préventive.

Elle a pour but d'informer la population sur les dangers auxquels elle est exposée, ainsi que sur les mesures de prévention, de protection et de secours mises en œuvre.

5.2. Impact de la sylviculture

L'aménagement et l'exploitation des forêts peut modifier le risque d'incendie. Par exemple, les routes forestières agissent comme des coupes feux et facilitent le combat du feu. Pour ce qui est de l'exploitation forestière, Nguyen-The N., (1999) indique que l'effet d'une coupe sur le risque d'incendie doit être considéré à court et long terme :

- Après une coupe rase, la présence de rémanents, de débris végétaux, le développement d'une strate herbacée et de broussailles augmentent l'inflammabilité de la zone et le risque d'éclosion du feu. Par contre, si le volume de combustible est moindre, l'incendie, s'il se déclare, est moins puissant qu'avant la coupe. Ainsi, à court terme, la gestion des rémanents est un facteur clé de la prévention des incendies (Truong P., (1995)).
- A long terme, le peuplement arboré reprend sa place au détriment du sous bois. Le risque d'éclosion diminue mais la combustibilité augmente.

De même, une exploitation régulière, comme dans le nord de l'Europe, tend à prévenir le risque. Dans certaines régions méditerranéennes, la moindre exploitation forestière permet au combustible de s'accumuler et accroît le risque de feux importants (Goldammer J.G. et Jenkis M.J., (1990), Naveh Z., (1990), Stocks B.J. et W.S.W., (1993), Trabaud L. *et al.*, (1993), Stanners D. et Bordeau P., (1995)).

D'autre part, les plantations, d'eucalyptus et de pins notamment, présentes dans les régions méditerranéennes sont plus inflammables que les forêts naturelles et ont connu dans un passé récent plusieurs incendies (Castro J.F. *et al.*, (1990), Naveh Z., (1990)).

6. Conclusion

Ce document présente les différentes méthodes d'estimation de l'apparition de feux de forêts et des dommages provoqués par les incendies.

La multiplicité de ces méthodes répond à la diversité des objectifs poursuivis et des besoins à satisfaire. Ainsi, pour l'aspect de lutte contre les incendies, le développement d'un outil opérationnel d'aide à la décision réclame une approche simplifiée qui donne des résultats dans un temps compatible avec l'action sur le terrain. Aujourd'hui, deux types de besoins structurent de nombreux travaux :

- La prise en compte de l'interface urbanisme - forêts
- La gestion des feux de forêts

Au niveau pratique, les ressources informatiques sont aujourd'hui suffisantes pour que l'essentiel des résultats de ces modèles soit restitué sous forme cartographique.

Pour l'avenir, la compréhension des mécanismes de propagation du feu adossée à des moyens informatiques de plus en plus puissant semble être le domaine de recherche le plus prometteur.

7. Annexes

7.1. Annexe 1

Sites Internet des principaux modèles de simulation de feu

Modèle	Adresse Internet
AIOLOS-F	www.dbnet.ece.ntua.gr/~stefanak/earsel1996.pdf
BAER	http://www.fs.fed.us/clean/restoration/BAERwebhome.htm http://www.baerteam.org/cerrogrande/links.asp
BEHAVE/ BehavePlus	http://www.nwcg.gov/pms/behave/behave.htm http://fire.org/tools/BEHAVE/behave_single.html http://flame.fl-dof.com/joint_fire_sciences/dem006.html
CONSUME	http://www.fs.fed.us/pnw/fera/jfsp/consume/
CPS	http://www.dougsfire.com/CONTENTS.HTM
EPM	http://www.fs.fed.us/pnw/fera/jfsp/epm/index.html
EFAISTOS	http://www.tno.nl/instit/fel/efaistos/eric-efa.htm
FARSITE	http://www.montana.com/sem/public_html/farsite/farsite2.html http://www.montana.com/sem/ http://fire.org/cgi-bin/nav.cgi?pages=JFSP&mode=9 http://www-laep.ced.berkeley.edu/classes/la221/people/la221-bw/main/final/farsite.html http://www.geo.utexas.edu/ChemHydro/Perry/GIS/jlpwildfire.htm http://www.fs.fed.us/fire/planning/nist/farsit3xug.pdf
FDRPC	http://www.firelab.org/pdf/fbp/pandrews/firedanger.pdf http://fire.blm.gov/nfdrs/informat.htm
FEIS	http://www.fs.fed.us/database/feis/index.html
FIRES	http://www.fs.fed.us/rm/pubs/int_gtr367/ http://fire.r9.fws.gov/ifcc/monitor/RefGuide/Fires.htm
FIREWORKS	http://firelab.org/fep/research/fireworks/fireworks.htm

FOFEM	http://www.cira.colostate.edu/smoke/fofem.htm http://www.huntana.com/perl/tools.cgi?FOFEM=brief
FOMFIS	http://www.cordis.lu/innovation-smes/vips/en/src/en-pp-1-002.htm
FORFAIT	http://www-cesia.iata.fi.cnr.it/forfait/index.htm
FVS	http://forest.moscowfsl.wsu.edu/4155/ffe-fvs.html http://www.fs.fed.us/fmsc/fvs.htm
FireAway	http://www.scienceonthego.com/fire/fireaway.html
FireLib	http://www.montana.com/sem/public_html/firelib/firelib.html
FireTower	http://home.att.net/~podolsky/firetower.htm
Firefamily+	http://www.fs.fed.us/fire/planning/nist/ffp_20.htm#FireFamily%Plus%V2.0
IIAA	http://www.fs.fed.us/fire/planning/nist/iiaa.htm
KCFAST	http://www.fs.fed.us/fire/planning/nist/kcfast.htm
MFFSF	http://www.rfl.psw.fs.fed.us/met/MFWF.html
NEXUS	http://fire.org/nexus/nexus.html
NFSPUFF	www.fs.fed.us/pnw/fera/publications/fulltext/sue_met.pdf http://www.fs.fed.us/land/fire/tools/fspuff.html
PCDANGER	http://www.fs.fed.us/fire/planning/nist/pcdanger.htm
PCHA	http://www.fs.fed.us/land/fire/pcha.htm
PLUMP	http://www.fs.fed.us/database/plump.htm
PROMETHEUS	http://kentauros.rtd.algo.com.gr/promet/discuss.htm
RAffS	http://fire.org/tools/RAfFS/
RERAP	http://fire.org/tools/RERAP/ http://www.fs.fed.us/fire/planning/nist/applicat.htm#RERAP
SIAM	http://www.firewise.org/siam/
WFAS	http://www.fs.fed.us/land/wfas/
WFSA_Plus99	http://www.fs.fed.us/fire/wfsa.htm

8. Bibliographie

- Alexandrian D. (1995), "Modélisation et simulation de la propagation des incendies de forêts. Actes de l'ateliers de silva mediterranea (Montpellier 1993)." *Options méditerranéennes*, Série A (25), 137-146.
- Alexandrian D. et Rigolot E. (1992), "Sensibilité du pin d'Alep à l'incendie." *Forêt Méditerranéenne*, 13 (2), 185-198.
- Aronica I. et Bertini C. (1971), "Statisticadegli incendi boschivi e criteri generali di prevenzione e propaganda." *Incremento des patrimonio forestale e difesa del fuoco*, 121-137.
- Beer T. (1990), "Percolation theory and fire spread." *Comb. Sci. and Technol.*, 72 (4-6), 297-304.

- Bernier G.H. (1965), "La protection des forêts contre le feu." Ministère Terres et Forêts, Québec.
- Binkley D. Becker-Heidmann P. Clark J.S. Crutzen P.J. Frost A.M. Gill A.M. Granström A. Mack F. Menaut J.C. Wein R.W. et van Wilgen (1993), "Group report : impact of fires on ecosystem. Fire in the environment. The economical, atmospheric and climatic importance of vegetation fires." Crutzen P.J, Goldammer J.G (eds.), John Wiley and Sons., England.
- Blackmarr (1972), "Moisture content influences ignitability of slash pine litter." *USDA F.S. research Note*, SE 1972.
- Blanchi R. Jappiot M. et A. D. (2002). Forest fire risk assessment and cartography - A methodological approach, Coimbra.
- Bohle, H. G. T. E. Downing M. Watts, J., (1994), "Climate change and social vulnerability. Toward a sociology and geography of food insecurity." *Global Environmental Change*, 4 (1), 37-48.
- Burgan R.E. Klaver R.W. et J. Klaver (1998), "Fuel Models and Fire Potential from Satellite and Surface Observations." *International Journal of Wildland Fire*, 8 159-170.
- Burgan R.E. Klaver R.W. et Klaver J.M. (2000), "Fuel Models and Fire Potential from Satellite and Surface Observations." <http://www.fs.fed.us/land/wfas/firepot/fpipap.htm>.
- Burgan R.E. et Rothermel R. C. (1984), "BEHAVE: Fire Behavior Prediction and fuel Modelling System." *FUEL subsystem*.
- Byram G. M. (1959), *Combustion of forest fuels in Forest Fire : Control and Use*. K.P. Davis Ed. Mc Graw-Hill Book. New York.
- Byram G. M. Clements H. B. Bishop M. E. et Nelson R. M. (1964), "Project Fire Model, Final Report: Experimental Study of Models Fires." USDA For. Serv. Tech. Rep. 3.,
- Casal M. Basanta M. Conzalez F. Montero R. Pereiras J. et Puentes A. (1990), *Post fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia*. In Goldammer J.G. & Jenkis M.J. (eds.) *Fire ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives*. SPB Academic Publishing.
- Castro J.F. Bento J. et Rego F. (1990), *Regeneration of Pinus pinaster forests after wildfire*. In Goldammer J.G. & Jenkis M.J (eds.) *Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives*. SPB Academic Publishing.
- CEMAGREF (2000), "Après feu." *Infos DFCI*, 45 1-3.
- Chandler C. Cheney P. Thomas P. Trabaud L. et Williams D. (1983), *Forest fire behaviour and effects*. New York.
- Cheney N.P. (1981), *Fire behaviour in "Fire and Australian Biota"*. Australian Academy of Science. Canberra.
- Chevrou R.B. (1996), "Les modèles feu de forêts et leur utilisation pour la prévention." *Revue forestière française*, 48 446-462.
- Chevrou R.B. (1998), "le rayonnement thermique d'un front de feu et ses effets." *La feuille et l'aiguille*, N°32.

- Colin P.Y. (2000), "SALTUS Project, Phénomène de sutes de feu connaissance et modélisation." CEREN, Hyères.
- Davis K.P. (1959), *Forest fire : control and use*. McGraw Hill.New york.
- Drouet J.C.et Sol B. (1993), "Mise au point d'un indice numerique de risque meteorologique d'incendies de forêts." *Forêt Méditerranéenne*, 14 (2), 155-162.
- Duarte (1997), "Fire spreading in natural fuels : A computational aspect." *Ann. Rev. Of Computational Physics*, V 1-23.
- Dupuy J.L. (1997), "Mieux comprendre et prédire la propagation des feux de forêts : expérimentation, test et proposition de modèles." Thèse de Doctorat de l'Université de LYON I.
- Eurostats (2002), "Utilisation et occupation du territoire : LUCAS 2001 premiers résultats." *Statistiques en Bref*, 8/2002.
- FAO (1986), "Wildland Fire management terminology." *FAO Forestry paper*, M-99.
- Furman R.W. (1978), "Wildfire zones on a mountain ridge." *Annales Association American Geography*, 68 89-94.
- Garry G. Hubert T. Beroud L.et S. L. (2002), "Plans de prévention des risques naturels (PPR), risque d'incendies de forêt." Paris.
- Godde S. (1976), "Données climatiques et risque d'incendie de forêts en Provence." *Méditerranée*, 1 19-33.
- Goldammer J.G.et Jenkis M.J. (1990), *Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives*. SPB Academic Publishing.
- Gonçalves Z.J.et Lourenço L. (1990). Meteorological index of forest fire risk in the portuguese mainland territory. International Conference on Forest Fire Research., Coimbra.
- Gouiran M. (1974), "L'étude statistique des feux de forêts : l'opération Prométhée." *Revue forestière française*, N° spécial Incendies de forêts (1), 82-92.
- Hörnsten L. Nohlgren E.et Aldentun Y. (1995), "Brand och bränning - en litterurstudie. Summary: Natural forest fire and controlled burning-a study of the literature." SkogForsk,
- ICONA (1993), *Manual de operaciones contra incendios forstales*.Madrid.
- Illera P. Fernandez A. Calle A.et Casanova J.L. (1996), "Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger." *International Journal of Remote Sensing*, 7 1093-1105.
- Johnson E.A. (1992), *Fire and vegetation dynamics. Studies from the North American boreal forest*. Cambridge Studies in Ecology., University press.Cambridge.
- Kolström T.et Kellomäki S. (1993), "Tree survival in wildfires." *Silva Fennica*, 27 (4), 277-281.
- Larini M. Giroud F. Porterie B.et Loraud J.C. (1997), "A multiplephase formulation for fire propagation in heterogeneous combustible media." *International Journal of Heat and Mass Transfer*.

- López S. Gonzalez-Alonso F. Llop R. et Cuevas J.M. (1991), "An evaluation of the utility of NOAA-AVHRR images for monitoring forest fires risk in Spain." *International Journal of Remote Sensing*, 12 (1841-1851).
- MAAPAR (2002), "Prévention des incendies de forêt." Ministère de l'agriculture, de l'alimentation de la pêche et des affaires rurales., Paris.
- Maillet A. et Lecomte P. (1991), "Le massif des maures, réflexions préalables à la mise au point d'une méthode d'évaluation du risque incendie." CEMAGREF, Le Tholonet.
- Margerit J. et Sero-Guillaume O. (1999), "Modelling Forest Fires." Inflamm Internal Report,
- Martin C. et Allée P. (2000), "Impact d'un incendie de forêt sur l'érosion hydrique dans le bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var)." *Forêt Méditerranéenne*.
- Martinez-Millan J. Condés S. Vignote S. Martos J. et Caballero D. (1991), "CARDIN, un Sistema para la Simulacion de la propagacion de Incendios Forestales." *Invetsigacion Agraria-Sistemas y Recursos Forestales*, 0 121-133.
- Mc Arthur A.G. et Cheney N.P. (1966), "Characterization of fires in relation to ecological studies." *Aust. For. Res.*, 2 36-45.
- Michelena Garcia J.M. (2002), "Etude sur l'estimation de l'aléa d'incendie de forêt." ENGREF, Ministère de l'Agriculture et de la Forêt (1990), "La prévention des risques d'incendie dans le massif landais."
- Naveh Z. (1975), "The evolutionary signification of fire in the Mediterranean region." *Vegetatio*, 29 (3), 199-208.
- Naveh Z. (1990), *Fire in Mediteranean-a landscape ecological perspective. In Goldammer J.G. & Jenkins M.J. (eds.) Fire in ecosystem dynamics. mediteranean and northern perspectives.* SPB Academic Publishing.
- Nguyen-The N. (1999), "Exploitation forestière et incendies de forêt." AFOCEL,
- Oliver C.D. et Larson B.C. (1990), *Forest stand dynamics.* McGraw-Hill Inc..
- Päätaalo M.L. (1998), "Factors Influencing Occurence and Impacts of fires in Northern European Forests." *Silva Fennica*, 32 (2), 185-202.
- Palmieri S. Inghilesi R. et Siani A.M. (1993). Un indice meteorologico di rischio per incendi boschivi. Seminar on fighting forest fires, Tessaloniki.
- Paltridge G. et Barber J. (1988), "Monitoring grasslands dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data." *Remote Sensing of Environment*, 25 381-394.
- Papachristos G. (2000), "Integrated Strategic Tools for Forest Fire Management." CEREN, Hyères.
- Peyre S. (2001), "L'incendie, désastre ou opportunité ? L'exemple des Pyrénées Orientales." *Forêt Méditerranéenne*.
- Prométhée (2002), "Les causes d'incendies de forêts en 2001."

- Richard G.D. et Bryce W. (1995), "A computer algorithm for simulating the spread of wildland fire perimeters for heterogeneous fuel and meteorological conditions." *Int. J. Wildland Fire*, 5 (2), 73-79.
- Rothermel R. C. (1972), "A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels." USDA Forest Service, Research paper INT-115, Ogden, Utah, USA.
- Rothermel R. C. Wilson R.A. Morris G.A. et Sackett S.S. (1986), "Modelling moisture content of fine dead wildland fuels: input to BEHAVE fire prediction system." USDA For. Ser. Res. Pap. INT-359. Interm. Res. St., Ogden, Utah.
- Roussel J.L. (2000). Impacts sociaux et économiques des feux de forêts. Rencontres euroméditerranéennes feux de forêts, Hyeres (France).
- Sánchez I. (2001), "Fire related models characteristics and recommendations on models standardisation." CLIFF: Cluster Initiative for Flood and Fire Emergencies.,
- Sol B. (1990), "Estimation du risque météorologique d'incendies de forêts dans le Sud-Est de la France." *Revue Forestière Française*, N° Spécial 263-271.
- Stanners D. et Bordeau P. (1995), *Europe's environment. The Dobris Assessment*. EEA. Copenhagen.
- Stocks B.J. et T. W.S.W. (1993), *Fire management: principles and options in the forested and savanna regions of the world*. In Crutzen P.J. & Godammer J.G. (eds.) *Fire in the environment. The ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires.*, J. Wiley & Sons. England.
- Suffling R. (1992), "Climate change and boreal forest fires in Fennoscandia and Central Canada. In Greenhouse impact on cold-climate ecosystem and landscape." *Catena supplement*, 22 111-132.
- Tangren C.D. (1976), "The trouble with fire intensity." *Fire Techn.*, 12 261-265.
- Tarrega R. et Luis-Calabuig E. (1990), *Forest fires and climate features in Leon province (Spain)-fire effects on Quercus pyrenaica ecosystems*. In *Fire in ecosystem dynamics*. Goldammer J.G. & Jenkis M.J. (eds). SPB Academic Publishing.
- Trabaud L. (1970), "Le comportement du feu dans les incendies de forêts." *Revue technique du feu*, 103 13-22.
- Trabaud L. (1971), "Les combustibles végétaux dans le département de l'Hérault." CNRS, centre d'études phytosociologiques et écologiques, Montpellier.
- Trabaud L. (1979), "Etude du comportement du feu dans la garrigue de chêne kermès à partir des températures et des vitesses de propagation." *Annales des sciences forestières*, 36 13-38.
- Trabaud L. (1980), "Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc." Montpellier, Université des sciences et technique.
- Trabaud L. (1987), *Fire and survival traits of plants*. In Trabaud L. (ed.) *The role of fire in ecological systems*.

- Trabaud L. (1989), *Les feux de forêts*. France sélection. Aubervilliers.
- Trabaud L. (1990), *Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue*. In Goldammer J.G. & Jenkins M.J. (eds.) *Fire in ecosystem dynamics. mediteranean and northern perspectives*. SPB Academic Publishing.
- Trabaud L. Christensen N.L. et Gill A.M. (1993), *Historical biogeography of fire in temperate and mediterranean ecosystems*. In Crutzen P.J. & Goldammer J.G. (eds) *Fire in the environment. The ecological, atmospheric and climat importance of vegetation fires*. John Wiley & Sons. England.
- Trabaud L. et de Chanterac B. (1985), "The influence of fire on the phenological behaviour of Mediterranean plant species in Bas-Languedoc." *Vegetatio*, 60 (3), 119-130.
- Truong P. (1995), "Traitement des rémanents d'exploitation en forêt méditerranéenne en liaison avec le risque d'incendie." ONF-STIR Méditerranée, Avignon.
- Valette J.C. (1990), "Numéro spécial." *Revue forestière française*, 76 (62).
- Valette J.C. (2000), "EFAISTOS, Experiments and simulations for improvement and validation of fire behavior models of forest fires its achievements." CEREN, Hyères.
- Van Wagner C.E. (1987), "Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System." Canadian Forestry Service, Forestry Technical Report 35., Ottawa.
- Van Wagner C.E. et Pickett T.L. (1987), "Equations and Fortran program for the Canadian Forest Fire Weather Index System." Canadian Forestry Service, Forestry Technical Report 33., Ottawa.
- Vasconcelos M.J. (1995). integration of remote sensing and geographic information systems for fire risk management. EARSel Workshop, university of Alcalá de Henares, Spain.
- Viegas D.X. (2000), "INFLAME Project." CEREN, Hyères.
- Viney N.R. (1991), "A Review of Fine Fuel Moisture Modelling." *International Journal of Wildland Fire*, 1 215-234.

PARTIE II. La caractérisation des itinéraires techniques en situation risquée

Chapitre II-1. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier

Ce chapitre est décomposé en trois sous-chapitres répertoriés de la façon suivante :

Sous-chapitre II-1.1. Essai relatif à l'économie des risques forestiers catastrophiques (LEF)

Sous-chapitre II-1.2. La modélisation de la forêt landaise : portée et limites (LEF)

Sous-chapitre II-1.3. Un outil de simulation numérique (LERFOB)

Chapitre II-2. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte d'aversion au risque du propriétaire forestier

Ce chapitre comprend le sous-chapitre II-2.1. intitulé Décision de récolte face aux risques (LEC).

Chapitre II-1. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier

Sous-chapitre II-1.1. Essai relatif à l'économie des risques forestiers catastrophiques

Jean-Luc Peyron

LEF

Le propriétaire forestier se trouve placé face à plusieurs types de risques que l'on peut, dans un premier temps, classer en trois catégories selon qu'ils concernent la forêt elle-même, ses revenus ou ses usagers. Seuls certains d'entre eux apparaissent cependant comme étant catastrophiques et seront considérés ici.

Les risques relatifs aux usagers relèvent de la responsabilité civile du propriétaire et n'ont, au niveau de leur traitement et au delà de leur nature, aucune véritable spécificité forestière : ils sont exclus de l'analyse.

Les risques économiques portent sur le caractère variable des revenus forestiers qui reposent eux-mêmes sur la production ligneuse, le prix des produits et les coûts de production. La production ligneuse est tout d'abord sujette à fluctuations en raison des caprices de la météorologie ; cependant, elle ne joue sur les revenus que de manière cumulée sur plusieurs années, sous une forme qui revient donc à lisser les oscillations annuelles. Elle est ensuite soumise aux changements globaux comme à de possibles apports fertilisants non maîtrisés qui tendent à provoquer actuellement une augmentation de productivité ; mais il s'agit là d'évolutions très progressives qui, de plus, conduisent à un gain et non à une perte de revenus. Les quantités récoltées sont vendues à des prix qui ont pu varier dans le passé du simple au double en francs constants et en quelques années ; les phénomènes correspondants trouvent bien leur origine dans des crises, mais celles-ci s'avèrent plutôt favorables au marché des bois, qui s'est par exemple trouvé dopé par les chocs pétroliers. Quant aux coûts de production, l'augmentation de la productivité du travail ne suffit pas, en général, à compenser celle du coût unitaire de la main d'œuvre : on constate alors, certes, un renchérissement mais, là encore, cette conséquence n'est que très progressive dans le temps et ne peut donc s'interpréter comme un risque catastrophique.

Ce sont donc ici essentiellement les risques mettant en jeu l'avenir de la forêt qui seront considérés. Cependant, aucun risque ne conduit par nature et systématiquement à une catastrophe. Parmi ceux qui sont susceptibles de le faire, il est donc opportun de distinguer les manifestations

diffuses d'aléas ne mettant véritablement aucune surface boisée en péril, des phénomènes rédhibitoires, exigeant, localement, une reconstitution ou une perte de production totale. Seuls ces derniers peuvent, finalement, être qualifiés de catastrophiques. Ils trouvent une illustration, notamment, dans les grands coups de vent ou ouragans qui provoquent régulièrement des renversements (chablis) ou autres endommagements (volis) d'arbres, dans les incendies dont beaucoup anéantissent les peuplements qu'ils touchent, ou encore dans les dépérissements subis et massifs (tels que ceux liés à la cochenille du pin maritime) qui, bien que non explicitement visés par le programme de recherche qui suscite cette note, relèvent en réalité d'une démarche similaire.

Il importe de bien distinguer deux niveaux de catastrophe. Le premier peut être qualifié de privé ou individuel : en ce sens, l'incendie d'un peuplement est une catastrophe pour le propriétaire forestier concerné même si cela n'est sans doute pas une catastrophe pour la société ou l'économie du bois. Le second niveau est collectif : le nombre des propriétaires touchés est tel que l'ensemble de la collectivité apparaît concernée ; de plus, l'effet catastrophique subi par chaque propriétaire se trouve aggravé par l'ampleur spatiale du phénomène. En général, le sens collectif est privilégié lorsqu'on parle de catastrophes naturelles. Cependant, ici, les deux niveaux de catastrophe seront pris en compte.

1. Analyse théorique dans le cas d'un propriétaire neutre au risque

Par souci de simplicité, l'approche présentée ici s'inscrit dans le cadre de la gestion des peuplements forestiers dits réguliers ou équiennes, c'est-à-dire dont tous les arbres ont le même âge ou à peu près de même âge. La question posée consiste à déterminer l'âge auquel il est préférable de récolter un peuplement donné. Depuis Faustmann (1849), la littérature économique forestière abonde d'articles traitant ce problème dans différentes situations (voir par exemple la synthèse réalisée par Peyron, Terreaux et al. (1998) ; elle a été commentée au niveau le plus élevé (Samuelson, 1976) ; elle constitue une application de la théorie du capital, de l'investissement et de l'actualisation, considérée sur un horizon infini ; elle consiste simplement à maximiser la valeur du fonds forestier en tant que somme de l'ensemble des revenus nets futurs actualisés ; cependant, si les risques économiques ont eux-mêmes fait l'objet de nombreux développements, les phénomènes massifs et subis visés ici ont suscité peu d'articles (Terreaux, 2000 ; Price, 2001), ...

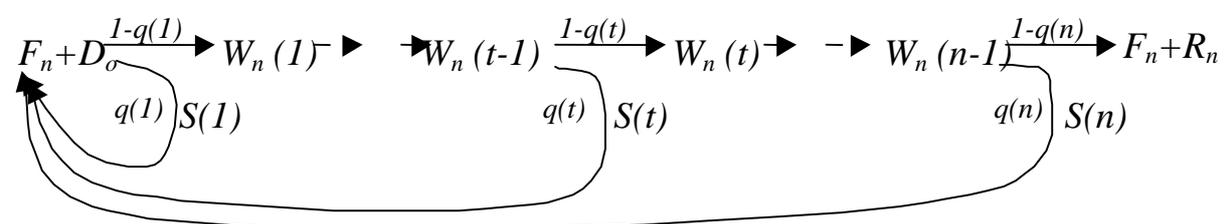
Lorsqu'il est susceptible d'être soumis à un risque massif et subi, un peuplement a une probabilité q d'être détruit dans l'année et $(1-q)$ de se maintenir. Cette situation a souvent été analysée en considérant la probabilité q constante dans le temps. En réalité, la sensibilité des peuplements aux risques peut évoluer avec l'état du peuplement et en particulier son âge. Cette évolution est sans doute moins claire pour le risque d'incendie que pour celui de chablis et, dans ce dernier cas, pour certaines essences ou situations que pour d'autres : une analyse des relevés effectués par le Département Santé des Forêts sur 11 000 à 12 000 arbres avant et après tempêtes de 1999 a montré que le taux de chablis

peut, au-delà d'une certaine grosseur des arbres (donc aussi hauteur), être relativement constant selon le diamètre mais que le seuil correspondant est très différent d'une essence à l'autre : très faible pour les résineux (sans doute vers 10 cm de diamètre), il est de l'ordre de 30 cm pour le chêne mais jamais atteint pour le hêtre qui est d'autant plus frappé qu'il est gros.

Lorsque survient l'événement massif, la perte n'est pas pour autant totale dans tous les cas. Une particularité de tels risques apparaît dans le fait qu'une partie des bois est récupérable, à laquelle on donne le nom expressif de sauvetage. Une perte est faite, mais elle est partielle et a deux origines : d'une part une partie des bois ne peut être récupérée, en raison du coût trop élevé d'une telle opération ou d'une dégradation trop forte de certains arbres, et est abandonnée en forêt ; d'autre part, la partie qui pourra être vendue le sera à un prix en réduction par rapport au prix normal du fait de l'augmentation des coûts d'exploitation, de la suspicion pesant sur la qualité des bois et, éventuellement, de l'engorgement du marché si le phénomène est d'une ampleur telle que les acheteurs habituels du bassin d'approvisionnement ne peuvent suffire à exploiter la ressource rendue disponible. La valeur de ce sauvetage diffère évidemment selon la nature du phénomène. Lors d'un incendie de forêt, elle est d'autant moins grande que le feu s'est attardé dans le peuplement. Lors d'un ouragan, elle diminue avec la taille de la zone couverte, qui apparaît alors comme un facteur aggravant.

Soit le cas simple où un peuplement ne nécessite aucune éclaircie et ne fait l'objet, en gestion normale, que d'une constitution initiale (ou reconstitution) de coût D_0 par unité de surface (qui sera prise ici égale à un hectare) et d'une récolte à l'âge n d'un volume V_n de bois, également par unité de surface. Il s'agit de déterminer l'âge n optimal selon le critère de Faustmann appliqué en présence ou non de risque. Supposons que l'âge du peuplement soit défini de manière séquentielle entre 0 et n . Soit $W_n(t-1)$ la valeur de la forêt par unité de surface constituée par ce peuplement, fonds compris, dans le cas où une récolte est envisagée à l'âge n . Durant la période $[t-1, t]$, le peuplement a une probabilité $q(t)$ d'être décimé et donc une probabilité $1-q(t)$ de parvenir à l'âge t en bon état. S'il est décimé, le propriétaire récupérera au temps t un sauvetage $S(t)$ et son fonds de valeur F_n ne sera plus immobilisé. S'il est préservé, la valeur en bloc, fonds et peuplement, sera $W_n(t)$ à l'âge t . Par ailleurs, en l'absence d'événement, cette valeur augmente naturellement au taux d'actualisation annuel r . On peut décrire les diverses possibilités par un arbre présenté sur la figure 1 et donné sous forme mathématique par le jeu d'équations 1.

Figure 1 : Arbre des futurs possibles d'une parcelle forestière dont le peuplement est soumis à un aléa.



$$\begin{aligned}
W_n(0) &= F_n + D_0 = \frac{q(1).[F_n + S(1)] + [1 - q(1)].W_n(1)}{1 + r} \\
W_n(t-1) &= \frac{q(t).[F_n + S(t)] + [1 - q(t)].W_n(t)}{1 + r} \\
W_n(n-1) &= \frac{q(n).[F_n + S(n)] + [1 - q(n)].[F_n + R_n]}{1 + r}
\end{aligned}
\tag{Equations 1}$$

Ce jeu comprend au total n équations (donc n lignes), dont trois seulement ont été écrites ici. Elles peuvent également être mises sous la forme 1bis suivante :

$$\begin{aligned}
[1 - q(1)].W_n(1) &= (1 + r).(F_n + D_0) - q(1).[F_n + S(1)] \\
[1 - q(t)].W_n(t) &= (1 + r).W_n(t-1) - q(t).[F_n + S(t)] \\
[1 - q(n)].[F_n + R_n] &= (1 + r).W_n(n-1) - q(n).[F_n + S(n)]
\end{aligned}
\tag{Equations 1bis}$$

A partir de ces équations, il convient maintenant d'exprimer directement la valeur espérée du fonds. Pour simplifier un peu les notations, décidons que $Q(t) = 1 - \prod_{i=1}^{t-1} [1 - q(i)]$ et adoptons en outre la convention selon laquelle $Q(0) = 0$. En multipliant les lignes des équations 1bis respectivement par les facteurs $\frac{1}{1 + r}$, $\frac{1 - Q(t-1)}{(1 + r)^t}$, $\frac{1 - Q(n-1)}{(1 + r)^n}$, puis en les ajoutant les unes aux autres, on parvient à éliminer les termes en W_n . En réorganisant légèrement les termes entre les membres, on obtient alors l'équation implicite en F_n suivante, où les dépenses (investissement initial et immobilisation du fonds) sont dans le membre de gauche et les recettes (récupération du fonds, récolte et sauvetage) sont dans le membre de droite :

$$[F_n + D_0] = \frac{1 - Q(n)}{(1 + r)^n} . [F_n + R_n] + \sum_{t=1}^{t=n} \frac{q(t).[1 - Q(t-1)]}{(1 + r)^t} . [F_n + S(t)]
\tag{Equation 2}$$

Pour plus de commodité d'utilisation, on tire aisément de cette équation la valeur espérée et explicite de F_n :

$$F_n = \frac{-D_0 + \sum_{t=1}^{t=n} \frac{q(t).S(t).[1 - Q(t-1)]}{(1 + r)^t} + \frac{R_n.[1 - Q(n)]}{(1 + r)^n}}{1 - \sum_{t=1}^{t=n} \frac{q(t).[1 - Q(t-1)]}{(1 + r)^t} - \frac{1 - Q(n)}{(1 + r)^n}}
\tag{Equation 2bis}$$

Cette formule peut apparaître compliquée, alors même qu'elle concerne le cas simple où les dépenses et recettes intervenant entre la constitution du peuplement et sa récolte finale ont été supposées négligeables. Une autre simplification, souvent opérée, consiste à se placer dans le cas où la probabilité de catastrophe est indépendante de l'âge et égale à q . On obtient alors :

$$F_n = \frac{-D_0 + \frac{q}{1-q} \cdot \sum_{t=1}^{t=n} S(t) \cdot \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^t + R_n \cdot \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^n}{\frac{r}{r+q} \cdot \left[1 - \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^n\right]} \quad (\text{Equation 3})$$

Une simplification encore plus poussée correspond au cas où les aléas considérés sont tels que le peuplement est systématiquement anéanti lorsque survient un sinistre : il n'y a alors plus de sauvetage, et la formule précédente devient :

$$F_n = \frac{-D_0 + R_n \cdot \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^n}{\frac{r}{r+q} \cdot \left[1 - \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^n\right]} \quad (\text{Equation 4})$$

Pour une probabilité q de faible valeur, l'équation 4 peut être réécrite sous la forme approximative 4bis :

$$F_n \approx \frac{-D_0 + R_n \cdot \left(\frac{1}{1+r+q}\right)^n}{\frac{r}{r+q} \cdot \left[1 - \left(\frac{1}{1+r+q}\right)^n\right]} \quad (\text{Equation 4bis})$$

Une précaution indispensable consiste ensuite à opérer une dernière simplification, drastique cette fois, de manière à vérifier que l'absence d'aléa permet bien de retrouver la formule de Faustmann sous sa forme simplifiée relative au cas où toutes dépenses et recettes intermédiaires (entre les âges o et n) ont été négligées. Effectivement, annulant les probabilités q et se fondant sur l'une quelconque des deux équations 4 et 4bis, on obtient la formule attendue :

$$F_n = \frac{-D_0 + R_n \cdot \frac{1}{(1+r)^n}}{1 - \frac{1}{(1+r)^n}} = \frac{-D_0 \cdot (1+r)^n + R_n}{(1+r)^n - 1} = -D_0 + \frac{R_n - D_0}{(1+r)^n - 1} \quad (\text{Equation 5})$$

En comparant les formules 4bis et 5, on remarque que « tout se passe presque comme si » le risque se traduisait par une augmentation du taux d'actualisation égal à la probabilité annuelle de survenue d'un sinistre. Et, de fait, le risque a souvent été pris en compte sous la forme d'une augmentation du taux d'actualisation. Cependant, on voit que l'analogie n'est pas complète en raison du terme $\frac{r}{r+q}$ présent au dénominateur de l'équation 4bis et strictement inférieur à 1 dès lors que la probabilité q est strictement positive, ce qui limite donc la diminution de la valeur du fonds. Par ailleurs, une telle approximation ne peut se concevoir que dans le cas où, à la fois, la probabilité de sinistre est constante avec l'âge du peuplement, réduite, et le sauvetage inexistant.

Ainsi, un propriétaire forestier neutre au risque, ou bien parfaitement assuré (son aversion au risque étant alors exactement compensée par son assurance), ou encore à la tête d'un patrimoine suffisamment grand pour que le risque forestier potentiel soit relativement négligeable, serait supposé maximiser son bénéfice actualisé espéré à l'infini, c'est-à-dire la valeur du fonds résultant, selon le cas de figure considéré, de l'une des formules établies ci-dessus.

2. Etude de cas très simple : « la peupleraie »

Soit une peupleraie plantée à la densité $N = 156$ tiges par hectare (espacement de 8m x 8m) au coût $D_0 = 2\,500$ €/ha (supposé entièrement consenti au temps $t = 0$, pour simplifier et même s'il comprend les entretiens des toutes premières années). La récolte est prévue à l'âge n supposé compris entre 0 et 30 ans. Toujours dans un souci de simplification, on néglige toutes autres dépenses et recettes intermédiaires, c'est-à-dire qui seraient liées à des événements intervenant entre la plantation et la récolte. Les revenus reposent donc, d'une part, sur le volume sur pied à exploiter $V(n)$ et, d'autre part, sur le prix $p(V)$ correspondant des bois. Ces deux fonctions sont définies ici arbitrairement de la façon suivante :

$$V(n) = \begin{cases} 0 & \text{pour } n \leq t_o \\ v \cdot \left[(t_o + t_i) \cdot e^{-\frac{t_o}{t_i}} - (n + t_i) \cdot e^{-\frac{t}{t_i}} \right] & \text{pour } n > t_o \end{cases} \quad (\text{Equation 6})$$

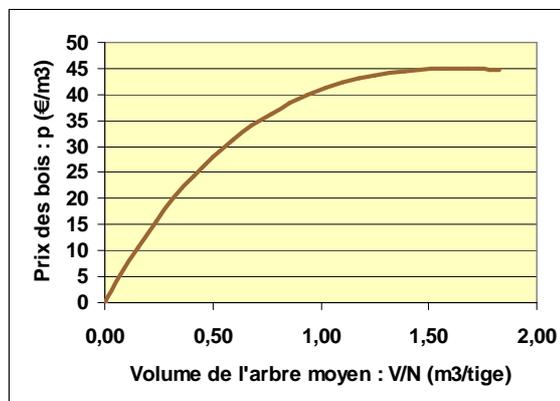
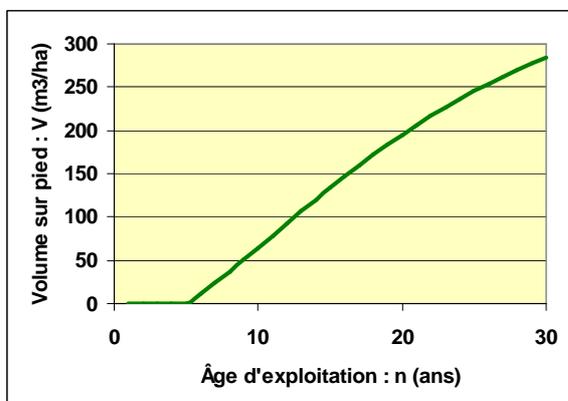
avec $v = 14 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$, $t_o = 5 \text{ ans}$, $t_i = 11 \text{ ans}$

$$p(V) = p_{\max} \cdot \frac{V}{V_{\max}} \cdot e^{1 - \frac{V}{V_{\max}}} \quad \text{avec } V_{\max} = 250 \text{ m}^3/\text{ha}, p_{\max} = 45 \text{ €/m}^3 \quad (\text{Equation 7})$$

On supposera dans un premier temps que le taux d'actualisation peut être fixé à $r = 4\%$.

Figures 2a (à gauche) et 2b (à droite) : Représentation des deux fonctions principales qui se trouvent à la base du modèle de production utilisé :

2a : production physique en volume selon l'âge du peuplement. 2b : évolution du prix des bois en fonction du volume de l'arbre moyen (et donc de l'âge).



2.1. Résultats en l'absence d'aléa

En l'absence d'aléa, le maximum du bénéfice actualisé à l'infini est égal à 2 722 €/ha, valeur obtenue à 23 ans.

2.2. Résultats avec un aléa constant au cours du temps

Supposons que la peupleraie soit soumise à un aléa constant au cours du temps de probabilité q variant de 0% à 10%. Evidemment, les résultats précédents sont ceux correspondant à $q = 0%$. Envisageons en outre trois modalités pour ce qui concerne la récupération du bois sinistré :

- soit la totalité de la valeur marchande du bois avant sinistre est récupérable : c'est la modalité avec risque et « sauvetage intégral » qui paraît assez peu réaliste en pratique ; elle correspondrait à des phénomènes très localisés et présente surtout l'intérêt de n'intégrer que l'effet d'une exploitation prématurée (pure perte de valeur d'avenir) ;

- soit la moitié seulement de la valeur marchande du bois avant sinistre est récupérable : c'est la modalité avec risque et « sauvetage partiel » qui traduit assez bien une situation de type chablis ou bien passage rapide d'incendie ;

- soit tout « sauvetage » est impossible : cette modalité avec risque et « sauvetage nul » se rapproche du cas où le peuplement aurait été le siège durable d'un incendie.

Lorsque la probabilité q de sinistre est prise égale à 1%, le bénéfice actualisé espéré est abaissé depuis le niveau de 2 722 €/ha (absence de risque) à respectivement 2 090, 1 756 et 1 442 €/ha pour chacune des trois modalités tandis que l'âge d'exploitabilité diminue progressivement de 23 à 22 ans (figure 3a) ; notons cependant que cette dernière diminution n'est pas toujours perceptible en raison du caractère discret (entier) de la variable temps (ou âge).

Lorsque la probabilité de sinistre est progressivement augmentée jusqu'à 10%, les modalités avec risque tendent rapidement à être caractérisées par un bénéfice actualisé négatif, au-delà de 2,2% en l'absence de tout sauvetage, de 2,9% pour un sauvetage partiel et de 4% pour un sauvetage intégral. Si on accepte cependant de prendre en compte les valeurs négatives et donc de minimiser éventuellement une perte plutôt que de maximiser un bénéfice, il est intéressant de regarder comment évolue l'âge d'exploitabilité avec la probabilité de risque ; il apparaît alors très clairement un phénomène de différenciation entre les deux modalités extrêmes de sauvetage dans ce cas où la probabilité de sinistre est constante dans le temps : lorsque le sauvetage est nul, l'âge d'exploitabilité diminue naturellement avec le risque et on a là l'idée bien répandue que la probabilité d'un sinistre engage à raccourcir l'âge d'exploitabilité ; lorsque, au contraire, le sauvetage est total, l'âge d'exploitabilité augmente avec le risque, et le fait de manière parfaitement discernable (figures 3 et 4). On met ici en évidence le phénomène suggéré par Richer de Forges (2000), qui s'explique par le fait qu'on ne perd rien à maintenir sur pied des arbres mûrs dès lors que leur renversement ne présente aucun coût (ou présente un coût faible), mais également qu'on y gagne en évitant de les remplacer par de jeunes peuplements dans lesquels la perte serait bien plus considérable (perte de valeur d'avenir). Finalement, le cas intermédiaire d'un sauvetage partiel, cas le plus réaliste, ne montre qu'une très faible sensibilité au risque de l'âge d'exploitabilité. Ces résultats apparaissent finalement de bon sens mais ne recourent que très imparfaitement les idées reçues. Il est donc important de les connaître et de vérifier dans chaque cas soumis dans quelle mesure ils sont généralisables.

Figures 3a (à gauche) et 3b (à droite) : Evolution du bénéfice actualisé à 4% et à l'infini (représentant donc la valeur calculée du fonds, c'est-à-dire du terrain et de ses accessoires lorsque le peuplement a été récolté) en fonction de l'âge du peuplement, pour sept modalités :

3a : modalité sans risque d'une part et, d'autre part, modalités avec sauvetage intégral, partiel et nul lorsque la probabilité de sinistre est de 1% (période de retour de 100 ans).
 3b : même modalité sans risque que ci-contre, comparée aux modalités avec sauvetage intégral, partiel et nul pour une probabilité de sinistre de 2% (période de retour de 50 ans).

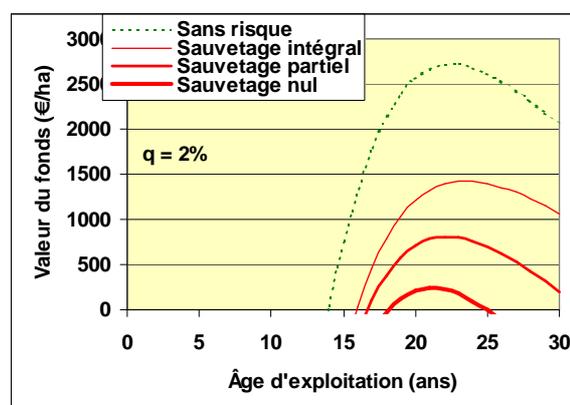
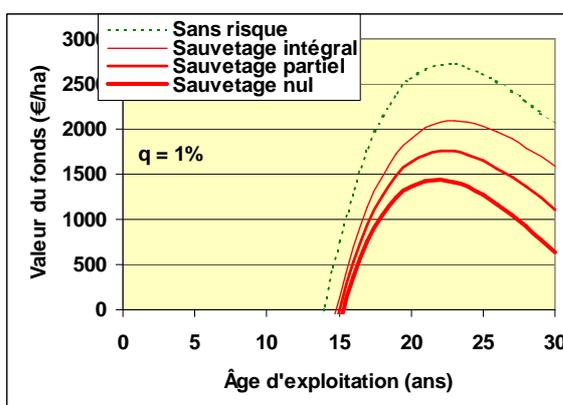
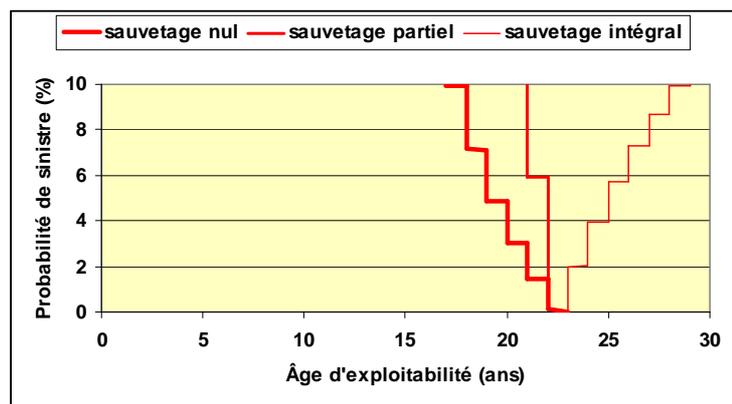


Figure 4: Evolution de l'âge d'exploitabilité (c'est-à-dire de l'âge optimal d'exploitation) avec la probabilité de sinistre (de 0 à 10%) selon que le sauvetage est intégral, partiel ou nul.



2.3. Comparaison entre calcul exact et calcul approché

Dans le cas où la probabilité de sinistre est constante au cours du temps et où le risque sévit selon la troisième modalité, c'est-à-dire en l'absence de tout sauvetage, on a vu plus haut qu'un calcul approché était fréquemment proposé, qui consiste à considérer que tout se passe comme si le risque augmentait le taux d'actualisation d'une quantité égale à la probabilité de sinistre. Il apparaît ici utile de s'interroger sur l'erreur faite en utilisant cette approximation.

Le calcul effectué sur l'exemple montre que le bénéfice actualisé certain à l'infini serait au maximum égal à 1 213 €/ha à 22 ans pour un taux d'actualisation de 5% alors que le bénéfice actualisé espéré à l'infini pour un taux d'actualisation de 4% et une probabilité de sinistre de 1% s'élève à 1 442 €/ha, également à 22 ans. Pour une probabilité de sinistre de 2%, le résultat est quasi identique dans les deux cas (l'identité est obtenue pour une probabilité de 1,97%). Au-delà de 2%, le bénéfice actualisé espéré devient négatif mais moins que le bénéfice certain calculé approximativement. Dans tous les cas, l'âge d'exploitabilité est le même entre le calcul exact et le calcul approché, ce que laissait prévoir la comparaison des formules 4bis et 5.

2.4. Résultats avec un aléa variable au cours du temps

On applique dorénavant une probabilité de risque croissant linéairement au cours du temps de telle sorte que sa moyenne entre 0 et 22 ans soit encore de 1%. Si on se réfère à la modalité médiane d'un sauvetage partiel, on trouve alors un bénéfice actualisé légèrement plus élevé (1 813 €/ha contre 1 756) et un âge d'exploitabilité identique (22 ans) mais ayant vraisemblablement tendance à être plus précoce, ce qui apparaît ainsi sur les résultats relatifs à l'annulation de tout sauvetage. Dans le cas d'un sauvetage intégral, le phénomène d'augmentation de l'âge d'exploitabilité avec le risque est toujours perceptible mais apparaît plus limité ; par exemple, l'âge optimal est de 24 ans (respectivement 25 ans) pour un risque moyen de 5% (respectivement 10%) alors qu'il était de 25 ans (respectivement 29 ans) lorsque la probabilité était constante.

Supposons à l'inverse que la probabilité décroisse au cours du temps, ce qui peut correspondre concrètement à certaines situations vis-à-vis du risque d'incendie. Le bénéfice espéré optimal est alors un peu plus faible et tardif (23 ans).

2.5. Taux d'actualisation endogène

La pratique consiste souvent à révéler le taux d'actualisation à partir de la valeur de marché des fonds forestiers nus ou terrains à reboiser dans une région donnée et de la sylviculture moyenne constatée. Que va changer la prise en compte du risque dans la révélation de ce taux d'actualisation ?

Supposons que la valeur des fonds forestiers, constatée sur le marché, soit de 2 000 €/ha pour une sylviculture moyenne consistant à couper à 27 ans (âge auquel le bénéfice non actualisé, mais moyen annuel, est maximal). Négligeant les risques, le taux d'actualisation révélé serait alors égal à 4,41%. Utilisant ce dernier pour optimiser l'âge d'exploitabilité, on trouverait que le bénéfice est maximal à 22 ans et vaut 2 008 €/ha.

Comment se modifie ce résultat si l'on tient maintenant compte des risques selon la modalité de sauvetage partiel et une probabilité constante de 1% ? Le taux révélé est égal à 3,71% et le bénéfice actualisé espéré est maximal à 23 ans avec une valeur de 2 283 €/ha. Dans ce cas, le résultat montre que la prise en compte du risque contribue à allonger l'âge d'exploitabilité, et apparaît aisément interprétable (la prise en compte des risques réduit le taux à valeur inchangée du fonds et allonge donc la durée de la révolution) ; il va cependant, encore une fois, à l'encontre des idées reçues. Il faut y voir un effet pervers de la méthode utilisée de révélation du taux d'actualisation.

3. Gestion d'une parcelle après sinistre partiel

Le cas est souvent posé de la décision à prendre vis-à-vis d'une parcelle partiellement détruite. Une première solution consiste à adopter une gestion différenciée en constituant deux sous-parcelles

considérées séparément : la partie épargnée (respectivement détruite) est gérée comme l'aurait été l'ensemble de la parcelle en l'absence de sinistre (respectivement en présence d'un sinistre total). Ce cas peut donc être considéré comme ayant été traité précédemment. Dans l'optique où l'on ne peut ou ne veut pas concevoir une gestion différenciée entre les parties détruite et indemne, la question suivante se trouve posée : vaut-il mieux achever l'action de la tempête en exploitant prématurément les bois épargnés ou bien laisser improductif pendant plusieurs années le fonds dont le peuplement a été dévasté. Cette question est ici formulée, par souci de simplification, de manière très tranchée. Dans la pratique, la surface mise à nue ne restera vraisemblablement pas complètement improductive : une régénération naturelle se produira, par voies sexuée (germination de graines) ou végétative (rejets de souche) ; mais si elle n'est pas gérée, elle ne produira pas forcément des revenus forestiers très significatifs ; et si elle l'était, on se trouverait alors placé dans le cas d'une gestion différenciée qui ne nécessite aucun traitement supplémentaire par rapport aux développements précédents.

Considérons alors que la partie indemne, d'âge t , représente une fraction s de la parcelle dont la fraction complémentaire $(1-s)$ a été sinistrée. La fraction s est supposée croître comme elle l'aurait fait en l'absence de sinistre et sera maintenue sur pied durant un nombre m d'années pendant lesquelles la fraction $(1-s)$ restera quant à elle improductive. Il s'agit de déterminer le nombre m optimal d'années pour chaque valeur de la fraction s et sous diverses hypothèses d'aléa, de sauvetage et d'aversion au risque.

3.1. Fonction à optimiser

Il ne s'agit plus ici de rechercher l'âge d'exploitabilité n rendant maximale la valeur du fonds mais la durée m telle que soit maximale, juste après la catastrophe, la valeur $W(t,s,m)$ de la parcelle partiellement sinistrée dont le peuplement encore debout est d'âge t , représente une fraction s de la parcelle et sera exploité dans m années. Cette valeur comprend deux composantes correspondant à la partie en croissance sur une fraction s de la surface pour la première, à la partie improductive sur une fraction $(1-s)$ de la surface pour la seconde. Avec les notations utilisées précédemment, la valeur à l'hectare de la partie en croissance pour encore m années se note $W_{t+m}(t)$. Quant à la seconde composante, il suffit de remarquer que la valeur d'un fonds dont l'improductivité cessera dans m années s'obtient simplement en actualisant de m années la valeur F_n d'un terrain destiné à être immédiatement boisé. La valeur de la parcelle juste après le sinistre s'écrit donc :

$$W(t, s, m) = s.W_{t+m}(t) + (1-s) \cdot \frac{F_n}{(1+r)^m} \quad (\text{Equation 8})$$

3.2. Calcul de la valeur de la parcelle et de son utilité

La valeur de la parcelle résulte alors d'une adaptation après sinistre du jeu d'équations 1bis.

$$\begin{aligned}
[1 - q(t+1)].[s.W_{t+m}(t+1) + (1-s).\frac{F_n}{(1+r)^{m-1}}] &= (1+r).[W(t,s,m)] - q(t+1).[F_n + s.S(t+1)] \\
[1 - q(t+i)].[s.W_{t+m}(t+i) + (1-s).\frac{F_n}{(1+r)^{m-i}}] &= (1+r).[s.W_{t+m}(t+i-1) + (1-s).\frac{F_n}{(1+r)^{m-i+1}}] \\
&\quad - q(t+i).[F_n + s.S(t+i)] \\
[1 - q(t+m)].[F_n + s.R_{t+m}] &= (1+r).[s.W_{t+m}(t+m-1) + (1-s).\frac{F_n}{(1+r)}] - q(t+m).[F_n + s.S(t+m)]
\end{aligned}$$

(Equations 9)

En multipliant les lignes de ces équations respectivement par les facteurs $\frac{1}{1+r}$, $\frac{1}{(1+r)^i} \cdot \frac{1-Q(t+i-1)}{1-Q(t)}$, $\frac{1}{(1+r)^m} \cdot \frac{1-Q(t+m-1)}{1-Q(t)}$, puis en les ajoutant les unes aux autres, on en déduit que la valeur de la parcelle vérifie l'équation suivante :

$$W(t,s,m) = \frac{1-Q(t+m)}{(1+r)^m.[1-Q(t)]}.[F_n + s.R_{t+m}] + \sum_{i=1}^{i=m} \frac{q(t+i).[1-Q(t+i-1)]}{(1+r)^i.[1-Q(t)]}.[F_n + s.S(t+i)]$$

(Equation 10)

3.3. Cas simplifiés

Lorsque l'aléa ne dépend pas de l'âge du peuplement, on peut écrire :

$$\begin{aligned}
W(t,s,m) &= \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^m . (F_n + s.R_{t+m}) + \frac{q}{r+q} \cdot \left[1 - \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^m\right] . F_n + \frac{s.q}{1-q} \cdot \sum_{i=1}^{i=m} \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^i . S(t+i) \\
&= \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^m \cdot \left(\frac{r}{r+q} . F_n + s.R_{t+m}\right) + \frac{q}{r+q} . F_n + \frac{s.q}{1-q} \cdot \sum_{i=1}^{i=m} \left(\frac{1-q}{1+r}\right)^i . S(t+i)
\end{aligned}$$

(Equation 11)

Si aucun sauvetage n'est envisageable, il suffit évidemment d'annuler le dernier terme de l'équation 11. Si, de plus, l'aléa est infinitésimal, s'est produit une fois mais a très peu de chances de se reproduire, alors la probabilité q tend vers 0 et l'on obtient :

$$W(t,s,m) = \frac{F_n + s.R_{t+m}}{(1+r)^m}$$

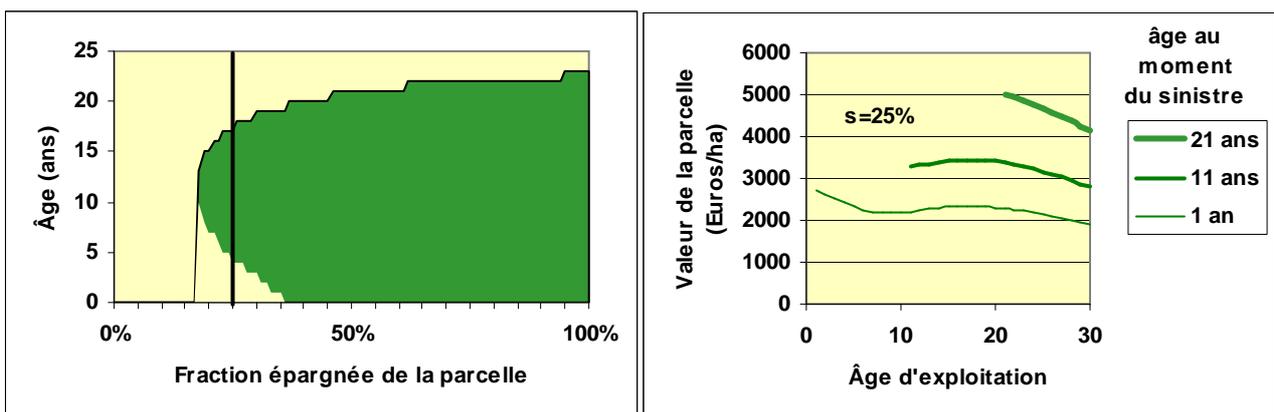
(Equation 12)

4. Application numérique à la gestion d'une parcelle après sinistre partiel

Reprenons le cas de la peupleraie avec un taux d'actualisation égal à 4% et plaçons-nous pour simplifier dans le cas d'un risque infinitésimal, qui vient de se produire mais ne devrait pas se

reproduire, et en l'absence de toute possibilité de sauvetage (équation 12). La valeur du fonds est alors égale à 2 722 €/ha pour une exploitation à 23 ans (voir le §2.2.).

Figures 4a (à gauche) et 4b (à droite) : Conduite à tenir vis-à-vis d'une parcelle partiellement sinistrée que l'on souhaite gérer en une seule entité, dans le cas où le sinistre a lieu une seule fois et où tout sauvetage est exclu. La figure de gauche montre la meilleure solution en fonction de la fraction indemne s de la parcelle ; la partie verte donne une idée de la période durant laquelle il convient de gérer encore cette parcelle ; par exemple, pour une fraction indemne de 25% (trait noir vertical), la figure de gauche montre que le peuplement restant devrait être liquidé s'il avait soit 4 ans ou moins, soit 17 ans ou plus au moment du sinistre et qu'il devrait être conduit jusqu'à l'âge de 17 ans si le sinistre est intervenu entre 5 et 16 ans ; la figure de droite, quant à elle, montre l'évolution de la valeur de la parcelle avec l'âge d'exploitation dans ce même cas d'une fraction indemne de 25% : on y voit que si le sinistre est intervenu à 1 an ou à 21 ans, on n'obtiendra jamais mieux qu'en exploitant tout de suite ; en revanche, si le sinistre est intervenu à 11 ans, on a intérêt à laisser croître le peuplement restant jusqu'à l'âge de 17 ans.



Les résultats illustrés par les figures 4a et 4b montrent que l'on a, dans la plupart des cas, intérêt à maintenir le peuplement restant sur pied. Tant que la fraction indemne reste strictement supérieure à 35%, il faut maintenir le peuplement sur pied jusqu'à un âge qui varie de 19 ans à 23 ans : dans cette plage de valeurs de s , cette dernière n'influe que sur l'âge d'exploitabilité, et encore de façon relativement faible. Pour des valeurs de s comprises entre 18 et 35%, on n'aura intérêt à renouveler l'ensemble de la parcelle que si le peuplement était très jeune au moment du sinistre ou bien d'âge supérieur à un âge d'exploitabilité qui continue à se réduire avec la fraction indemne. Enfin, dès que cette dernière passe en dessous de 18%, on a intérêt dans tous les cas à liquider le peuplement. Il faut relever que cette valeur est extrêmement faible et qu'elle suggère finalement de maintenir le plus possible les arbres restant sur pied, ce que conseillent également les écologues et les

silviculteurs, de manière à conserver autant que faire se peut une ambiance forestière qui facilitera une régénération ultérieure.

Conclusion

A partir d'un modèle relativement simple, il a été possible de donner une idée des conséquences de la prise en compte du risque dans le cadre d'une optimisation de la gestion forestière. Il a ainsi notamment été noté, dans le cas traité et contrairement à ce qu'on pouvait penser, qu'il n'était pas évident que la prise en compte du risque amène à réduire l'âge d'exploitabilité : tout d'abord le résultat dépend de l'ampleur du sauvetage ; ensuite l'effet est peu sensible pour un sauvetage moyen ; enfin il ne devient éventuellement perceptible pour un sauvetage nul (réduction de l'âge d'exploitabilité) ou un sauvetage intégral (augmentation de l'âge d'exploitabilité) que pour des probabilités importantes de sinistre. Une autre conclusion importante est celle qui concerne les parcelles partiellement sinistrées dont on souhaite garder l'intégrité de gestion : dans la majeure partie des cas, il sera préférable de maintenir le peuplement restant sur pied pour l'exploiter à un âge légèrement inférieur à l'âge d'exploitabilité normal.

Bibliographie

Boyчук D., Martell D.L., 1996. A multistage stochastic programming model for sustainable forest-level timber supply under risk of fire. *Forest Science*, 41, PP.10-26.

Brumelle S., Stanbury W.T., Thompson W.A., Vertinsky I., Wehrung D., 1990. Framework for the analysis of risks in forest management and silvicultural investments. *Forest Ecology and Management*, 35, pp.279-299.

Gardiner B. A., Quine C. P., 2000. Management of forests to reduce the risk of abiotic damage ; a review with particular reference to the effects of strong winds. *Forest Ecology and Management*, 135, pp.261-277.

Gollier C., 2002. To insure or not to insure ? An insurance puzzle. IDEI et GREMAQ, document de travail, 29 p.

Haight R.G., Smith W.D., Straka T.J., 1995. Hurricanes and the economics of loblolly pine plantations. *Forest Science*, 41, pp.675-688.

Martell D., 1987. The optimal rotation of a flammable forest stand. *Canadian Journal of Forest Research*, 10, pp. 30-34.

Morgan M.G., 1993. Risk analysis and management. *Scientific American*, 239, pp.24-30.

Peyron J.L., Terreaux J.P., Calvet P., Guo B., 1998. Principaux critères de gestion des forêts : analyse critique et comparative. *Annales des Sciences Forestières*, 55 (5), pp. 523-551.

Price C., 2001. Risk and risk premiums on discount rates. Bangor : School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, 6p.

Pukkala T., Kangas J., 1996. A method for integrating risk and attitude toward risk into forest planning. *Forest Science*, 42, pp.198-205.

Reed W.J., 1984. The effect of the risk of fire on the optimal rotation of a forest. *Journal of Environmental Management*, 11, pp. 180-190.

Reed W.J., ErricoD., 1985. Assessing the long-run yield of a forest stand subject to the risk of fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, pp. 680-687.

Reed W.J., ErricoD., 1986. Optimal harvest scheduling at the forest level in the presence of the risk of fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 16, pp. 266-278.

Reed W.J., ErricoD., 1986. Techniques for assessing the effects of pest hazards on long-run timber supply. 17, pp. 1455-1465.

Richer de Forges Y., 2000. Revenu forestier et exposition aux risques. *Revue forestière française*, n°1-2000 (LII), pp. 77-78.

Routledge R.D., 1980. The effect of potential catastrophic mortality and other unpredictable events on optimal forest rotation policy. *Forest Science*, 26, pp. 389-399.

Samuelson P.A., 1976. The economics of forestry in an evolving society. *Economic Inquiry*, vol.XIV, dec. 1976, et *Journal of Forest economics*, n°1-1995, pp.115-149.

Terreaux J.P., 2000. Estimation de la rentabilité de la culture de certains Eucalyptus dans le sud-ouest de la France. *Ann. For. Sci* 57 (2000), pp.379-387.

Valinger E., Fridman J., 1997. Modelling probability of snow and wind damage in Scots pine stands using tree characteristics. *Forest Ecology and Management*, 97, PP.215-222.

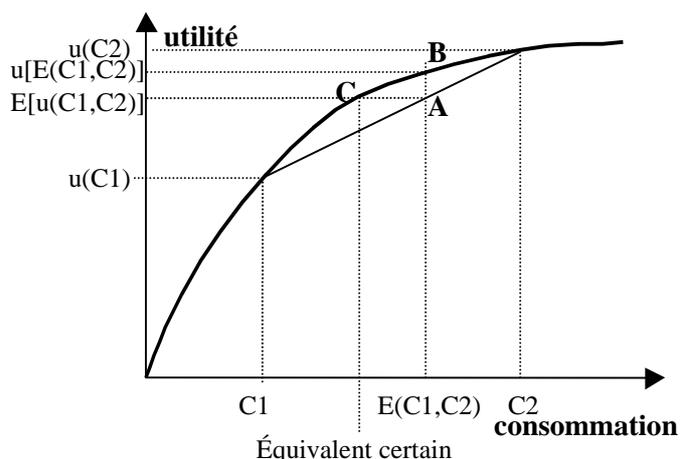
Valsta L., 1992. A scenario approach to stochastic anticipatory optimisation in stand management. *Forest Science*, 38, PP.430-447.

Appendice : remarques sur l'aversion et la neutralité au risque.

Les agents ne sont en général pas neutres au risque mais reconnaissent tous au contraire une certaine aversion vis-à-vis des risques non assurés. Ainsi, entre deux projets présentant la même espérance de gain, ils retiendront celui qui apparaîtra le moins risqué. Par exemple, entre deux techniques de plantation dont l'une est éprouvée, c'est-à-dire sans surprise, et dont l'autre coûte la moitié moins cher mais ne réussit qu'une fois sur deux, un propriétaire préférera en général la première (même dans le cas où le délai résultant d'un échec peut être négligé)³¹.

Cette aversion au risque dépend de la courbe d'utilité de l'agent en fonction du niveau de sa consommation, qui est généralement supposée strictement croissante et concave. Ces propriétés mathématiques sont conformes avec une aversion vraie pour le risque (figure 5).

Figure 5 : Utilité d'une consommation aléatoire : si C1 et C2 sont deux modalités possibles de la consommation dont l'espérance mathématique est $E(C1,C2)$, alors, du fait de la concavité de la courbe, l'espérance de l'utilité des deux consommations alternatives (point A) est inférieure à l'utilité de l'espérance des consommations (point B). Le point C désigne quant à lui la consommation équivalente certaine de même utilité espérée.



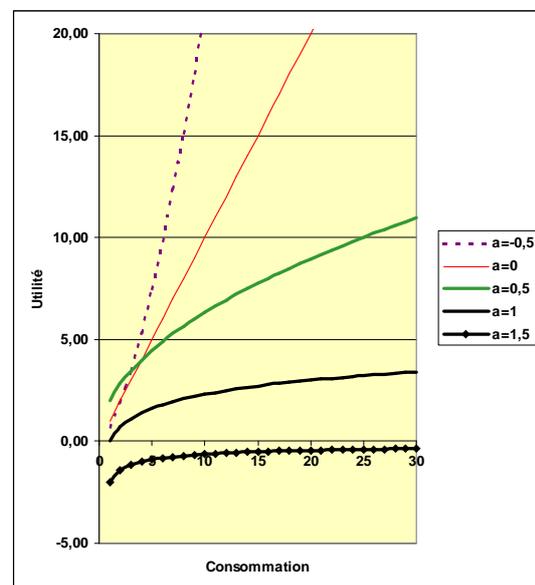
L'aversion au risque augmente avec la concavité. Il est souvent commode de se référer à la classe particulière de fonctions d'utilité à aversion relative au risque constante qui prennent la forme :

³¹ Supposons que le délai dû à un échec soit négligeable et que la probabilité de succès de la plantation soit s . Si le coût d'une plantation est D_1 , alors le coût espéré d'une plantation réussie est D_1/s . En effet, l'espérance mathématique se calcule par $s.D_1 + (1-s).(D_1 + D_1/s) = D_1/s$. Lorsque la probabilité de succès est de 50%, alors le coût espéré est égal à $2D_1$, c'est-à-dire au coût certain de la méthode éprouvée. Si le délai n'était pas négligeable, il lui serait alors associé un facteur d'actualisation et le coût espéré d'une plantation réussie serait, comparativement au cas où le délai est négligé, d'une part augmenté du coût lié à l'improductivité temporaire du terrain, d'autre part légèrement diminué du fait du report dans le temps de la nouvelle dépense.

$$u(C) = \frac{C^{1-a}}{1-a} \quad (\text{Equation 8})$$

où a représente l'aversion relative au risque et C la consommation de l'agent. On considère souvent que la valeur de ce paramètre est comprise entre 1 et 4 (Gollier, 2002), bien qu'elle puisse varier dans une fourchette beaucoup plus large et même prendre des valeurs négatives dans le cas de personnes particulièrement aventureuses. Par rapport à la forme mathématique de la fonction d'utilité, les valeurs seuils sont obtenues pour $a=0$ et $a=1$. La figure 6 représente donc l'utilité de la consommation pour ces valeurs ainsi que pour des aversions inférieure ($a=-0,5$), intermédiaire ($a=0,5$) ou supérieure ($a=1,5$). Remarquons également que la forme fonctionnelle de l'équation 8 n'est pas définie pour une aversion unitaire mais tend dans ce cas-là vers la fonction logarithme népérien.

Figure 6 : Représentation de quelques fonctions d'utilité à aversion relative au risque constante pour quelques valeurs caractéristiques de l'aversion (-0,5 ; 0 ; 0,5 ; 1 ; 1,5).



L'utilité caractérise la consommation globale de l'individu et l'aversion au risque dépend donc de l'ensemble du patrimoine et des revenus du consommateur, qu'ils soient forestiers ou non. Dans le cas où plusieurs périodes sont en cause, chaque période donne lieu à une utilité qui peut alors être sommée aux autres après utilisation d'un taux d'actualisation. Par ailleurs, dans le cas où se présentent plusieurs modalités concurrentes dont les probabilités sont connues ou supposées comme telles, l'espérance de l'utilité doit être calculée.

Le fait que la globalité du patrimoine du propriétaire soit en cause conduit à considérer deux cas extrêmes dans lesquels soit le propriétaire ne possède que cette parcelle de terrain et l'argent nécessaire pour la planter, soit la parcelle est une fraction quasi négligeable de son patrimoine. Dans ce dernier cas, la variation d'utilité due à la gestion de la parcelle est marginale et peut être approchée

au premier ordre par $du = u'(C).dC$. Cette approximation linéaire ramène ainsi le problème forestier à celui du propriétaire neutre au risque. Le premier cas est quant à lui plus complexe et fait l'objet des développements suivants. Finalement, on pourra considérer que la réalité est quelque part entre ces deux cas extrêmes, selon la part qu'occupe la parcelle dans le patrimoine et les revenus du propriétaire.

Chapitre II-1. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier

Sous-chapitre II-1.2. La modélisation de la forêt landaise : portée et limites

Jean-Luc Peyron

LEF

Une forêt propice à la modélisation

Parce qu'elle est largement cultivée, la forêt landaise s'avère mieux adaptée que d'autres à l'utilisation de modèles. En effet, les peuplements y sont le plus souvent constitués de manière artificielle, par semis ou plantation d'une seule essence, le Pin maritime. Ils sont ainsi monospécifiques, équiennes, purs et homogènes, toutes conditions auxquelles ont été soumis la majorité des modèles de croissance construits en France depuis quarante ans. Par ailleurs, bien que très pauvres en moyenne et grâce aux progrès de la recherche, les terrains concernés permettent une assez bonne productivité du Pin maritime, sont relativement plats, bien desservis et ont été boisés à grande échelle. Ajoutées aux précédentes, ces caractéristiques rendent la sylviculture landaise aisément mécanisable, très favorable à une industrialisation de ses produits et, finalement, susceptible d'une certaine rentabilité. Ainsi, non seulement les peuplements se prêtent-ils à la modélisation, mais encore en valent-ils véritablement la peine.

Ce n'est donc pas un hasard si les landes de Gascogne ont supporté de nombreuses modélisations, non seulement de la croissance (Lemoine, 1995), mais aussi de la gestion, intégrant alors une approche économique dans le cadre de méthodes quantitatives de gestion forestière (Calvet, 1998 ; Guo, 1994 ; Guo, Peyron, 1995 ; Lemoine, Champagne, 1990, Peyron, Calvet, Guo, Lemoine, 1999). Parmi les réalisations de ce dernier type, deux thèses ont en particulier été conduites au cours de la dernière décennie au sein de ce qui est aujourd'hui le Laboratoire d'Economie Forestière (LEF) unité mixte de recherche entre l'ENGREF (Ecole nationale du Génie rural, des Eaux et des Forêts) et l'INRA (Institut national de la Recherche agronomique), en collaboration avec la station INRA de Pierroton. Elles visaient à optimiser la gestion forestière à long terme d'un peuplement, d'une part, d'une forêt constituée de multiples peuplements, d'autre part. Elles ont mis en évidence les intérêts et limites des méthodes quantitatives d'aménagement forestier dans les landes de Gascogne et au-delà. Si elles restent un exercice d'abord scientifique, elles n'en contribuent pas moins à éclairer le propriétaire ou gestionnaire forestier sur ses actions et, plus généralement, à stimuler sa réflexion sur la prise en compte du long terme en forêt. Leur valorisation reste, encore aujourd'hui, d'actualité.

Depuis ces travaux, les tempêtes de décembre 1999 sont venues, particulièrement dans le Sud-Ouest, bouleverser le paysage forestier, apporter de nouveaux thèmes d'investigation, remettre en question des certitudes anciennes. Si de tels événements ont justement balayé bon nombre des anciens plans qui avaient été échafaudés sur le terrain, ils n'ont pas pour autant évacué toute idée d'optimisation et de planification. Ils ont aussi créé de nouveaux besoins auxquels il importe aujourd'hui de faire face.

Dans ce contexte, il s'agit ici de rappeler les principaux résultats obtenus par Guo (1994) et Calvet (1998) dans leur tentative d'optimiser la gestion d'un peuplement forestier donné, puis, pour Calvet, celle d'une forêt entière. Seront ensuite proposées quelques réflexions relatives aux modifications introduites par l'anticipation de risques sur la gestion optimale puis sur une forme de gestion des conséquences du sinistre, une fois celui-ci arrivé. Ces exemples viendront alors étayer une brève discussion sur la portée et les limites de la modélisation en forêt.

Optimisation de la gestion à long terme d'un peuplement de Pin maritime

Les méthodes quantitatives modélisent en général la gestion d'un peuplement forestier sous la forme de trois entités : le peuplement, objet d'une gestion, le propriétaire qui le gère ou fait gérer, le contexte socio-économique dans lequel se déroule cette gestion.

Le **peuplement** peut être représenté à travers un **modèle de croissance** qui permet d'en simuler l'évolution entre deux interventions, y compris la réponse à une intervention donnée.

Le **propriétaire** apparaît par le biais de **critères de gestion**. Ceux-ci sont de diverses natures, écologique, économique, socio-culturelle. Ils s'expriment sous deux formes possibles pour définir une stratégie. Lorsqu'ils déterminent des seuils à attendre, des bornes à ne pas dépasser, le cadre dans lequel les choix de gestion devront impérativement être faits, ils créent des contraintes à respecter, qui viennent restreindre le champ des solutions envisageables ou acceptables par le propriétaire ; on se limite par exemple aux seules essences parfaitement adaptées à la station considérée. A l'intérieur du domaine ainsi circonscrit, un autre critère, fréquemment représenté par un indicateur économique, peut guider la gestion jusqu'à être éventuellement optimisé formellement.

Quant au **contexte socio-économique**, il se traduit essentiellement par des **fonctions de prix et de coûts**, des probabilités de risque, voire des valeurs sociales ou environnementales.

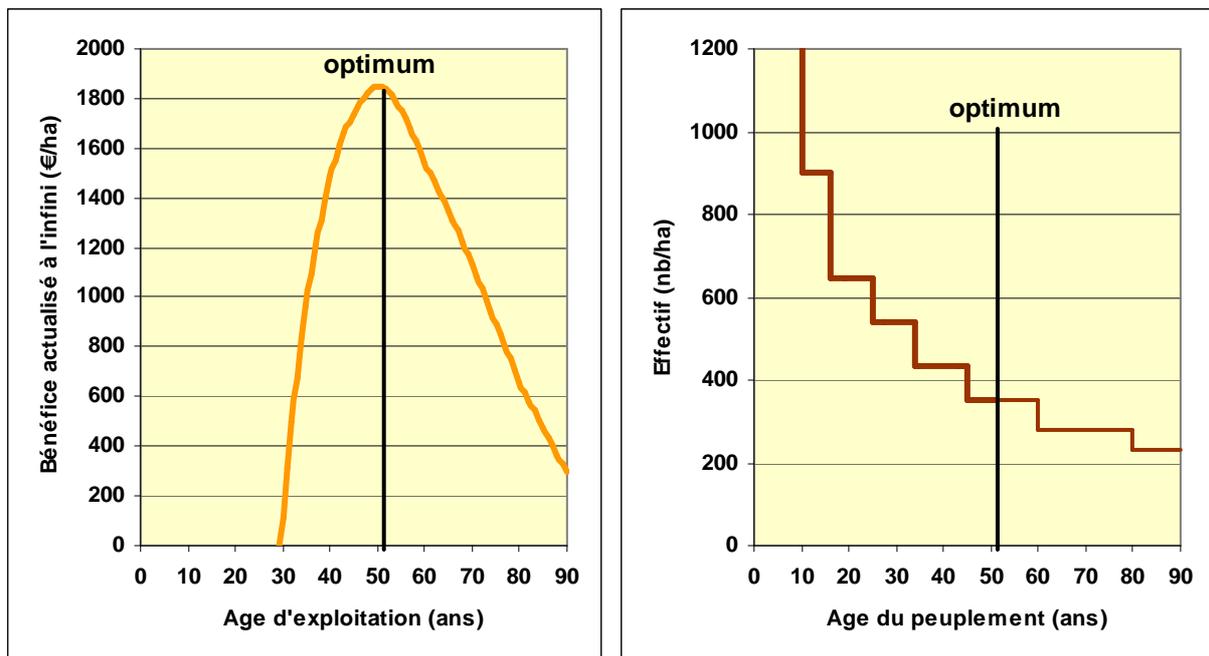
Dans les cas traités aussi bien par Guo (1994) que par Calvet (1998), le modèle de croissance utilisé a été celui de Lemoine (1995). Une fois choisi le contexte du Pin maritime et imposées quelques contraintes techniques assurant une stabilité minimale au peuplement, c'est essentiellement le bénéfice actualisé sur très longue période qui a été optimisé. Le prix des bois est représenté par une

fonction croissante mais concave de la grosseur moyenne des tiges et constitue le pendant des coûts de préparation du terrain et reboisement, de gestion et d'administration, d'intervention, ... (un exemple de données utilisées est fourni en appendice).

Le résultat de ce type de démarche peut se représenter schématiquement par la figure 1. Celle-ci montre, dans le cas particulier considéré, d'une part, l'évolution du bénéfice, actualisé à l'infini (en supposant la répétition de révolutions identiques), au taux de 3,5%, selon l'âge d'exploitation, et, d'autre part, l'itinéraire sylvicole optimal qui en résulte. On remarque notamment que le bénéfice actualisé à l'infini, qui s'interprète comme étant la valeur théorique du fonds, n'est positif que pour des âges d'exploitation supérieurs à 38 ans et sans doute inférieurs à 100 ans ; de plus, il culmine à 51 ans où il atteint 1 845 €/ha, valeur qui semble élevée par rapport au cours des fonds forestiers sur le marché mais sur laquelle il sera revenu plus loin.

Au-delà de l'exemple simple montré ici, c'est bien l'ensemble de l'itinéraire sylvicole qui peut être optimisé depuis la densité initiale (de plantation ou après dépressage d'un peuplement issu de semis) jusqu'à l'âge d'exploitabilité en passant par le calendrier, le poids, voire la nature des éclaircies et la réalisation ou non d'un élagage.

Figure 1 : Optimisation de l'itinéraire sylvicole d'un peuplement de Pin maritime. A gauche, variation du bénéfice actualisé à 3,5% selon l'âge d'exploitabilité, montrant que l'optimum est obtenu pour une récolte à 51 ans. A droite, itinéraire sylvicole représenté par l'évolution du nombre de tiges avec l'âge du peuplement et interrompu à 51 ans à l'optimum.³²



Optimisation de l'aménagement d'une forêt de Pin maritime

Une forêt se compose en général de multiples peuplements qui ne sont pas gérés indépendamment. Elle suscite, de la part de son propriétaire ou gestionnaire, des attentes plus globales qu'au niveau d'un seul peuplement : par exemple la recherche d'un équilibre des classes d'âge, d'une protection de certaines parcelles par d'autres, ou encore d'une meilleure intégration de la forêt dans un ensemble plus vaste, que celui-ci soit un patrimoine personnel ou un territoire collectif. C'est le cas le plus traditionnel en aménagement forestier qui sera traité ici : celui de l'équilibre des classes d'âge.

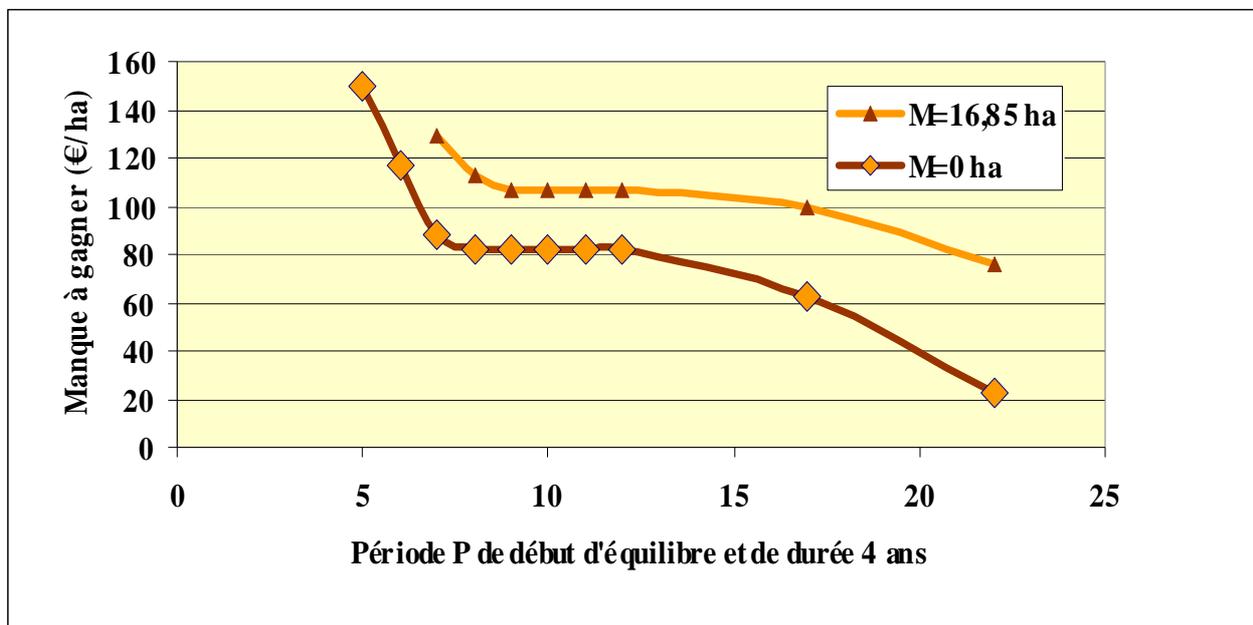
La poursuite d'un objectif spécifique à l'échelle de la forêt introduit une contrainte sur la gestion des peuplements qui amène à accepter de s'écarter, pour certains de ces derniers, de l'optimum défini pour eux. Un objectif d'équilibre des classes d'âge dans une forêt vieillie conduira forcément à récolter des peuplements bien au-delà de leur âge d'exploitation ; au contraire, dans une forêt jeune, on sera amené à essayer d'anticiper l'exploitation. Il en résulte donc un manque à gagner qui constitue le prix à payer pour atteindre l'objectif défini. Inversement, son estimation peut conduire à remettre en question la stratégie établie. Dans tous les cas, pour une stratégie déterminée, il s'avère utile de

³² La courbe de gauche de la figure 1 s'obtient en recherchant les itinéraires sous-optimaux correspondant à divers âges d'exploitation fixés. L'optimum général est le meilleur de ces itinéraires, qui indique l'âge d'exploitabilité. Sur la partie de la vie du peuplement qu'ils décrivent en commun, deux itinéraires sous-optimaux ne sont pas forcément identiques. Pour des raisons de simplification, ces différences ont été négligées ici. C'est pourquoi un seul itinéraire sylvicole a pu être représenté sur la partie droite de la figure, les itinéraires sous-optimaux étant alors supposés correspondre à une interruption de l'itinéraire optimal (ou de sa prolongation) à chaque âge correspondant.

minimiser ce manque à gagner, ce qui constitue une forme d'optimisation de la gestion d'ensemble de la forêt dans le cadre que le décideur s'est fixé.

Ce type de démarche a été mis en œuvre par Calvet (1998) dans le cas d'une forêt des landes de Gascogne (de 355 ha) et on procédant en plusieurs étapes. Tout d'abord, une **description détaillée** de la forêt d'étude a été réalisée. Un type de station unique et homogène a, en l'occurrence, été identifié. Une dizaine de types de peuplement ont été décrits par leur âge, leur surface et diverses caractéristiques dendrométriques nécessaires tant à l'utilisation du modèle de croissance (hauteur dominante, circonférences dominante et moyenne, effectif à l'hectare) qu'au calcul de grandeurs économiques (volume sur pied). Un **objectif à long terme** a ensuite été défini sur la base de l'itinéraire sylvicole optimal des peuplements (semblable à celui de la figure 1, avec un âge d'exploitabilité arrondi à un multiple de quatre, soit 52 ans) et d'un équilibre des classes d'âge au niveau de la forêt (soit une surface à régénérer de 27,30 ha tous les quatre ans). Or, la forêt montrait un excès de jeunes peuplements et un déficit de peuplements d'âge moyen. La **transition entre états actuel et objectif** a alors été raisonnée en distinguant de multiples solutions possibles selon l'âge d'exploitation des peuplements actuels et de leurs successeurs. La meilleure combinaison possible résulte d'un **processus d'optimisation** utilisant la programmation linéaire et maximisant le bénéfice actualisé à l'infini. Au niveau de l'ensemble de la forêt, ce critère s'interprète comme la valeur théorique de la forêt, fonds et peuplements compris. Le **manque à gagner lié à l'objectif d'équilibre** apparaît alors en comparant diverses modalités différant selon la période P de quatre ans à laquelle l'équilibre commence à être mis en place et selon la surface minimale M que l'on s'impose de récolter et régénérer durant chaque période de quatre ans. Si P est repoussée à l'infini et M fixée à 0 ha, aucune contrainte d'équilibre n'est imposée et on obtient une solution de référence à laquelle pourront être comparées toutes les autres solutions, comme le montre la figure 2.

Figure 2 : Manque à gagner lié à l'équilibre selon la période P à laquelle celui-ci commence à être mis en place et selon la surface minimale M que l'on s'impose de récolter et régénérer durant chaque période de quatre ans. Les deux courbes représentées limitent les solutions acceptables.



Dans le cas traité, les résultats montrent (courbe du bas sur la figure 2) qu'un équilibre ne peut être amorcé au mieux qu'à compter de la 5^{ème} période et qu'il représente un coût de 150 €/ha environ par rapport à la solution de référence sans contrainte d'équilibre. Il apparaît que ce coût peut être abaissé presque de moitié en n'exigeant la mise en place de l'équilibre qu'à compter de la 7^{ème} ou 8^{ème} période et qu'une diminution supplémentaire exigera une attente d'encore cinq périodes de quatre ans. On voit également qu'il est possible d'éviter tout trou de production et même de récolter et régénérer toujours près de 17 ha tous les quatre ans à condition de ne pas exiger la mise en place de l'équilibre avant la 7^{ème} période (courbe du haut sur la figure 2). Il s'avère cependant impossible d'espérer récolter au pire une surface plus importante que ces presque 17 ha tous les quatre ans.

Il apparaît finalement qu'il y a là un outil permettant véritablement de raisonner la gestion à long terme d'une forêt lorsque celle-ci peut se modéliser aisément comme c'est le cas dans les landes de Gascogne.

Anticipation des risques encourus par un peuplement de Pin maritime

La gestion forestière n'est pas sans risque, comme des événements encore récents sont venus le rappeler, que ceux-ci concernent des facteurs abiotiques comme la tempête, l'incendie, la sécheresse doublée d'une canicule, ou encore des facteurs biotiques comme les insectes. Ces risques, souvent catastrophiques, n'ont que rarement été pris en compte par les modèles économiques.

L'hypothèse sera ici faite qu'un peuplement d'âge t a une probabilité $q(t)$ d'être détruit dans l'année et donc $(1-q(t))$ de se maintenir. La probabilité $q(t)$ est en général une fonction croissante de l'âge t du peuplement. Lorsque survient l'événement massif, la perte n'est pas pour autant totale dans tous les cas. Une partie des bois peut être récupérée, à laquelle on donne parfois le nom expressif de sauvetage. Sa valeur dépend d'une part de la fraction des bois qui est trop endommagée pour être vendue, d'autre part du prix qu'il sera possible d'en tirer, celui-ci étant en général bien inférieur à la normale du fait des difficultés de l'exploitation, de la suspicion pesant sur la qualité des produits, éventuellement de l'engorgement du marché.

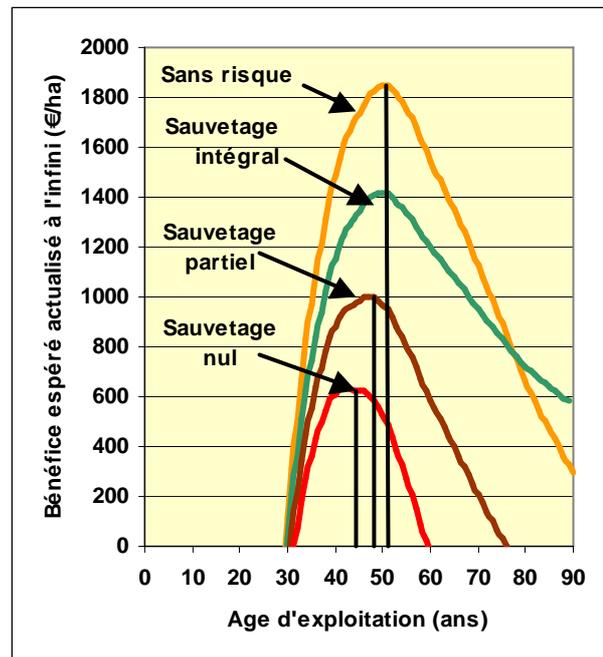
Si l'on suppose, pour simplifier, le propriétaire neutre au risque, c'est-à-dire sans aversion ni goût particulier pour celui-ci, que ce soit du fait de son attitude personnelle, parce que sa forêt ne constitue pas l'essentiel de ses préoccupations ou encore parce qu'il se considère bien assuré, alors il convient de se référer dorénavant à l'espérance de bénéfice actualisé à l'infini.

La figure 3 montre que la prise en compte du risque à des niveaux significatifs mais pas extrêmes entraîne une baisse importante du bénéfice actualisé, qui passe par exemple de 1 845 €/ha en

l'absence de risque à 1 000 €/ha pour un sauvetage moyen de 50%. Par ailleurs, l'âge d'exploitabilité tend incontestablement à diminuer lorsque le sauvetage est relativement faible : il n'est plus que de 48 ans pour un sauvetage partiel et de 43 ans pour un sauvetage nul. Cependant, ceci ne serait plus le cas pour un sauvetage intégral, pour autant qu'une telle situation puisse correspondre à quelque réalité. Le graphique fait également apparaître le fait que, dans ce cas, le risque pourrait rendre la gestion forestière plus économique en réduisant le manque à gagner dû à une prévision d'exploitation tardive.

Si l'on retient le cas d'un sauvetage partiel, la valeur de 1 000 €/ha peut s'avérer assez conforme au marché des terrains forestiers et justifie le choix du taux d'actualisation.

Figure 3 : Influence de la prise en compte du risque sur le bénéfice actualisé et l'âge d'exploitabilité. Le niveau de risque se différencie par la probabilité de catastrophe (qui varie de 1/1000 à la constitution du peuplement à 23,5/1000 à 90 ans en passant par 13/1000 à 48 ans) et par l'ampleur relative du sauvetage qui va de 0% de la valeur marchande des bois (sauvetage nul) à 100% (sauvetage intégral) en passant par 50% (sauvetage partiel).



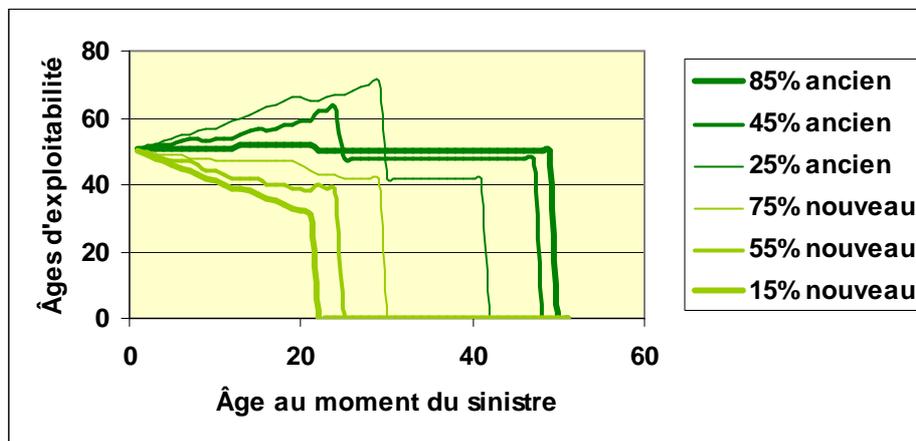
Gestion d'une parcelle de Pin maritime partiellement sinistrée

Lorsqu'une parcelle a été partiellement sinistrée, une première solution consiste à adopter une gestion différenciée en constituant deux sous-parcelles considérées séparément : la partie épargnée (respectivement détruite) est gérée comme l'aurait été l'ensemble de la parcelle en l'absence de sinistre (respectivement en présence d'un sinistre total). Ce cas ne nécessite pas d'autre développement particulier : il suffit d'appliquer aux deux sous-parcelles la gestion optimale telle qu'elle résulte du paragraphe précédent. Mais il arrive souvent que, pour des raisons de facilité ou de simplicité, on désire continuer à considérer à terme la parcelle comme une unité de gestion. Trois solutions se trouvent alors en concurrence : l'une d'entre elles consiste à renouveler immédiatement l'ensemble de la parcelle, y compris la zone épargnée ; une autre à conduire le peuplement épargné à son terme, quitte à maintenir improductif pendant quelques années le terrain sinistré et à adapter en

conséquence l'âge d'exploitabilité à cette nouvelle situation ; en préconisant simultanément de maintenir sur pied le peuplement épargné et de reconstituer la zone sinistrée, la troisième constitue un compromis entre ces deux premières solutions très tranchées. Il s'agit alors évidemment de déterminer la meilleure d'entre ces solutions dans chaque situation et d'en préciser, le cas échéant, les caractéristiques.

Pour simplifier le problème, nous nous sommes placés dans le cas d'un risque infinitésimal qui vient de se produire mais ne devrait pas se reproduire à nouveau. La gestion optimale consisterait alors à exploiter le peuplement à 51 ans (figure 1). Mais, du fait de la volonté de gérer la parcelle d'une seule pièce, le nouvel âge d'exploitabilité dépend de l'âge du peuplement au moment du sinistre et de l'ampleur de la fraction épargnée. comme le montrent la figure 4.

Figure 4 : Conduite à tenir vis-à-vis d'une parcelle partiellement sinistrée que l'on souhaite gérer à terme en une seule entité, dans le cas d'un risque qui vient de se produire mais est de probabilité infinitésimale. L'âge d'exploitabilité optimal est donné en fonction de l'âge du peuplement au moment du sinistre (mentionné en abscisse), de la génération concernée (peuplement originel et épargné en trait sombre ; peuplement reconstitué en trait clair) et de la fraction du peuplement qui a été épargnée par le sinistre. Cette dernière varie comme l'épaisseur des traits : forte, elle se rapporte à un sinistre n'ayant renversé que 15% du peuplement dont les 85% autres ont été préservés ; moyenne, elle concerne un sinistre ayant atteint 55% du peuplement dont les 45% sont indemnes ; fine, elle représente un sinistre qui a causé la perte de 75% du peuplement dont ne subsiste que 25%.



Les résultats illustrés partiellement par la figure 4 permettent de répondre successivement à quatre grandes questions qui sont fondamentales du point de vue de l'aménagement forestier de la parcelle concernée et qui sont successivement analysées ci-après.

- jusqu'à quel point faut-il maintenir sur pied après le sinistre la fraction épargnée ? les résultats (non représentés sur la figure 4) montrent qu'un tel maintien se justifie dès lors que la partie

épargnée représente plus de 15 à 20% du peuplement et que celui-ci est encore éloigné de la maturité ; il faut relever que cette valeur est extrêmement faible et qu'elle suggère finalement de maintenir le plus possible les arbres restant sur pied, ce que conseillent également les écologues et les sylviculteurs, de manière à conserver autant que faire se peut une ambiance forestière qui facilitera une régénération ultérieure ;

- **dans quels cas faut-il reconstituer la partie sinistrée ?** cette reconstitution ne s'impose que si l'âge du peuplement au moment du sinistre est inférieur à un seuil qui est de l'ordre de 20 ans pour un sinistre limité (proportion épargnée supérieure à 85%) et de 30 ans pour un sinistre important (par exemple proportion épargnée de 25%); au delà de ce seuil, soit l'investissement dans le renouvellement n'aurait pas le temps d'être rentabilisé avant l'exploitation, soit il amènerait à prolonger trop longtemps que peuplement indemne ;

- **quel doit être l'âge d'exploitabilité du peuplement épargné lorsqu'aucune reconstitution ne se justifie ?** pour un sinistre limité, cet âge d'exploitabilité est évidemment proche de la cinquantaine d'années qui correspond à la maturité d'un peuplement normal ; mais il diminue jusqu'aux alentours d'une quarantaine d'années lorsque l'importance du sinistre grandit, dans la mesure où l'improductivité du terrain sinistré devient de plus en plus coûteuse ;

- **quel doit être l'âge d'exploitabilité de chacun des deux peuplements anciens et nouveaux lorsque ceux-ci sont gérés côte à côte ?** dans ce cas, compte tenu de l'objectif de gérer à terme la parcelle comme une seule entité, les deux peuplements anciens et nouveaux sont destinés à être exploités au même moment et leurs deux âges d'exploitabilité sont simplement séparés l'un de l'autre par l'âge qu'avait le peuplement au moment du sinistre ; l'âge d'exploitabilité du peuplement nouveau est toujours inférieur à l'âge normal dont il tend à se rapprocher lorsque diminuent à la fois l'âge qu'avait le peuplement originel au moment du sinistre et la fraction épargnée ; celui du peuplement ancien évolue à l'inverse si bien que la moyenne des deux au niveau de la parcelle reste autour d'une cinquantaine d'années.

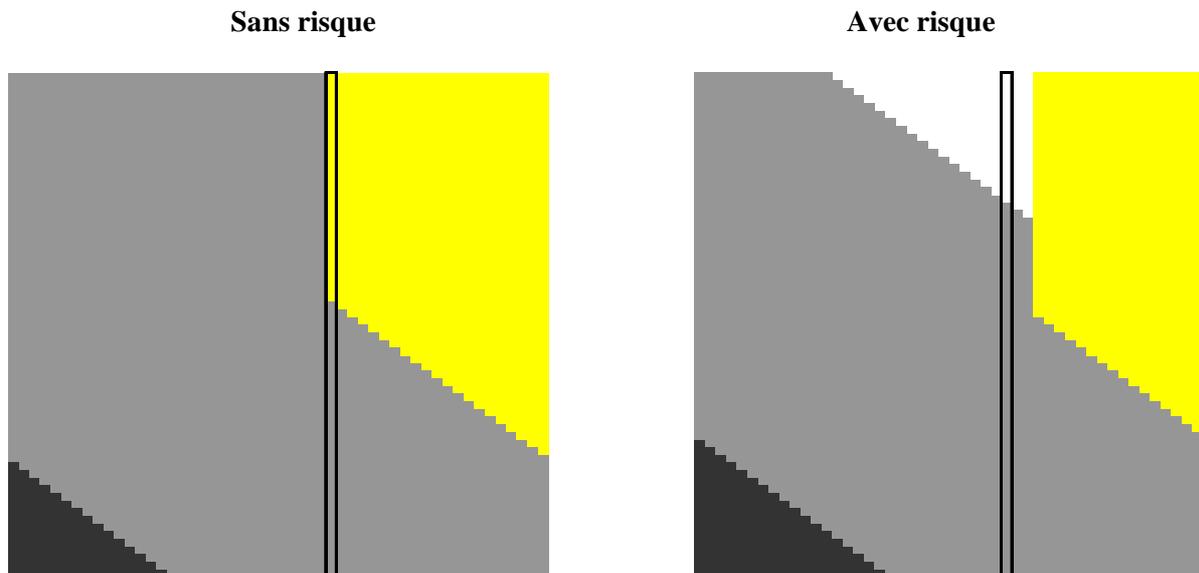
Optimisation de l'aménagement d'une zone sinistrée de Pin maritime

Lors des tempêtes de fin décembre 1999, d'énormes surfaces se sont trouvées sinistrées, si bien que la question s'est posée de savoir comment constituer au mieux une futaie régulière équilibrée à partir d'un terrain initialement nu. Elle avait, jusque là, il faut bien le reconnaître, un intérêt surtout académique.

Le problème ainsi considéré possède une première solution qui consiste à découper le terrain en autant de parcelles que d'années dans l'âge d'exploitabilité et à en reboiser une chaque année. Cette

solution laisse cependant une grande partie du terrain improductive durant de nombreuses années. Il peut alors être envisagé de planter immédiatement les parcelles destinées à être reboisées le plus tardivement, quitte à exploiter avant l'âge d'exploitabilité le premier peuplement qu'elles porteront. De même, plutôt que d'attendre quelques années pour reconstituer certaines des parcelles destinées à être reboisées relativement rapidement, il s'avère opportun de le faire tout de suite, quitte à exploiter la peuplement correspondant un peu au-delà de l'âge d'exploitabilité. Quant aux parcelles destinées initialement à être reboisées vers le milieu de l'âge d'exploitabilité, notamment dans 25 ans ou 30 ans, vaut-il mieux les laisser improductives pendant au moins une partie de cette période, ou bien les reboiser de manière anticipée, pour les exploiter avant ou après leur âge d'exploitabilité ?

Figure 4 : Recherche d'un équilibre des classes d'âge en l'absence de risque avec un âge d'exploitabilité de 51 ans (à gauche), en présence de risque avec un âge d'exploitabilité de 48 ans (à droite). L'espace est représenté horizontalement depuis la première parcelle à gauche jusqu'à la 51^{ème} (sans risque) ou la 48^{ème} (avec risque). Le temps est représenté verticalement vers le bas (sur 66 années). Considérons par exemple la parcelle 30, dont l'avenir se lit verticalement vers le bas et qui se trouve identifiée sur chaque graphique ; dans le cas sans risque, elle est reboisée tout de suite pour être exploitée dans 29 ans puis tous les 51 ans ; la parcelle 29, qui est placée à la gauche de la parcelle 30, est reboisée immédiatement mais pour une première révolution de 79 ans avant des révolutions ultérieures de 51 ans ; en présence de risque, la parcelle 30 reste d'abord sans boisement durant 17 ans, puis est reboisée pour une série de révolutions de 48 ans.



Cette question a été examinée sur l'exemple déjà utilisé précédemment, d'une part en omettant le risque, d'autre part en le prenant en compte. Les deux solutions correspondantes sont illustrées sur la figure 4 et apparaissent assez différentes l'une de l'autre. Notamment, dans ce cas particulier, la prise en compte du risque amène à ne pas reboiser la totalité du terrain le plus rapidement possible, mais seulement environ 60%, 20% étant reboisés au cours de la première décennie et les 20% restants au cours de la seconde décennie. La recherche de l'équilibre représente évidemment un coût : dans la situation risquée, le fonds n'est plus rentabilisé que pour 69% de sa valeur maximale. Mais la solution

imaginée s'avère bien meilleure que la première esquissée (reboisement d'une parcelle chaque année) qui n'aurait laissé au fonds que 50% de sa valeur maximale. Elle est également supérieure à celle qui aurait consisté à reboiser l'ensemble le plus rapidement possible et qui n'aurait rentabilisé le fonds qu'à moins de 64 % de sa valeur maximale. A cependant été négligé ici le coût de remise en état après jachère qui s'avère susceptible de rendre de l'intérêt au reboisement immédiat. Par ailleurs, la réglementation oblige à reconstituer l'état boisé dans un délai de 5 ans. Si un reboisement immédiat devait alors être choisi, l'optimum serait du même type pour les gestions en situation risquée ou non (première récolte à un âge supérieur ou égal à l'âge d'exploitabilité pour les 30 premières parcelles et à un âge inférieur pour les autres).

Discussion et conclusion

La démarche modélisatrice a pour objet de représenter la réalité. Elle ne peut cependant l'accomplir qu'au prix de simplifications. Elle est donc forcément critiquable. De fait, elle omet de nombreux éléments de cette réalité : les modèles présentés ici sont par exemple calés sur des moyennes autour desquels toute la variabilité des valeurs n'a pas été prise en compte : l'hétérogénéité des stations, peuplements, produits, marchés, comportements n'a pas été considérée ; de plus, nombre de paramètres utilisés sont fournis avec une assez faible précision (prix des bois) ou de façon estimative (taux d'actualisation) ; de manière générale, d'ailleurs, compte tenu des périodes de temps en cause, on se trouve plus souvent habité par le doute que par la certitude face aux anticipations qui sont à faire.

Cependant, les remarques précédentes constituent la toile de fond non seulement de la modélisation mais encore de la stratégie d'intervention en général, quelle que soit la méthode utilisée en amont de la décision. Le modélisateur ne fait qu'intégrer au mieux l'information qui est celle du décideur. Il apporte alors à ce dernier l'avantage d'un raisonnement formalisé et des moyens de calcul. Cette approche ne peut que stimuler les réflexions. Elle permet des analyses de sensibilité. Elle est susceptible de mettre en évidence les points importants, ceux sur lesquels il importe éventuellement de faire progresser la connaissance. La crainte principale à son sujet provient alors surtout d'un excès de confiance dans les conclusions obtenues qui, compte tenu de ce qui a été dit, ne peuvent être mises en œuvre automatiquement et aveuglément.

Les exemples présentés dans ce document ont un caractère purement illustratif et les résultats auxquels ils donnent lieu n'ont évidemment aucune vocation à être généralisés à l'ensemble du massif aquitain et à toute période. Ils montrent cependant notamment l'intérêt qu'il peut y avoir à raisonner la gestion forestière en termes économiques, au niveau du peuplement ou de la forêt, en présence ou absence de risque. De manière plus précise, ils permettent de comparer des situations plus ou moins risquées et d'appréhender le manque à gagner d'une gestion s'écartant de l'optimum, du fait d'une

anticipation ou d'un retard de l'âge d'exploitabilité, ou encore de la recherche d'un équilibre des classes d'âge. Dans le cas d'un risque catastrophique, ils ont montré, entre autres, que l'âge d'exploitabilité ne variait pas beaucoup du fait de l'aléa lorsque les conséquences du sinistre pouvaient être limitées par une récupération efficace des produits et que, pour reconstituer rapidement une futaie équilibrée, il convenait de reboiser rapidement une grande partie des terrains mais pas forcément la totalité.

Finalement, la possibilité de modélisation doit être saisie comme une chance, que possède incontestablement la forêt des landes de Gascogne, et il serait tout aussi répréhensible de l'ignorer que d'avoir en elle une foi trop absolue.

Remerciements

Les travaux issus des thèses de Guo et Calvet ont bénéficié de financements de la Région Aquitaine, du Ministère chargé de l'Agriculture (Direction générale de l'Enseignement et de la Recherche) ainsi que de l'Union Européenne. Ils n'auraient pas pu être conduits sans l'implication du propriétaire de la forêt analysée, de l'Office national des Forêts, du Centre de Productivité et d'Action forestière d'Aquitaine, de la station INRA de Pierroton.

Références bibliographiques

CALVET (Ph.), 1998. — Analyse quantitative en vue de l'aménagement des futaies de Pin maritime dans les landes de Gascogne.— Paris et Nancy : ENGREF, 220 p.

GUO (B.), 1994. — Recherche d'une sylviculture optimale à long terme pour les peuplements forestiers équiennes ; formulation, résolution, applications.— Paris et Nancy : ENGREF, 242 p.

GUO (B.) et PEYRON (J.-L.), 1995. — Optimiser la sylviculture à long terme des peuplements forestiers équiennes grâce au logiciel SYLOPT.— Revue forestière française, vol.XLVII, n° spécial 1999, pp. 120–130.

LEMOINE (B.), 1995. — Un modèle de croissance pour le Pin maritime dans les landes de Gascogne.— Revue forestière française, vol.XLVII, n° spécial 1995, pp. 116–119.

LEMOINE (B.), CHAMPAGNE (P.), 1990. — Gestion et modélisation du Pin maritime.— Actes du 3^{ème} colloque Sciences et Industries du Bois, ARBORA, Bordeaux, 1990, pp. 483-492.

PEYRON (J.-L.), 1993. — Présentation illustrée d'une méthode de planification de la gestion forestière et de détermination de l'effort de régénération.— Revue forestière française, vol.XLV, n°1-1993, pp. 185-197.

PEYRON (J.-L.), 2000. — Forest planning : an evolving institutional tool viewed through quantitative methods.— In : « *Institutional aspects of managerial economics and accounting in forestry* », Rome : IUFRO, coordonné par H. Jöbstl, M. Merlo, L. Venzi, pp.477-487.

PEYRON (J.-L.), 2002. — Economie du bois et aménagement forestier : une approche considérée comme privilégiée et pourtant encore à étoffer.— Ingénierie EAT, n°spécial 2002, pp. 35-44.

PEYRON (J.-L.), 2002. — Evaluation monétaire des dégâts de tempêtes.— Revue forestière française, vol. LIV, n°sp.2002, pp. 31-38.

PEYRON (J.-L.), CALVET (Ph.), GUO (B.), LEMOINE (B.), 1999. — Aménagement forestier quantitatif : application à la foresterie intensive.— Revue forestière française, vol.LI, n°sp.1999, pp. 59–74.

PEYRON (J.-L.), MAHEUT (J.), 1999. — Les fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques uns de ses précurseurs et successeurs.— Revue forestière française, vol.LI, n°6-1999, pp. 679–698.

Appendice

Les paramètres de croissance, de coûts et de prix du bois considérés dans les exemples sont les suivants :

Paramètre économique	Exemples anciens	Exemples récents
- type de lande	Mésophile humide	humide
- hauteur dominante à 40 ans	22,95 m	22,95 m
- effectif initial	1500 à 1600 /ha	1574/ha
- préparation du terrain et de reboisement	10 000 F/ha	1 650 €/ha
- frais administratifs et fiscaux	250 F/ha/an	36 €/ha/an
- coût de réalisation d'une éclaircie	350 F/ha	80 €/ha
- coût de réalisation d'une coupe rase	450 F/ha	120 €/ha
- prix des bois : $p = a.[1 - e^{-b.(v-c)}]$ où : p : prix des bois (F/m ³ ou €/m ³) v : volume de l'arbre moyen (m ³ /tige) paramètre a → paramètre b → paramètre c →	310 F/m ³ 0,87/ m ³ -0,12 m ³	50 €/m ³ 0,87/ m ³ -0,12 m ³
- taux d'actualisation	3,0%	3,5%

Résumé

La forêt landaise est largement cultivée et s'avère de ce fait mieux adaptée que d'autres à l'utilisation de modèles, y compris économiques. C'est pourquoi des recherches ont été effectuées au cours de la dernière décennie par ce qui est aujourd'hui le laboratoire d'économie forestière, LEF, Unité Mixte de Recherche ENGREF/INRA en collaboration avec la station INRA de Pierroton, qui ont mis en évidence les possibilités des méthodes quantitatives d'aménagement dans les landes de Gascogne. Il s'agissait d'abord de rechercher la meilleure sylviculture possible (année et poids des éclaircies, âge d'exploitabilité) pour un peuplement de Pin maritime placé dans des conditions déterminées. Il s'agissait ensuite de considérer tous les peuplements d'une même forêt pour en optimiser la gestion d'ensemble compte tenu d'objectifs en termes de régularité des récoltes futures et de revenus nets engendrés. La tempête de fin 1999 est venue suggérer d'autres thèmes d'études peu éloignés de celui-ci. Par exemple, prendre en compte les risques, notamment catastrophiques est aujourd'hui incontournable dans le cadre de l'optimisation de la gestion forestière ; en outre, l'importance des zones sinistrées, notamment dans le Médoc, pose le problème de la meilleure stratégie à utiliser pour reboiser ces terrains de manière à reconstituer le plus rapidement possible une forêt équilibrée en classes d'âges. Ces problématiques permettent de parcourir une dizaine d'années de recherche en économie forestière appliquée à la forêt landaise.

Chapitre II-1. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier

Sous-chapitre II-1.3. Un outil de simulation numérique

Max Bruciamacchie

LERFOB

Impact d'un aléa du type vent sur l'âge d'exploitabilité ou sur le BASI.

Cas de la futaie régulière.

1. Introduction

Objectif

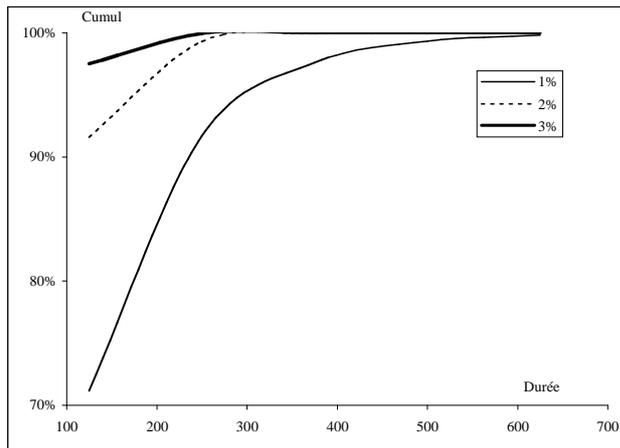
Il est de proposer un outil permettant de modéliser une futaie régulière (avec sa sylviculture), soumise à un risque (qui engendre des pertes) et bénéficiant d'un contrat d'assurance. L'outil nécessite la connaissance de l'occurrence et de l'intensité de l'aléa.

Critère d'évaluation

Le critère retenu pour mesurer la perte est le bénéfice actualisé sur la séquence infinie ou BASI. L'existence d'un aléa rend caduque cette notion de séquence infinie, puisqu'elle ne peut plus être reproductible. Le critère retenu sera donc le bénéfice actualisé sur une grande durée (BAGD). Durant cette période, les recettes et les dépenses seront modifiées par l'aléa. Le critère BAGD sera calculé comme la moyenne d'un grand nombre d'itérations.

Choix de la durée permettant de se rapprocher de cette période infinie

Ce choix a été effectué en considérant un cas simple où une recette constante intervient de manière régulière à chaque âge d'exploitabilité. Le temps nécessaire pour atteindre les valeurs fournies par le calcul classique du BASI dépend de l'âge d'exploitabilité, mais surtout du taux d'actualisation.



La figure ci-contre illustre l'influence du taux d'actualisation. Elle montre que si le taux d'actualisation est supérieur à 1% (très généralement le cas), la somme des bénéfices actualisés sur 600 ans est identique à la valeur fournie par la formule classique du BASI.

Bien qu'étant calculé de manière différente, mais ayant une finalité identique, ce BAGD sera par simplification dénommé BASI dans la suite du rapport.

2. Présentation du produit

Le fichier RisqueFR.xls est un classeur Excel constitué de trois feuilles : "Param", "Calculs", et "Abaque".

2.1 Feuille "Param"

L'utilisateur doit fournir trois types d'informations.

- Il y a d'une part celles concernant l'accroissement exprimées en m³/ha/an. Le tableau autorise 14 classes d'âge et 10 types de production. L'utilisateur a également la possibilité de choisir l'amplitude des classes d'âge.
- Il doit indiquer la sylviculture qu'il souhaite pratiquer sous forme d'un nombre de tiges maximum par classe d'âge. L'utilisateur a également la possibilité de choisir 10 types de sylviculture.
- Il peut également déterminer 10 types d'intensité d'aléa.

RisqueFR.xls

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD		
1	Production (m3/ha/an)																															
2	5		10		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5	
3		1				3				5		6		7		8		9		10												
4	5	12,5	10	8,4	5	5,1	5	8,0	5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5	
5	10	29,1	20	24,5	10	18,9	10	11,0	10		10		10		10		10		10		10		10		10		10		10		10	
6	15	28,6	30	26,7	15	23,3	15	15,0	15		15		15		15		15		15		15		15		15		15		15		15	
7	20	26,0	40	25,6	20	24,4	20	18,0	20		20		20		20		20		20		20		20		20		20		20		20	
8	25	23,2	50	23,2	25	22,9	25	20,0	25		25		25		25		25		25		25		25		25		25		25		25	
9	30	21,2	60	20,8	30	20,8	30	23,0	30		30		30		30		30		30		30		30		30		30		30		30	
10	35	19,8	70	18,9	35	18,6	35	24,0	35		35		35		35		35		35		35		35		35		35		35		35	
11	40	18,4	80	17,6	40	16,8	40	23,0	40		40		40		40		40		40		40		40		40		40		40		40	
12	45	17,3	90	16,5	45	15,5	45	22,0	45		45		45		45		45		45		45		45		45		45		45		45	
13	50	16,6	100	15,3	50	14,4	50	21,0	50		50		50		50		50		50		50		50		50		50		50		50	
14	55	16,1	110	14,5	55	13,4	55	20,0	55		55		55		55		55		55		55		55		55		55		55		55	
15	60		120		60		60	18	60		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60	
16	65		130		65		65	16	65		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65	
17	70		140		70		70	15	70		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70	
18																																
19	Sylviculture																															
20		1			2		3		4		5		6		7		8		9		10											
21	5	70	10	70	5	100	5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5		5	
22	10	150	20	180	10	250	10		10		10		10		10		10		10		10		10		10		10		10		10	
23	15	250	30	300	15	300	15		15		15		15		15		15		15		15		15		15		15		15		15	
24	20	300	40	350	20	350	20		20		20		20		20		20		20		20		20		20		20		20		20	
25	25	330	50	400	25	400	25		25		25		25		25		25		25		25		25		25		25		25		25	
26	30	350	60	450	30	450	30		30		30		30		30		30		30		30		30		30		30		30		30	
27	35	360	70	450	35	450	35		35		35		35		35		35		35		35		35		35		35		35		35	
28	40	360	80	450	40	450	40		40		40		40		40		40		40		40		40		40		40		40		40	
29	45	360	90	450	45	450	45		45		45		45		45		45		45		45		45		45		45		45		45	
30	50	360	100	450	50	450	50		50		50		50		50		50		50		50		50		50		50		50		50	
31	55	360	110	450	55	450	55		55		55		55		55		55		55		55		55		55		55		55		55	
32	60		120		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60		60	
33	65		130		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65		65	
34	70		140		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70		70	
35																																
36	Dégâts																															
37		1			2		3		4		5		6		7		8		9		10											
38	5	0%	10	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	0%	5	
39	10	10%	20	10%	10	10%	10	10%	10	10%	10	10%	10	10%	10	30%	10	30%	10	30%	10	30%	10	30%	10	30%	10	30%	10	30%	10	30%
40	15	10%	30	20%	15	30%	15	40%	15	30%	15	30%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%	15	45%
41	20	10%	40	20%	20	30%	20	40%	20	50%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%	20	60%
42	25	10%	50	20%	25	30%	25	40%	25	50%	25	60%	25	70%	25	80%	25	80%	25	90%	25	90%	25	90%	25	90%	25	90%	25	90%	25	90%
43	30	10%	60	20%	30	30%	30	40%	30	50%	30	60%	30	70%	30	80%	30	80%	30	90%	30	90%	30	90%	30	90%	30	90%	30	90%	30	90%
44	35	10%	70	20%	35	30%	35	40%	35	50%	35	60%	35	70%	35	80%	35	80%	35	90%	35	90%	35	90%	35	90%	35	90%	35	90%	35	90%
45	40	10%	80	20%	40	30%	40	40%	40	50%	40	60%	40	70%	40	80%	40	80%	40	90%	40	90%	40	90%	40	90%	40	90%	40	90%	40	90%
46	45	10%	90	20%	45	30%	45	40%	45	50%	45	60%	45	70%	45	80%	45	80%	45	90%	45	90%	45	90%	45	90%	45	90%	45	90%	45	90%

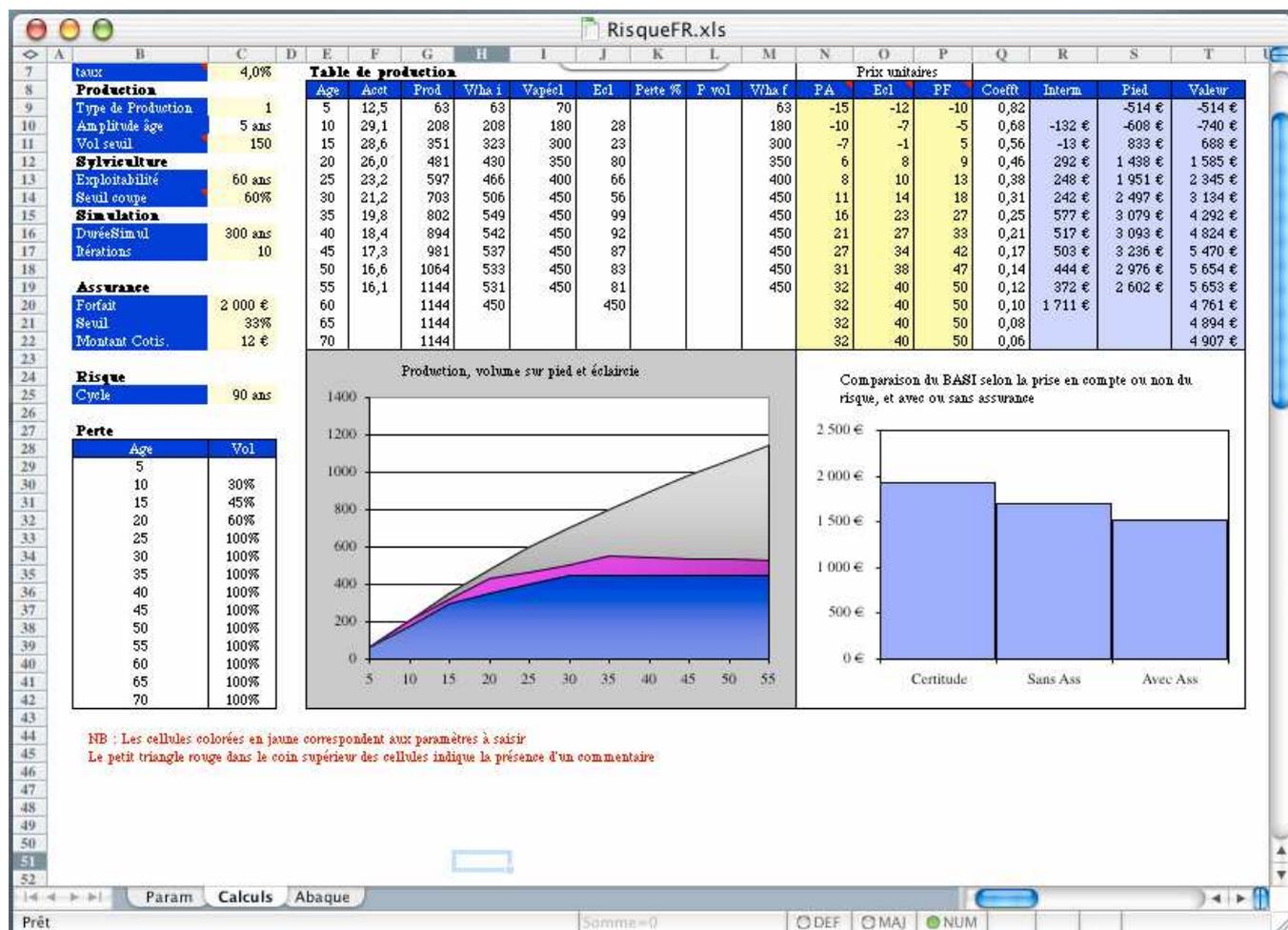
Le tableau ci-contre doit être rempli avec des données d'accroissement en volume (m3/ha/an).
Le tableau autorise 14 classes d'âge et 10 types de production.

Param Calculs Abaque

Prêt Somme=0 DEF MAJ NUM

2.2 Feuille "Calculs"

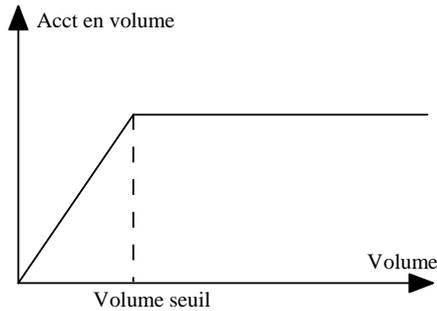
C'est la feuille principale. Les calculs sont réalisés par hectare



Les principaux paramètres

- Economiques. Le coût de la plantation, les frais fixes de gestion, le taux d'actualisation.

Production. La courbe d'accroissement est choisie parmi les 10 indiquée sur la feuille Param. Son choix fournit automatiquement l'amplitude des classes d'âge. Le volume seuil correspond au matériel à l'hectare en dessous duquel il y a perte de production. L'accroissement devient alors proportionnel au volume sur pied (cf. figure ci-dessous).



- Sylviculture. La sylviculture que l'utilisateur souhaite mener est indiquée dans la colonne Ecl du tableau principal. Elle correspond, pour chaque âge du peuplement, au volume que l'utilisateur souhaite conserver après éclaircie. Age d'exploitabilité, seuil de destruction au-dessus duquel on décide de raser le peuplement sont également paramétrables.
- Contrat d'assurance. Le contrat programmé est celui de Groupama. Il dépend de l'essence et de la structure. Il fonctionne avec un forfait (valeur maximale du remboursement), un seuil minimum d'indemnisation (33 %). La cotisation correspond à un pourcentage du forfait.
- Risque. Tout aléa doit être caractérisé par son occurrence et son intensité. L'occurrence est exprimée par l'intermédiaire du cycle de retour du phénomène considéré. L'intensité est indiquée sous forme de perte en volume en fonction de l'âge. Un bouton déroulant permet de choisir entre 10 types de dégâts.
- Paramètres du modèle. L'utilisateur peut modifier la durée de la période de simulation. Le nombre nécessaire d'itérations est déterminé par le programme. Celui-ci travaille par paquet de 10 simulations jusqu'à ce que la précision sur l'estimation du BASI soit inférieure à 10%.

Commentaires sur les colonnes du tableau

- Acct : accroissement courant en volume issu de la feuille Param.
- Prod : production totale en volume depuis l'origine.
- V/ha i : hors perturbation, elle fournit le volume par hectare obtenu sans éclaircie ni mortalité. En cas de perturbation, si le volume restant est inférieur au seuil correspondant à une perte de production, l'accroissement sera proportionnel au volume restant. Cette linéarité n'intervient que si le peuplement a plus de 2 classes d'âge.
- Vapécl : volume souhaité après éclaircie. Il est fonction du type de sylviculture retenue.
- Ecl : calcule le volume à prélever pour atteindre les objectifs de l'utilisateur. Il n'y a pas d'éclaircie si une catastrophe se produit ou si V/ha i est inférieur au volume après l'éclaircie souhaitée. Sinon Ecl vaut V/ha i moins Vapécl.
- Perte : elle se remplit automatiquement au cours du programme. L'utilisateur peut y rentrer des valeurs s'il le désire (les valeurs sont en %) afin de mieux comprendre le déroulement des calculs.
- P vol : Correspond à la perte en volume ($Perte * V/ha i$)

- $V/ha f$: c'est le volume par hectare « final » tenant compte des éclaircies et des catastrophes ($V/ha i - Pvol - Ecl$).
- Prix unitaires en fonction de l'âge et du bois considéré :
 - La colonne PA correspond aux produits accidentels
 - La colonne Ecl aux arbres partant en éclaircie,
 - La colonne PF à la récolte finale
- Coeff : coefficient d'actualisation équivalent à $1/(1+taux)^{âge}$.
- Interm : correspond aux recettes dues aux éclaircies et aux catastrophes.
- Pied : correspond à la recette finale qu'on réaliserait si on coupait ce qui reste de la forêt (après les éclaircies et les catastrophes).
- Valeur : c'est la valeur (en euros constant) du peuplement pour un âge donné. C'est la somme de la valeur sur pied du peuplement et des recettes intermédiaires.

Organigramme

Quand l'utilisateur clique sur le bouton « Calcul », l'ordinateur exécute un programme dont l'algorithme est résumé ci-après.

Programme Risque

Pour J allant de 1 au nombre d'itérations choisi

Tant qu'un compteur "Années" < durée de la simulation

Calcule "hasard" = nombre choisi aléatoirement, mais de manière à suivre une loi exponentielle négative calée sur le cycle de retour de l'aléa.

Si "hasard" intervient avant l'âge d'exploitabilité alors :

Si la perte correspondante est supérieure au seuil de l'assurance alors calcule le BNAAss.

Si la perte est supérieure au seuil de coupe rase alors calcule le BNA et le BNAAss

Si le "hasard" intervient après l'âge d'exploitabilité alors :

Pour chaque période sans catastrophe calcul de BNA et de BNAAss

Quand arrive la période où intervient la catastrophe, si la perte correspondante est supérieure au seuil de l'assurance alors calcule le BNAAss. Si la perte est supérieure au seuil de coupe rase alors calcule le BNA et le BNAAss

Lorsque la durée de simulation est atteinte, les variables BNA et BNAAss sont stockées dans des variables de cumul.

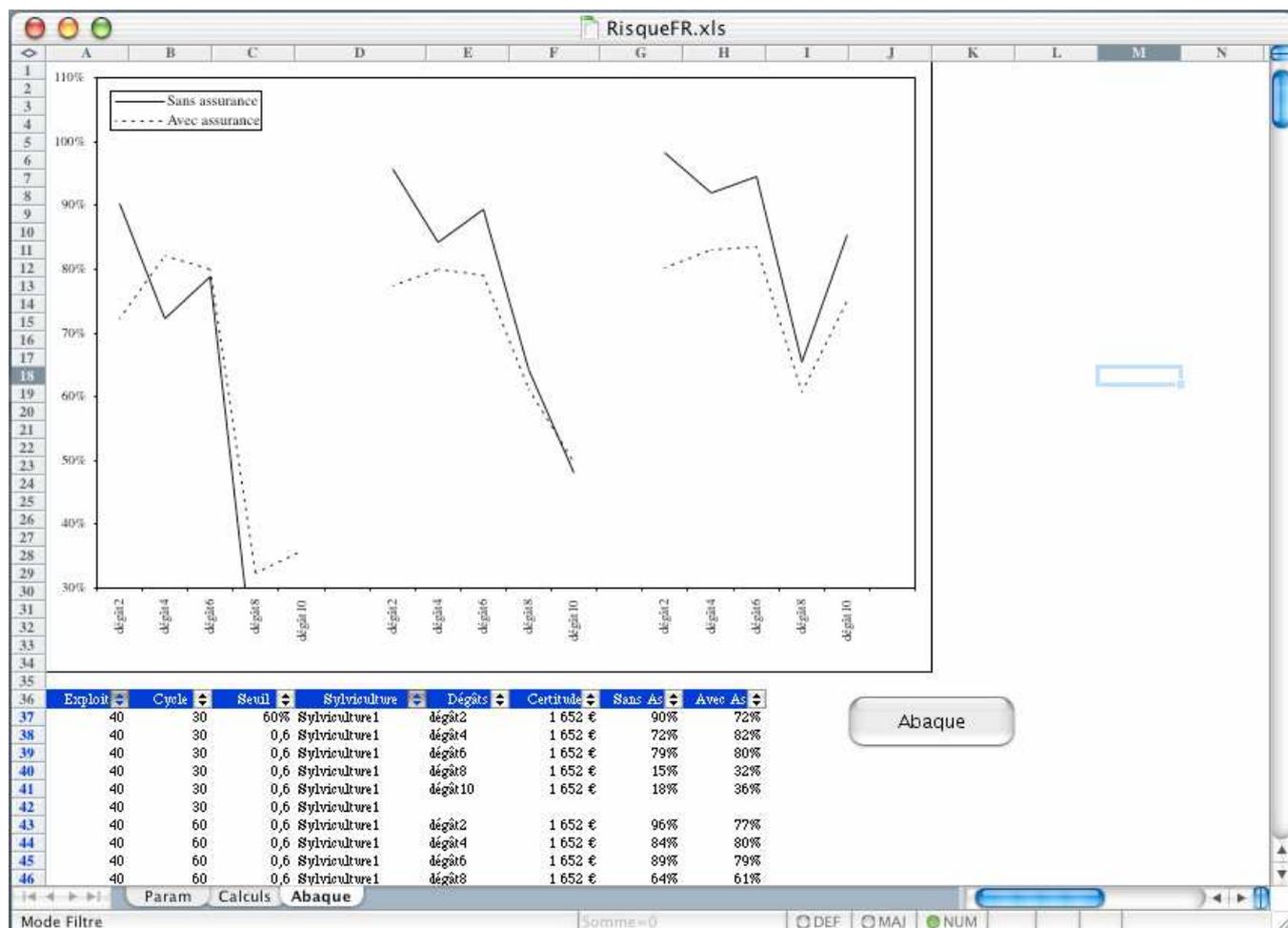
Lorsque le niveau de précision est atteint, le programme affiche à l'écran le BNA_{moyen} et le BNAAss_{moyen}.

2.3 Feuille "Abaque"

Elle permet de générer automatiquement un certain nombre de résultats. En pratique le programme :

- modifie l'âge d'exploitabilité de 40 à 60 ans par pas de 10 ans.
- modifie le cycle de retour de l'aléa prend les valeurs 30, 60 et 90 ans.
- teste les sylvicultures 1 et 2.
- passe en revue les 5 types de dégâts (type 2, 4, 6, 8, 10).

Ces options peuvent être modifiées. Un graphique permet ensuite une exploration visuelle des données.



L'annexe n°1 fournit le listing complet des programmes écrits en VBA.

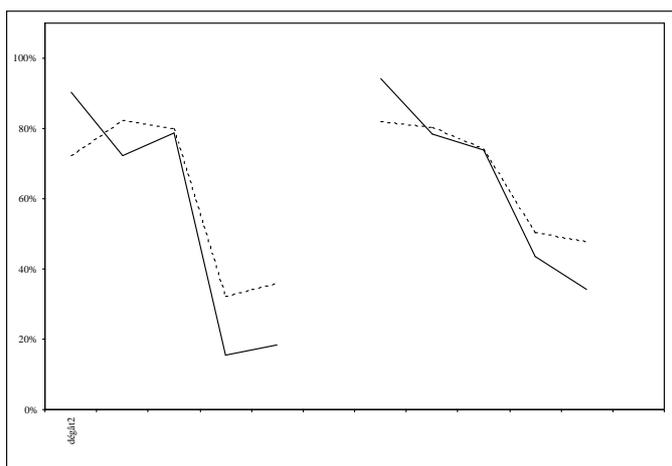
3. Résultats

Les graphiques suivants ont été obtenus avec comme paramètres :

- Plantation : 2000 €
- Frais fixes : 45 €/an
- taux d'actualisation : 4%
- Forfait assurance : 2000 €
- Seuil assurance : 33%
- Cotisation Assurance : 12 €/ha/an

Tous ces graphiques sont construits avec en ordonnée le BASI obtenu avec ou sans assurance exprimé sous forme de pourcentage par rapport au BASI en absence d'aléa. En abscisse figurent des intensités d'aléa.

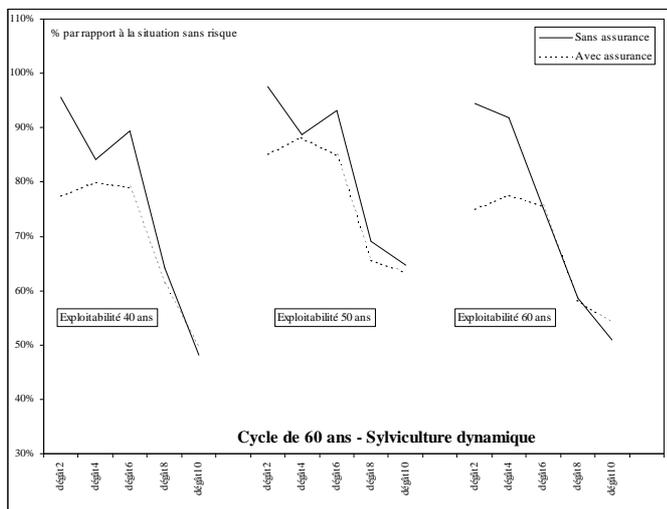
Influence du temps de retour de l'aléa et du type de sylviculture



Commentaires :

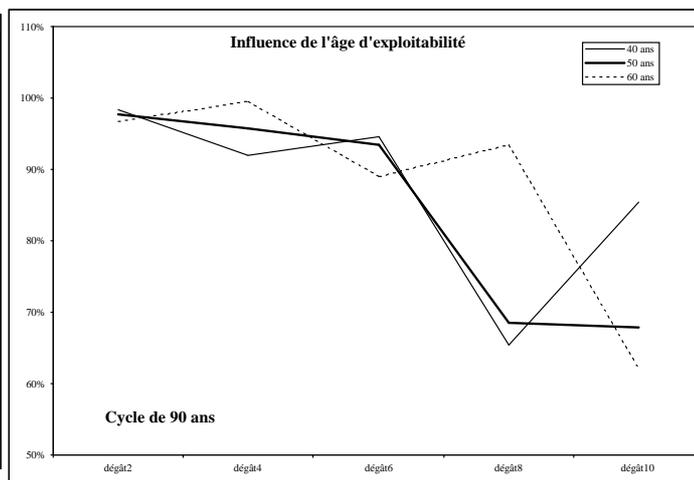
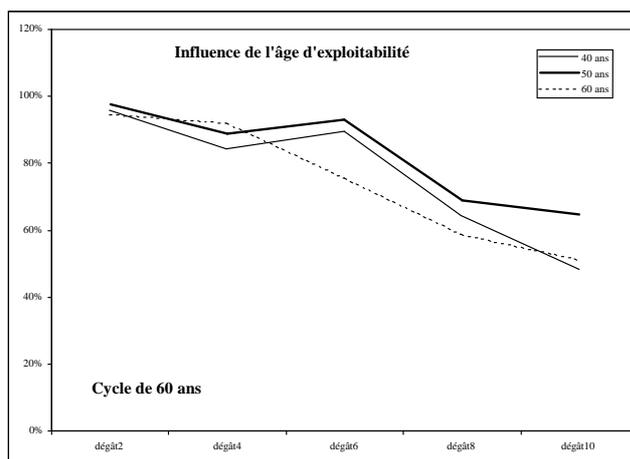
- Il faut vraiment que le cycle de retour de l'aléa soit très court et le dégât important pour que le propriétaire arrive à amortir ses cotisations annuelles.
- Avec nos hypothèses, une sylviculture plus conservatrice (450 m³ à 40 ans) s'avère plus performante qu'une sylviculture dynamique (360 m³ à 40 ans) puisqu'elle est plus proche de la situation sans aléa.

Influence de l'âge d'exploitabilité



La figure ci-dessus permet de retrouver le résultat précédent : l'assurance n'est intéressante qu'en cas de très forts dommages (supérieur à 80% de perte en volume). Elle permet également de constater que l'âge optimal d'exploitabilité est voisin de 50 ans (comme pour la situation sans aléa).

L'impact de l'aléa sur l'âge d'exploitabilité est visible sur le graphique suivant.



Commentaires :

- Si le cycle de retour de l'aléa est supérieur à l'âge d'exploitabilité, la prise en compte du risque conduit à retarder l'âge d'exploitabilité.
- Si le cycle de retour de l'aléa est du même ordre de grandeur que l'âge d'exploitabilité, le classement des âges d'exploitabilité n'est pas modifié.

Annexe n°1 - Ensembles des programmes Visual basic

Programme principal de calcul de risque

Sub Risque()

Dim BNA As Double, BNAAss As Double

Range("Perteréelle").ClearContents

Application.ScreenUpdating = False

' *****Initialisation

Ampli = Range("Ampli").Value

Cotisation = Range("cotisation").Value

cycle = Range("Cycle").Value

durée = Range("DuréeSimul").Value

Exploit = Range("exploitabilité").Value

forfait = Range("Forfait").Value

fraisfixes = Range("FraisFixes").Value

Iteration = 0 'Quelque soit la valeur affichée par l'opérateur, le nb d'itérations est fixé à 0

Plant = Range("Plantation").Value

seuil = Range("Seuil").Value

SeuilAss = Range("SeuilAss").Value

taux = Range("taux").Value

CapitalAss = Cotisation / taux

AgeExp = Application.Match(Exploit, Range("Age"), 0)

BNAnormal = Range("Valeur")(AgeExp).Value - Plant

Range("Certitude").Value = BNAnormal * (1 + taux) ^ Exploit / ((1 + taux) ^ Exploit - 1) -
fraisfixes / taux

Do 'Boucles de 10 itérations tant que l'erreur n'est pas inférieure à 10 %

Iteration = Iteration + 10

calcul AgeExp, Ampli, cycle, durée, Exploit, forfait, Iteration, Plant, seuil, SeuilAss, taux

CV = Sqr((Iteration * BNACumul2 - BNACumul ^ 2) / Iteration / (Iteration - 1)) / (BNACumul /

Iteration)

Range("Itérations").Value = Iteration

Range("BNA").Offset(1, 0).Value = CV

Loop While Range("BNA").Offset(2, 0).Value > 0.1

```

Range("BNA").Value = BNACumul / Iteration - fraisfixes / taux
Range("BNA").Offset(0, 1).Value = BNACumulAss / Iteration - CapitalAss - fraisfixes / taux
CV = Sqr((Iteration * BNACumul2 - BNACumul ^ 2) / Iteration / (Iteration - 1)) / (BNACumul /
Iteration)
CVass = Sqr((Iteration * BNACumul2Ass - BNACumulAss ^ 2) / Iteration / (Iteration - 1)) /
(BNACumulAss / Iteration)
Range("BNA").Offset(1, 0).Value = CV
Range("BNA").Offset(1, 1).Value = CVass
BNACumul = 0
BNACumul2 = 0
BNACumulAss = 0
BNACumul2Ass = 0
End Sub

```

Sous-programme permettant de générer l'aléa et de réaliser les différents calculs économiques

```

Sub calcul(AgeExp, Ampli, cycle, durée, Exploit, forfait, Iteration, Plant, seuil, SeuilAss, taux)
For j = 1 To 10
Text = "patientez, ...Expl :" & Range("Exploitabilité") & ", Cycle :" & Range("Cycle")
Text = Text & ", Sylv :" & Range("ChoixSylv") & ", Dégâts" & Range("ChoixDégâts")
Application.StatusBar = Text & ", itération = " & j + Iteration - 10
Do While années < durée
hasard = Int(-Log(1 - Rnd) * cycle) 'Log correspond au log népérien
an = an + hasard
I1 = (an / Exploit)
If I1 < 1 Then 'cas où l'aléa intervient avant l'âge d'exploitabilité
i = Int(an / Ampli + 0.5)
If i <> 0 Then
i = Application.Match(i * 5, Range("Age"), 0)
perte = Range("Perte")(i).Value
Range("Perteréelle")(i).Value = perte
If perte > SeuilAss Then
BNAAss = BNAAss + forfait * perte / (1 + taux) ^ (années + an)
End If

If perte > seuil Then

```

```

    années = années + an
    sauv = (Range("valeur")(i).Value - Plant) * (1 + taux) ^ (an - années)
    BNA = BNA + sauv
    BNAAss = BNAAss + sauv
    Range("Perteréelle").ClearContents
    an = 0
End If

End If

Else 'cas où l'aléa intervient après l'âge d'exploitabilité
For I2 = 1 To Int(I1)
    années = années + Exploit
    sauv = (Range("valeur")(AgeExp).Value - Plant) * (1 + taux) ^ (Exploit - années)
    BNA = BNA + sauv
    BNAAss = BNAAss + sauv
    Range("Perteréelle").ClearContents
Next I2
If hasard - Int(I1) * Exploit <> 0 Then 'Calcul du reliquat
    an = an - Exploit * Int(I1)
    i = Int(an / Ampli + 0.5)
    If i <> 0 Then
        i = Application.Match(i * 5, Range("Age"), 0)
        perte = Range("Perte")(i).Value
        Range("Perteréelle")(i).Value = perte
        If perte > SeuilAss Then
            BNAAss = BNAAss + forfait * perte / (1 + taux) ^ (années + an)

        End If

        If perte > seuil Then
            années = années + an
            sauv = (Range("valeur")(i).Value - Plant) * (1 + taux) ^ (an - années)
            BNA = BNA + sauv
            BNAAss = BNAAss + sauv
            Range("Perteréelle").ClearContents
            an = 0

```

```

        End If
    End If
End If
End If

Loop
BNACumul = BNACumul + BNA
BNACumul2 = BNACumul2 + BNA ^ 2
BNAcumulAss = BNAcumulAss + BNAAss
BNAcumul2Ass = BNAcumul2Ass + BNAAss ^ 2
m = m + 1
Range("X").Offset(m, 0) = BNACumul
BNA = 0
BNAAss = 0
dépense = 0
années = 0
an = 0
Range("Perteréelle").ClearContents
Next j
Application.StatusBar = False
End Sub

' ***** Programme générant des abaques
Sub Abaque()
'Application.ScreenUpdating = False
Range("A37:" & Range("Coin").Address).Resize(, 8).ClearContents
For i = 1 To 2
    Range("ChoixSylv") = i
    For e = 40 To 60 Step 10
        Range("Exploitabilité").Value = e
        For n = 30 To 90 Step 30
            Range("Cycle").Value = n
            For k = 2 To 10 Step 2
                Range("ChoixDégâts") = k
                Risque
            
```

```

    Stocker
Next k
    Range("Coin").Offset(0, -1).Value = "XXX"
Next n
Next e
Next i
End Sub

```

***** Programme permettant de stocker un résultat

```

Sub Stocker()
    Range("Coin").Offset(0, 4).Value = Range("Result")(1, 1).Value
    Range("Coin").Offset(0, 5).Value = Range("Result")(1, 2).Value / Range("Result")(1, 1).Value
    Range("Coin").Offset(0, 6).Value = Range("Result")(1, 3).Value / Range("Result")(1, 1).Value
    Range("Coin").Offset(0, 3).Value = Range("ListeDeg")(Range("Choixdégâts"))
    Range("Coin").Offset(0, 2).Value = Range("ListeSylv")(Range("ChoixSylv"))
    Range("Coin").Offset(0, 1).Value = Range("Seuil").Value
    Range("Coin").Value = Range("Cycle").Value
    Range("Coin").Offset(0, -1).Value = Range("Exploitabilité").Value
End Sub

```

Annexe n°2 - Loi exponentielle

Origine

Soit un événement (feu, tempête, ...) qui a une probabilité p d'arriver. La probabilité qu'il faille attendre n années pour que cet aléa intervienne est égale à $p(1-p)^n$.

Or $(1-p)^n$ est voisin de e^{-pn} . Cette approximation est correcte dès que p est inférieure à 0,1 ce qui est toujours le cas en matière de feu ou de vent (heureusement !).

Le temps nécessaire à l'apparition d'un phénomène peut être représenté par la fonction de probabilité $f(n) = pe^{-pn}$.

Cette loi de probabilité existe. Elle s'appelle loi exponentielle. Sa fonction densité de probabilité s'écrit : $f(x) = pe^{-px}$. Elle peut également être introduite comme l'inverse d'une loi de Poisson.

La loi exponentielle a comme moyenne $1/p$ et comme variance $1/p^2$.

Utilisation

Cette loi est utilisée comme modèle pour la variable aléatoire donnant le temps d'attente pour l'apparition d'un certain phénomène aléatoire, comme le temps séparant deux pannes, ou le temps séparant l'arrivée, le passage ou le départ d'individus qui se déplaceraient indépendamment les uns des autres à des moments fixés aléatoirement. Elle s'applique chaque fois qu'une loi de Poisson présente une signification physique, biologique ou autre.

Utilisation de la méthode de Monte-Carlo pour simuler une loi exponentielle

Sa fonction de répartition s'écrit : $F(x) = 1 - e^{-px}$.

Soit H un nombre aléatoire compris entre 0 et 1. La fonction ALEA() sous Excel permet d'obtenir ce type de valeur.

$$H = 1 - e^{-px} \Rightarrow 1 - H = e^{-px} \Rightarrow \ln(1 - H) = -px \Rightarrow x = -1/p \ln(1 - H)$$

x correspond à l'intervalle de temps séparant deux apparitions d'un phénomène donné

Remarque : $1/p$ correspond au cycle d'apparition du phénomène.

Prise en compte du risque dans le cas de peuplements irréguliers

Les peuplements irréguliers nécessitent une approche différente. La notion de révolution va être remplacée par celle de diamètre d'exploitabilité qui va dépendre de l'essence, de la qualité, mais également du potentiel d'avenir des autres arbres présents dans le peuplement. L'unité de mesure devient l'arbre.

1. Critères économiques

Un arbre peut être caractérisé par un certain nombre de paramètres.

1.1 Critères classiques

Les formules ci-dessous nécessitent de connaître, l'évolution des prix unitaires par essence, classe de diamètre et qualité, le tarif de cubage utilisé ainsi que l'accroissement sur le diamètre.

- Valeur de consommation : $Prix = PU * V$ où PU est le prix unitaire et V le volume obtenu à partir d'un tarif de cubage. Dans le cas d'arbres ayant plusieurs qualités, elle correspond à la somme des valeurs de chacun des billons.

- Gain annuel. Il traduit l'accroissement annuel en valeur de l'arbre. Il intègre son augmentation en volume (qui dépend de son accroissement sur le diamètre) et l'augmentation du prix unitaire qui en découle. Ce calcul se fait à qualité constante.

$$Gain = dPrix/dt = V*dPU/dt + PU*dV/dt \text{ ou bien } Gain = (V*dPU/dD + PU*dV/dD)*dD/dt$$

En la développant cette formule devient $Gain = Prix * dD/dt * (dPU/PU + dV/V)/dD$

Dans cette formule, dD/dt correspond à l'accroissement en diamètre. En pratique, les différences relatives de prix unitaire ou de volume seront calculées en utilisant les différences de logarithmes.

Si les arbres sont morts ou s'ils présentent un risque de dépréciation, leur gain sera par convention fixé à zéro.

- Taux de fonctionnement : il est le rapport du gain sur la valeur de consommation. $Taux = Gain / Prix$

- Valeur d'avenir (VA) : cette notion a comme origine le fait qu'en général les jeunes arbres ont une valeur supérieure à leur valeur de consommation. Cette valeur d'avenir est traditionnellement calculée soit à partir d'un prix de revient, soit en escomptant une recette future pour la ramener à un instant donné. Dans le cas des structures irrégulières, seule l'escompte peut être mise en oeuvre. La valeur d'avenir est donc un capital obtenu en escomptant une recette future. La méthode que nous proposons pour estimer ce capital est légèrement différente. Afin d'éviter toute confusion avec la méthode traditionnelle, nous l'appellerons valeur potentielle.

1.2 Notion de valeur potentielle

La valeur potentielle (VP) est obtenue en divisant le gain par un taux d'actualisation θ . $VP = Gain / \theta$, Elle correspond au capital qui, placé dans une banque au taux θ fournit un revenu correspondant à l'accroissement en valeur (gain). Elle est également équivalente au capital obtenu en sommant une infinité de gains annuels identiques et actualisés. Reposant sur le gain, cette estimation prend en compte l'accroissement futur en valeur sur une courte période (temps de franchissement d'une classe de diamètre).

L'application numérique ci-dessous permet de visualiser les différentes grandeurs.

Diam	Tarif	Acct.D	PU	Prix	Gain	Taux	VP	VA	Age
20	0,2	0,5	6	1	0,1	9,2%	4	32	40
25	0,4	0,5	9	3	0,3	9,2%	10	43	50
30	0,5	0,5	15	8	0,6	7,6%	21	58	60
35	0,8	0,5	23	17	1,4	7,9%	46	78	70
40	1,0	0,5	38	38	3,2	8,3%	107	105	80
45	1,3	0,5	68	88	5,4	6,1%	179	141	90
50	1,6	0,5	100	163	6,4	3,9%	212	190	100
55	2,0	0,5	121	240	8,6	3,6%	285	255	110
60	2,4	0,5	144	343	9,3	2,7%	312	343	120
65	2,8	0,5	160	451	8,6	1,9%	287	461	130
70	3,3	0,5	166	545	8,1	1,5%	271	620	140
75	3,8	0,5	167	633	8,5	1,3%	282	833	150
80	4,3	0,5	167	724	2,2	0,3%	75	1120	160
85	4,9	0,5	152	746					170

Diam : diamètre à 1,30 m.

Tarif : tarif de cubage

AccD : accroissement sur le diamètre en cm/an.

PU : prix unitaire en euro/m³.

Prix : valeur de consommation (en euro)

Gain : accroissement en valeur (en euro/an)

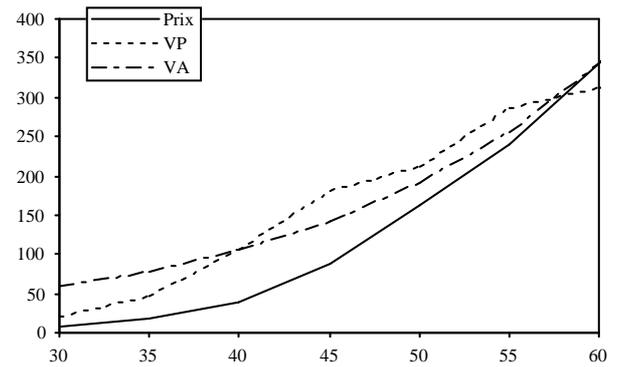
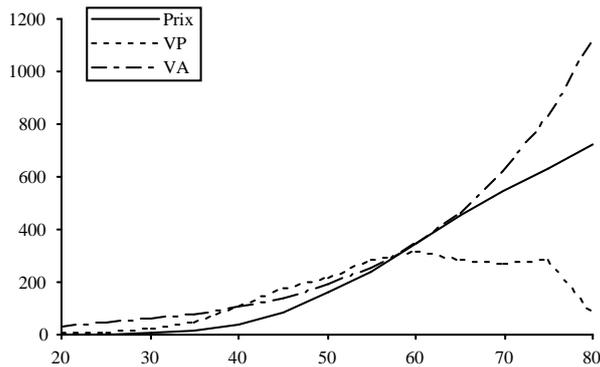
Taux : accroissement relatif en valeur

VP : valeur potentielle

VA : valeur d'avenir obtenue en escomptant une recette future (méthode traditionnelle)

Age : cumul des temps de passage nécessaires pour obtenir le diamètre

La figure ci-dessous illustre la distinction entre valeur de consommation et valeurs d'avenir obtenues selon les deux méthodes (valeurs d'avenir, valeur potentielle).

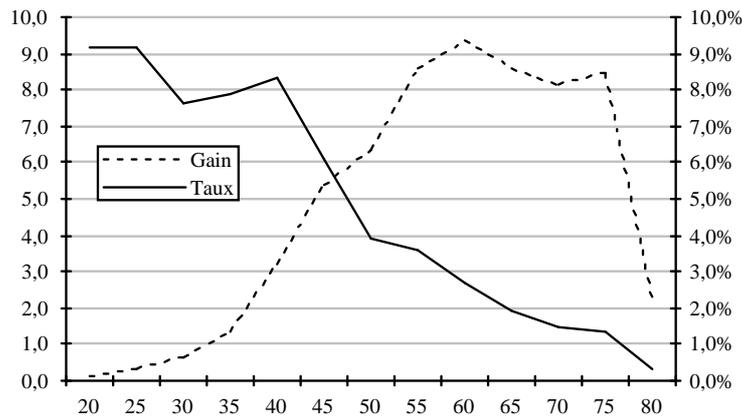


Le graphique de droite correspond à un simple agrandissement entre les diamètres 30 à 60 cm.

Remarques :

- La méthode traditionnelle nécessite de calculer le laps de temps sur lequel porte l'escompte. Les accroissements sur le diamètre sont alors transformés en temps de passage entre catégories de diamètre.
 - Elle nécessite également de fixer un diamètre d'exploitabilité par essence (dans ce cas égal à 60 cm) et un taux d'actualisation (par exemple, $\theta=3\%$).
 - La valeur potentielle nécessite de fixer seulement le taux d'actualisation.
 - Lorsque le taux de fonctionnement réel de l'arbre est inférieur au taux d'actualisation retenu, la valeur potentielle devient inférieure à la valeur de consommation. En choisissant un taux d'actualisation de 3% les arbres ont une valeur potentielle inférieure à leur valeur de consommation lorsque leur diamètre est légèrement inférieur à 60 cm.
 - L'écart entre les deux méthodes est d'autant plus faible que le taux d'actualisation est fort (supérieur à 3%).
 - Si l'accroissement en valeur diminue, la valeur potentielle peut être inférieure à la valeur de consommation. En cas de vente, le propriétaire récupère la valeur de consommation. En revanche cet arbre n'aura pas "payé" sa place (son taux de fonctionnement aura été inférieur au taux d'actualisation retenu par le propriétaire).
 - Il est possible de calculer la perte de valeur potentielle. Elle correspond à la différence entre la valeur potentielle et la valeur de consommation. $Perte = VP - Prix$
- Avec la méthode proposée, elle est positive pour les jeunes arbres, et devient négative pour les arbres adultes.
- Dans le cas d'un arbre mort, sa valeur potentielle est nulle. Il peut cependant avoir une valeur de consommation. Dans le cas d'un arbre dépérissant et de forte valeur commerciale (hêtre de qualité B ayant perdu une grande part de son houppier), son gain risque d'être faible voire nul et par conséquent sa perte potentielle sera très forte.

La figure ci-dessous permet de visualiser l'application numérique.



Commentaires :

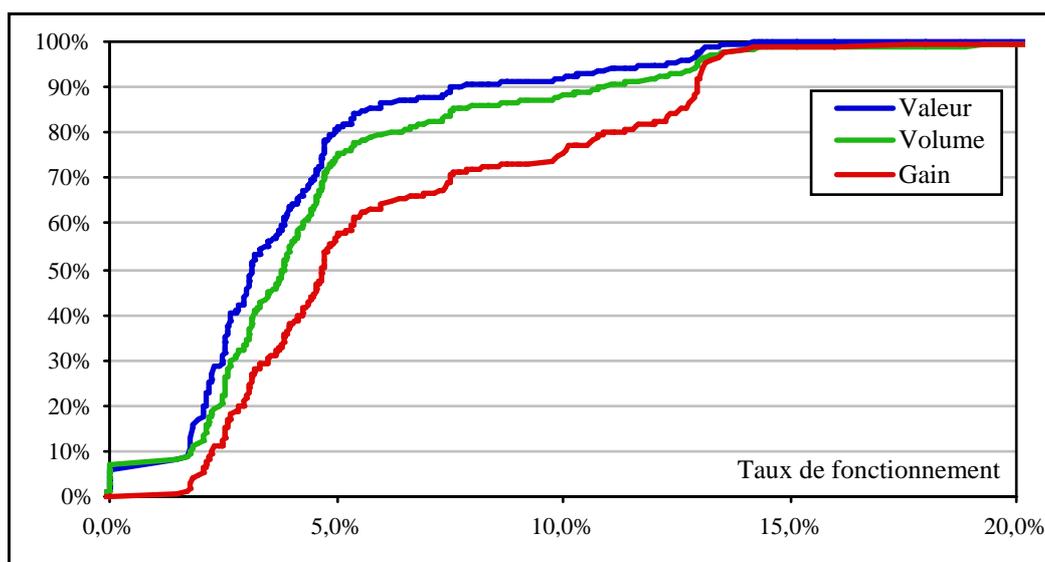
- Avec la grille de prix, le tarif de cubage et l'accroissement sur le diamètre retenu, le maximum de l'accroissement en valeur intervient vers 60 cm de diamètre. Le taux de fonctionnement de l'arbre diminue en fonction du diamètre.
- La valeur potentielle a l'avantage de ne pas utiliser la notion de temps. Elle ne nécessite pas de faire d'hypothèse sur le diamètre d'exploitabilité.

1.3 Choix du taux d'actualisation

Le taux d'actualisation est en général le même pour tous les arbres du peuplement. Il sera fixé en fonction du souhait du propriétaire, mais également des possibilités offertes par le peuplement.

La figure ci-après permet de comprendre le rôle du peuplement dans le choix du taux. Supposons que l'opérateur souhaite couper tous les arbres dont le taux est inférieur ou égal à 2%. Cela se traduira par un prélèvement de 11% sur le volume, 12% sur la valeur et seulement 2,7% sur le gain, ou autrement dit 2,7 % de son accroissement en valeur.

Dans la pratique, le gestionnaire raisonne en taux de prélèvement en volume, car celui-ci conditionne les jeux de lumière au sein du peuplement et par conséquent l'importance et la composition de la régénération et de manière plus générale, l'accroissement relatif des différentes essences.



Cette figure fournit les fonctions de répartition de la valeur de consommation, du volume ainsi que de l'accroissement en valeur. Le raisonnement ci-dessous est particulier. A titre d'exemple, il ne prend en compte que le taux de fonctionnement des arbres.

Supposons que le volume à l'hectare soit considéré comme satisfaisant par le gestionnaire, et que le propriétaire souhaite ni capitaliser, ni décapitaliser. Un prélèvement de 20% du volume sera alors considéré comme satisfaisant au vu de la rotation des coupes retenue, car par exemple, il correspond grossièrement à l'accroissement biologique. Ce prélèvement de 20% du volume correspond à 24% de la valeur de consommation et seulement 9% de l'accroissement en valeur. Ce dernier exemple montre qu'il est possible de réaliser un prélèvement correct en terme de volume sans compromettre l'accroissement futur en valeur du peuplement.

2. Prise en compte du risque

Notations

- q = probabilité d'avoir un aléa. Cette probabilité peut être analysée sur un an ou bien sur la durée séparant la prochaine coupe (rotation). Elle permet de mesurer le risque pris au moment du martelage, lorsque le gestionnaire doit décider de couper ou de garder un arbre.
- β = pourcentage de sauvegarde en cas d'aléa. Lorsqu'un aléa survient, il est possible de récupérer une partie de la valeur de consommation. Cette valeur de sauvegarde sera ici exprimée en pourcentage. Il va dépendre de l'essence, de la qualité et de la catégorie de diamètre.
- R : rotation des coupes
- VC : valeur de consommation
- Gain : accroissement courant en valeur sans risque

- taux : taux de fonctionnement de l'arbre (sans risque)

Formules

- gain probable sur 1 an : $Gainrisque = (1-q)(VC + Gain) + q \beta VC$

Cela revient à modifier le taux de fonctionnement d'un arbre

$$Tauxrisque = (1-q)(1 + taux) + q \beta - 1$$

- gain probable sur R années

$Gainrisque = VC [(1-q)(1 + taux.R) + q \beta]$ ou bien

$Gainrisque = VC [(1-q)(1 + taux.R) + q \beta (1 + taux.R/2)]$ dans le cas où l'on souhaite prendre en compte le gain de valeur entre le martelage et l'instant d'apparition de l'aléa (supposé intervenir au milieu de la rotation).

Cela revient à modifier le taux de fonctionnement d'un arbre

$$Tauxrisque = [(1-q)(1 + taux.R) + q \beta (1 + taux.R/2) - 1]/R$$

Remarques

- Ces deux méthodes conduisent à des résultats proches si les probabilités q sont faibles.

- La probabilité q est estimée en utilisant une loi exponentielle négative. Elle nécessite la connaissance d'un seul paramètre, le temps de retour de l'aléa. Elle sera estimée soit en utilisant la fonction densité de probabilité (dans le cas d'un raisonnement sur un an), soit en utilisant la fonction de répartition (dans le cas du raisonnement sur R années).

3. Résultat

La prise en compte du risque se traduit par la modification de la valeur du taux de fonctionnement d'un arbre. Il intègre alors la probabilité de l'aléa mais aussi le pourcentage de sauvegarde. La seule prise en compte de l'aléa ne modifie pas les choix de martelage pour un niveau de prélèvement donné. Par contre, le pourcentage de sauvegarde modifie ces choix car certaines essences sont plus sensibles que d'autres. Ainsi lors de la tempête de 1999, les cours du hêtre se sont effondrés même pour les belles qualités. Le pourcentage de sauvegarde qui valait environ 60% durant le mois de janvier 2000 s'est effondré vers 20 % en mars 2000.

L'impact de cette différence de stratégies va être propre à chaque peuplement. Il va dépendre de la composition en essence et de la part de qualité au sein du peuplement. L'intégration du risque va conduire le gestionnaire à exploiter plus rapidement les essences risquées, celles qui ont un pourcentage

de sauvegarde faible. Par exemple, les gros hêtres seront plus exploités. Si par ailleurs le niveau de prélèvement global est maintenu, cela conduira à conserver plus de gros chênes.

La prise en compte du risque a été intégrée au logiciel permettant d'exploiter les données issues d'un marteloscope.

Chapitre II-2. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte d'aversion au risque du propriétaire forestier

Sous-chapitre II-2.1. Décision de récolte face aux risques

Francis de Morogues

LEC

1. Introduction

La problématique de cette note est de déterminer l'influence de l'aversion au risque sur la décision de récolte d'un propriétaire dont la forêt fait face à un risque biologique de destruction (ex. : tempête).

Dans ce modèle à deux périodes, le propriétaire forestier alloue de façon endogène une partie de son revenu à une épargne monétaire et décide de la date de récolte de son stock de bois sur pied.

La décision de récolte découle alors de la comparaison des rendements des deux types d'épargne, l'un monétaire mais non risqué, l'autre physique mais risqué.

2. Modèle à deux périodes

Considérons un agent qui vit deux périodes, il est caractérisé par

- une fonction d'utilité qui porte sur les consommations des deux périodes : c en première période et d en seconde période,
- des dotations réelles en bien $\omega_1 > 0$ en période 1 et $\omega_2 > 0$ en période 2 ,
- un patrimoine forestier dont il a l'usufruit. Ce patrimoine est soumis à un aléa biologique. Cet aléa ne se réalise que durant la seconde période, l'agent peut retirer de la récolte un revenu réel certain H_1 en période 1 et aléatoire \tilde{H}_2 en période 2.

Hypothèse 1 : La fonction d'utilité est à la von Neumann-Morgenstern, strictement croissante et concave avec : $EU(c,d) = E[u(c) + \beta v(d)]$, β caractérise la préférence pour le présent de l'agent, avec $\lim_{c \rightarrow 0} u(c) = +\infty$ et $\lim_{d \rightarrow 0} v(d) = +\infty$.

L'hypothèse 1 caractérise un agent averse au risque.

Hypothèse 2 : Le revenu réel \tilde{H}_2 retiré de la récolte en période 2 est incertain avec $\tilde{H}_2 = \alpha H_1 \tilde{x}$ où α est le taux de croissance d'une période sur l'autre du volume sur pied et \tilde{x} est une variable aléatoire comprise entre 0 et 1 d'espérance $\bar{x} \in]0, 1[$ et de variance σ .

Les consommations de l'agent dans les périodes 1 et 2 dépendent de la date de récolte qu'il choisit et de sa décision d'épargne.

2.1. Récolte en période 1

La récolte en période 1 permet à l'agent d'obtenir des revenus certains : ω_1+H_1 en période 1 et ω_2+Rs en période 2 où s caractérise l'épargne et R le facteur d'intérêt réel. Les consommations sont alors :

$$\begin{cases} c=\omega_1+H_1-s \\ d=\omega_2+Rs \end{cases}$$

2.2. Récolte en période 2

La récolte en période 2 permet à l'agent d'obtenir un revenu certain ω_1 en période 1 et aléatoire $\omega_2+\tilde{H}_2+Rs$ en période 2. Les consommations sont alors :

$$\begin{cases} c=\omega_1-s \\ \tilde{d}=\omega_2+\tilde{H}_2+Rs \end{cases}$$

avec $\tilde{H}_2 = \alpha H_2 \tilde{x}$ défini par l'hypothèse 2.

3. Décision d'épargne

Pour décider de la date de récolte, en $t=1$ ou $t=2$, l'agent calcule pour chacune des deux possibilités son épargne optimale avant de comparer les utilités associées.

3.1. Récolte en période 1

Le propriétaire doit résoudre le problème d'allocation optimale de son épargne compte tenu de son revenu de 1^{ère} période :

$$\text{Max}_s u(\omega_1+H_1-s)+\beta v(\omega_2+Rs)$$

La condition de premier ordre (CPO) donne³³ :

$$\text{Equation 1 : } \frac{u'(\omega_1+H_1-s)}{\beta v'(\omega_2+Rs)}=R$$

3.2. Récolte en période 2

Le propriétaire doit résoudre le problème d'allocation optimale de son épargne en tenant compte de l'aléa de son revenu de seconde période :

$$\text{Max}_s u(\omega_1-s)+\beta v(\omega_2+\tilde{H}_2+Rs) \quad \text{s.c. } \omega_2+Rs>0$$

La contrainte autorise l'agent à emprunter en première période ($s<0$) mais exclut la possibilité de banqueroute de l'agent économique dans le cas où la forêt n'apporte aucun revenu en seconde période.

³³ Sous l'hypothèse 1, la condition de second ordre pour un maximum est vérifiée.

Sous l'hypothèse 1, le propriétaire est averse au risque, il existe alors un équivalent récolte $he(s)$ tel que :

$$\forall s > -\frac{\omega_2}{R}, \exists he(s) = E(\tilde{H}_2) - p(\omega_2 + s, \sigma) / Ev(\omega_2 + \tilde{H}_2 + Rs) = v(\omega_2 + he(s) + Rs)$$

où $p(\omega_2 + Rs, \sigma) \geq 0$ est la prime qui correspond à une assurance totale.

Hypothèse 3 : La prime $p(\omega_2 + Rs, \sigma)$ est continue en s sur l'intervalle $]0, \omega_2 + R\omega_1[$ et vérifie :

- i) $p(\omega_2 + Rs, \tilde{\sigma}) = 0$.
- ii) $\frac{\partial p(\omega_2 + Rs, \sigma)}{\partial s} < 0$
- iii) $\frac{\partial^2 p(\omega_2 + Rs, \sigma)}{\partial s^2} > 0$

Dans la suite nous noterons $p(s) = p(\omega_2 + Rs, \sigma)$, $p'(s) = \frac{\partial p(\omega_2 + Rs, \sigma)}{\partial s}$ et $p''(s) = \frac{\partial^2 p(\omega_2 + Rs, \sigma)}{\partial s^2}$.

Le point i) de l'hypothèse indique qu'avec une variance nulle, la prime de risque est nulle du fait de l'absence d'aléa. Le point ii) caractérise une fonction d'utilité à l'aversion absolue pour le risque décroissante avec la richesse ($v''' > 0$).

Sous l'hypothèse 3, $he(s)$ est une fonction croissante de ω_2 , de s et de \bar{x} . Plus l'agent dispose d'un revenu important en 2nd période, que ce soit par sa dotation initiale par transfert de l'épargne ou par la récolte, moins la prime de risque est importante. On saisit ici l'interaction entre richesse et décision de récolte mise en évidence par des études empiriques (Kuuluvainen 1989, Carlen 1990).

La CPO(2) est alors³⁴ :

$$\begin{cases} -u'(\omega_1 - s) + \beta [v'(\omega_2 + Rs + he(s))(R + he'(s))] = 0 & \text{si } s \geq -\omega_2 \\ -u'(\omega_1 - s) + \beta [v'(\omega_2 + Rs + he(s))(R + he'(s))] < 0 & \text{si } s = -\omega_2 \end{cases}$$

Considérons le cas d'une solution intérieure, la CPO(2) est alors vérifiée à l'égalité :

Equation 2 : $\frac{u'(\omega_1 - s)}{\beta v'(\omega_2 + Rs + he(s))} = R + he'(s)$

Sous l'hypothèse 3, l'expression $R + he'(s)$ est supérieure à R .

3.3. Règle de détermination de l'épargne

Les deux règles de détermination de l'épargne optimale sans aléa (Equation 1) ou avec aléa (Equation 2) est la même : l'égalité du taux marginal de substitution (TMS) avec le rendement réel net de l'épargne.

Cependant, l'introduction de l'aléa en 2nd période conduit à considérer le rendement réel de l'épargne augmenté de la valeur marginale de l'équivalent récolte (qui correspond à la variation marginale de la

³⁴ Sous les hypothèses 1 et 3, la CSO d'un maximum est vérifiée.

prime de risque). C'est un résultat standard de l'économie forestière (Voir Terreau 1990, Brown 1983, Prince 1985).

4. Période de récolte optimale

Pour prendre sa décision, le propriétaire forestier compare les utilités associées à chacune des dates de coupe.

4.1. Critère de décision

Si la coupe a lieu en $t=1$ et en choisissant l'épargne optimale s^* , qui vérifie l'équation 1, le propriétaire a comme utilité :

$$(A) \quad U(t=1) = u(\omega_1 + H_1 - s^*) + \beta v(\omega_2 + R s^*) .$$

Si la coupe a lieu en $t=2$ et en choisissant l'épargne optimale s^{**} , qui vérifie l'équation 2, le propriétaire a comme utilité espérée :

$$(B) \quad U(t=2) = E[u(\omega_1 - s^{**}) + \beta v(\omega_2 + \bar{H}_2 + R s^{**})] \Rightarrow U(t=2) = u(\omega_1 - s^{**}) + \beta v(\omega_2 + h_e(s^{**}) + R s^{**}) .$$

Théorème : Si $\alpha > \frac{R H_1 + \rho(\omega_2 + s^{**}, \sigma)}{\bar{x} H_1}$ alors la récolte s'effectue en seconde période.

Dem : Posons $S = s^* - H_1$, alors l'équation (A) s'écrit : $U(t=1) = u(\omega_1 - S) + \beta v(\omega_2 + R S + R H_1)$ qui est équivalent à (B) avec $h_e(s^{**}) = R H_1$ et $s^{**} = s^* - H_1$. A dotations initiales données, le théorème de l'enveloppe montre que l'utilité est croissante avec l'espérance de revenu de la récolte en seconde période³⁵. Si $h_e(s^{**}) > R H_1$ alors l'utilité associée à une coupe en seconde période est supérieure à celle provenant d'une coupe en première période. Cette inégalité est équivalente à $\alpha > \frac{R H_1 + \rho(\omega_2 + s^{**}, \sigma)}{\bar{x} H_1} . \bar{\omega}$

La règle de décision montre que si l'équivalent récolte est supérieur à la rémunération au taux d'intérêt R de la récolte en H_1 , alors il est préférable de récolter en 2nd période. Dans ce cas, le rendement du stockage physique du bois sur pied net de la prime de risque est supérieur au rendement de l'épargne.

4.2. Analyse du résultat

4.2.1. Aléa nul

Supposons $\sigma=0$ alors l'hypothèse 3 donne $p(s)=0$. En appliquant le théorème, la récolte a lieu en seconde période si : $\alpha \bar{x} > R$. Cette inégalité indique que lorsque le rendement du stockage physique du bois sur pied, même affecté d'un dégât certain, est supérieur à celui de l'épargne, il est préférable d'attendre la seconde période pour effectuer la récolte.

Ce résultat est indépendant des caractéristiques de l'agent.

³⁵ Ceci est vrai car $p(\cdot)$ est indépendant de l'espérance de récolte.

4.2.2. Sensibilité à la variance

Sous l'hypothèse 1 d'une fonction d'utilité strictement concave, on peut montrer que plus la variance augmente, plus la prime augmente : $\frac{\partial p(\omega_2+Rs, \sigma)}{\partial \sigma} > 0$.

Considérons une valeur limite³⁶ α^* telle que $\alpha^* = \frac{RH_1 + p(\omega_2 + s^{**}, \sigma)}{\bar{X}H_1}$. Une augmentation de la variance de l'aléa accroît la prime de risque et la partie droite de l'égalité devient supérieure à α^* , il devient alors préférable de récolter en première période. Ainsi, quand le risque (au sens de variation de l'aléa) s'accroît, cela conduit à réduire l'utilité retirée du scénario de récolte en seconde période.

4.2.3. Sensibilité à la richesse

L'hypothèse 3 nous donne : $\frac{\partial p(\omega_2+Rs, \sigma)}{\partial (\omega_2+Rs)} < 0$, plus le propriétaire est riche en 2^{de} période moins la prime de risque sera forte. En reprenant le raisonnement précédent ceci entraîne une récolte en seconde période.

5. Age optimal de coupe

Le résultat précédent permet de déterminer la date optimale de récolte. Cette règle de détermination de la date de récolte peut être étendue à l'âge optimal en considérant les valeurs possibles de α en fonction du temps.

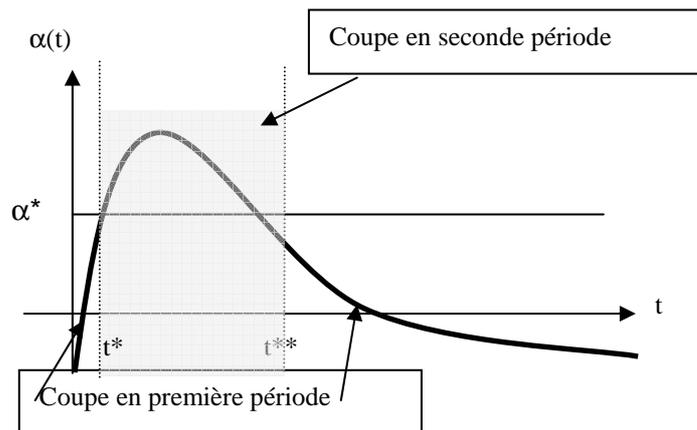
5.1. Age optimal de coupe

Traditionnellement, la croissance des peuplements est représentée par une fonction croissante et concave dépendant du temps : $H(t) = g(t)$ avec $g'(t) > 0$ et $g''(t) < 0$. Cette fonction peut aussi se définir de façon récursive : $H(t) = \alpha(t-1)H(t-1)$. Dans ce cas, la fonction $\alpha(t)$ définit le facteur de croissance du peuplement, elle est croissante en t , atteint un maximum puis décroît. Dans ce cadre, il est possible de déterminer l'âge optimal de coupe d'un peuplement possédé par un propriétaire averse au risque.

Considérons la valeur limite $\alpha^* = \frac{RH_1 + p(\omega_2 + s^{**}, \sigma)}{\bar{X}H_1}$, tous les peuplements dont le facteur de croissance $\alpha(t)$ est supérieur à α^* seront coupés en seconde période.

³⁶ $\alpha^* > 1$, car $R > 1$, $p(s) > 0$ et $\bar{X} \leq 1$.

Figure 1 : Age optimal de récolte



Sur l'intervalle de temps $(0, t^*)$ il est préférable d'effectuer la récolte en première période malgré la jeunesse du peuplement. Ceci correspond essentiellement aux caractéristiques du modèle qui réclament un arbitrage annuel entre épargne et stockage physique.

A partir de t^{**} , il est préférable d'effectuer la récolte en première période car le rendement du stockage physique n'est plus suffisant par rapport à celui de l'épargne.

Dans l'intervalle (t^*, t^{**}) , même en situation d'aléa, le rendement du stockage physique net de la prime de risque est supérieur au rendement de l'épargne ce qui conduit à récolter en seconde période.

Deux applications de ce résultat sont possibles :

1. La parcelle est "équienne" et à la date t^{**} , le propriétaire effectue une coupe rase.
2. Le peuplement est constitué d'arbres d'âges divers, le propriétaire récolte les arbres d'âge inférieur à t^* et supérieur à t^{**} .

5.2. Le propriétaire neutre à l'égard du risque

Un propriétaire neutre à l'égard du risque est caractérisé par une prime nulle. Toutes choses égales par ailleurs, la valeur limite du facteur de croissance, $\alpha^F = \frac{R}{X}$, sera plus petite que celle d'un propriétaire averse au risque.

Cependant, même pour un propriétaire neutre à l'égard du risque l'introduction du risque diminue l'âge optimal de rotation des peuplements. En effet, l'absence de risque se caractérise par les égalités $\bar{x}=1$ et $\sigma=0$. Alors la date de coupe correspond au moment où le taux de croissance de la forêt égalise le taux réel d'intérêt : c'est le résultat classique que l'on obtient avec la méthode de calcul de la valeur actualisée.

PARTIE III. Les comportements de prévention des sylviculteurs face aux risques

Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes de terrain ou de protocoles d'économie expérimentale

Ce chapitre est décomposé en trois sous-chapitres répertoriés de la façon suivante :

Sous-chapitre III-1.1. Une enquête auprès des propriétaires privés individuels (IDF)

Sous-chapitre III-1.2. Une enquête auprès des propriétaires privés non individuels (LEC)

Sous-chapitre III-1.3. Une expérimentation auprès des propriétaires privés (LEF)

Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques

Ce chapitre comprend les trois sous-chapitres suivants :

Sous-chapitre III-2.1. La méthode des prix hédonistes (LEC)

Sous-chapitre III-2.2. Quelques éléments de réflexion théoriques (LEERNA)

Sous-chapitre III-2.3. Le point de vue des assureurs sur ce comportement (LEERNA)

Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes de terrain ou de protocoles d'économie expérimentale

Sous-chapitre III-1.1. Une enquête auprès des propriétaires privés individuels

Olivier Picard

IDF

1. Méthodologie des enquêtes

➤ 1.1. Deux échantillons

Afin de déterminer les surfaces et le nombre de propriétaires en jeu dans la problématique assurance forestière, nous avons réalisé 2 groupes d'enquêtes auprès de deux échantillons de propriétaires forestiers.

•*Échantillon de propriétaires forestiers*

Le premier échantillon est constitué d'une liste de propriétaires forestiers inscrits sur les listes électorales professionnelles. Il était demandé à chaque CRPF de fournir 20 noms de propriétaires forestiers de plus de 25 ha et 40 noms de propriétaires de 4 à 25 ha nous voulions disposer d'un minimum de données permettant une analyse des comportements des propriétaires de plus de 25 ha. Nous avons finalement obtenu une liste de 1300 noms. Parmi cette liste, nous avons obtenu les adresses et numéros de téléphone de 550 personnes que nous avons contactées à deux reprises. Nous avons obtenu 282 réponses à la première enquête, soit un taux de retour de 51,3%, et 261 réponses sur 453 propriétaires interrogés à la deuxième enquête, soit un taux de retour de 54 %. L'échantillon final était composé de 29 % de propriétaires de plus de 25 ha. Nous avons donc une sur-représentation des propriétaires de grandes surfaces. Sur la question des assurances, notre hypothèse est que les propriétaires de moins de 4 ha sont moins enclins à souscrire une assurance, dans la mesure où la forêt ne constitue pas un investissement et un revenu ou une part significative du patrimoine (hypothèse qui semble se confirmer lorsque l'on évoque ce sujet avec des propriétaires de moins de 4 ha).

•*Échantillon d'adhérents de syndicats de propriétaires forestiers sylviculteurs*

Le deuxième groupe de propriétaires contactés est constitué d'adhérents de syndicats de propriétaires forestiers sylviculteurs. Il était demandé, sur la base du volontariat, à chaque syndicat départemental de transmettre à ses adhérents un questionnaire postal sur l'assurance. Cela a permis de collecter 2148 questionnaires sur 27 départements de la métropole. On notera cependant l'absence de réponses dans les départements des Landes ou de la Gironde .

Deux types de questionnaires ont été posés : l'un faisait l'état de la demande en assurance, l'autre mesurait l'élasticité de la demande.

Type d'enquête	Adhérents	Propriétaires
Caractérisation de la demande	× (2001)	× (2001)
Élasticité de la demande		× (2002)

• *Un questionnaire de caractérisation de la demande réalisé en 2001*

Le premier questionnaire est composé de questions générales. Il vise à déterminer l'intérêt pour l'assurance des propriétaires forestiers en fonction de leur type de peuplement majoritaire, leur superficie, leur intervention sur la propriété, le type de revenu qu'ils en attendent. Il était intéressant de pouvoir confronter ces données à leur assurance antérieure, leur perception du risque, leur intérêt pour l'assurance et le désir de concrétiser leur souhait après propositions chiffrées. Les montants de ces dernières ont été évalués à partir d'offres d'assurance potentielles formulées par un courtier international, avant la crise du secteur de l'assurance qui a fait suite aux événements de septembre 2001.

Ce questionnaire a été posé par téléphone à l'échantillon de propriétaires forestiers de la liste des CRPF, d'une part, et par une équipe de l'École Supérieure du Bois (Nantes) et par courrier aux propriétaires adhérents de syndicats, d'autre part.

• *Un questionnaire de mesure de l'élasticité*

Suite à cette première phase, nous avons pu évaluer un besoin d'assurance, mais les conditions tarifaires alors proposées se sont avérées beaucoup trop faibles pour les assureurs (le taux était inférieur à 1,5‰, soit un taux en augmentation de 20% par rapport aux tarifs d'avant tempête). Aussi, nous avons mené une enquête supplémentaire, plus brève, par courrier puis par téléphone. Celle-ci avait pour but de déterminer l'élasticité de la demande en assurance incendie et tempête des propriétaires forestiers. Nous avons réparti notre pool de 487 propriétaires forestiers de manière géographiquement homogène en trois groupes de 163, 162 et 162 propriétaires. Nous avons proposé à chaque groupe un taux d'assurance (cotisation/garantie) différent : 3‰, 6‰ et 9‰. Sur chaque questionnaire figuraient 3 niveaux de garantie : 1 500, 4 000 et 8 000 €/ha. Ces questionnaires figurent en annexe 1.1.4. Afin d'établir la courbe d'élasticité de manière plus large, nous avons intégré dans l'analyse les réponses obtenues en 2001 pour un taux d'environ 1,5‰.

• *Commentaires sur la méthode d'enquête*

Le courrier permet une meilleure réflexion sur les questions posées, mais entraîne certainement un biais, du fait que seuls les personnes intéressées par les questions posées répondent. (le courrier permet aux propriétaires de se renseigner et de réfléchir avant de donner la réponse par téléphone, et on obtient les réponses des personnes qui ne sont pas intéressées).

2. Analyse des résultats de l'enquête de caractérisation de la demande

➤ 2.1. Comparaison entre propriétaires forestiers et adhérents de syndicats

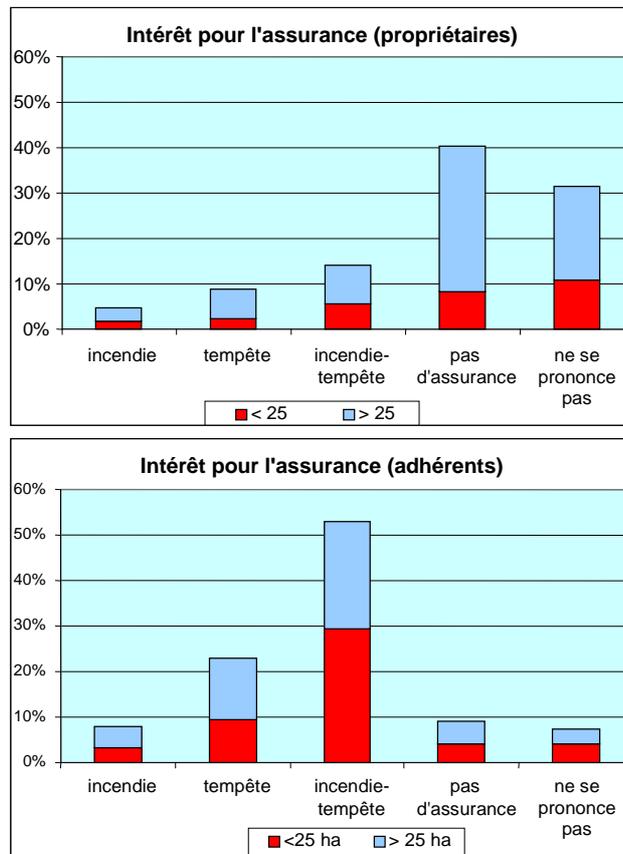
Nous disposons des réponses de deux échantillons différents : des propriétaires forestiers tirés au sort et enquêtés par téléphone et des adhérents de syndicats de propriétaires forestiers sylviculteurs interrogés par courrier. Afin de bien comprendre les différences de comportement, une première analyse des différences entre ces deux échantillons est nécessaire.

L'échantillon des adhérents est constitué de propriétaires sinistrés par des dégâts récents ou passés, essentiellement dus aux tempêtes (52%). Malgré tout, la sensibilité aux risques est similaire dans les deux populations. La population des adhérents ne ressemble pas à celle des propriétaires tirés au hasard des listes électorales, cependant nous les mettons en parallèle pour expliquer leurs différences.

Différence sur la taille de propriétés :

50,8% des adhérents interrogés ont plus de 25 ha, alors qu'ils sont 28% pour les propriétaires, ce qui est déjà supérieur à la moyenne nationale.

Chez les adhérents, le comportement vis à vis des assurances ne varie pas fortement avec la classe de surface forestière. Cependant, ce résultat est à nuancer. Les grandes propriétés ont été plutôt plus touchées par des sinistres durant les 5 dernières années, ce qui expliquerait que l'on retrouve une demande plus importante d'assurance contre l'incendie et/ou la tempête. Si on considère la tempête seule, les propriétaires de plus de 100 ha ne souhaitent pas d'assurance, elle coûterait trop cher, ils ont alors recours à l'auto assurance.



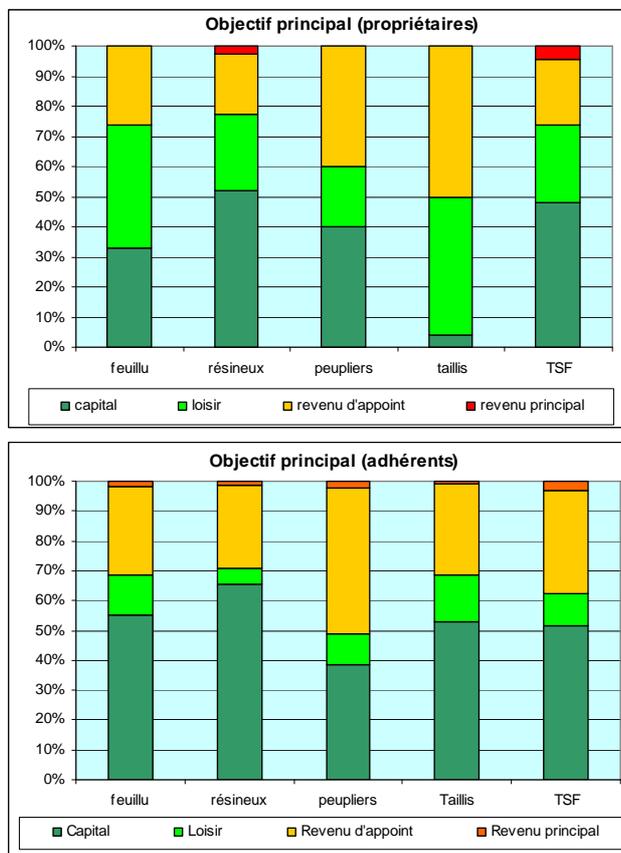
Intérêt pour l'assurance par classe de superficie

•Différence sur les objectifs de gestion :

Les objectifs « loisir » et « capital » (question 7 aux propriétaires et question 10 aux adhérents) sont égaux à 25% chacun chez les propriétaires alors que le « loisir » est de 10% chez les adhérents. Le loisir se serait-il transformé en revenu d'appoint chez les adhérents qui sont mieux organisés et dont la surface plus importante permet de dégager des revenus plus réguliers ?

En revanche, la notion de « capital » dépasse les 50% chez les adhérents, elle peut s'expliquer par le fait qu'une part significative des adhérents sont des propriétaires qui ont investi en forêt, sans qu'il n'y ait encore de revenus. Ils entretiennent fréquemment leur forêt, et ils manifestent un intérêt pour

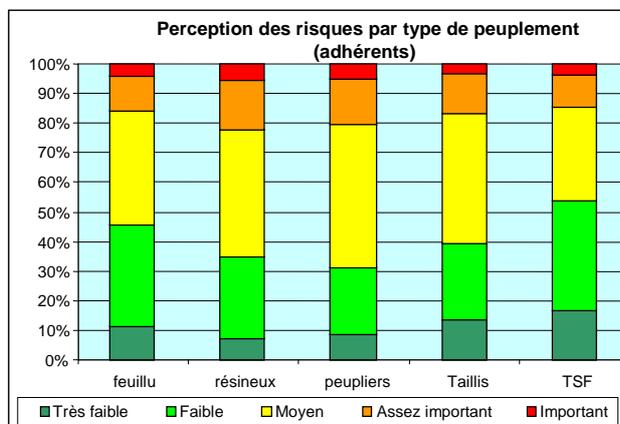
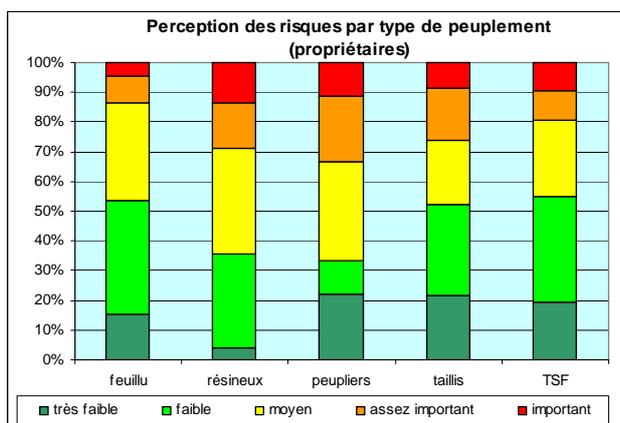
l'assurance tout à fait important, mais pas à n'importe quel prix ! La part des revenus d'appoint est beaucoup plus importante chez les adhérents que chez les propriétaires et ce pour tous les types de peuplement. En ce qui concerne les propriétaires de taillis, la notion de capital est très faible, seul le loisir et le revenu d'appoint sont présents. Dans tous les cas, le revenu principal est inexistant.



Objectif principal par type de peuplement

•*La perception des risques :*

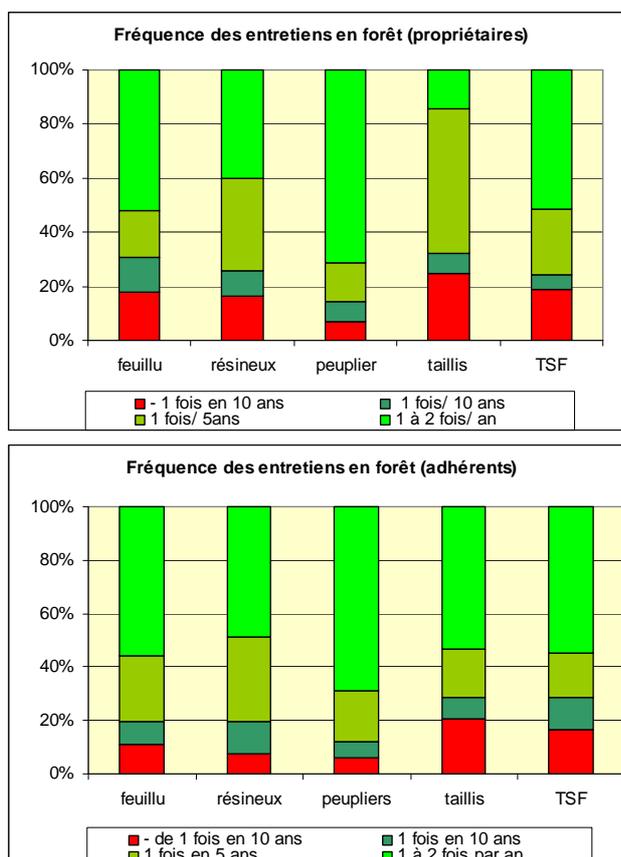
Globalement les risques sont perçus comme plutôt faibles, par plus de 50% des propriétaires quel que soit le type de leurs peuplements. La perception du risque est considérée globalement moins importante par les adhérents que par les propriétaires. Et pourtant les adhérents sont plus prêts à s'assurer. Cette apparente contradiction peut s'interpréter par le fait que la valeur de la forêt est mieux appréciée par les adhérents qui trouvent alors plus prudent de s'assurer. De plus, les adhérents ont subi plus de dégâts que les propriétaires (aucun ne déclare avoir subi des dégâts dans les 5 dernières années), on peut l'interpréter par le fait que de nombreux membres de syndicats ont adhéré après des dégâts, pour bénéficier de la protection et des conseils des syndicats.



Perception du risque par type de peuplement

•*La fréquence des entretiens :*

La fréquence des entretiens (question 8 aux propriétaires forestiers et question 11 aux adhérents) est plus élevée chez les adhérents que chez les propriétaires. En effet, 60% des interventions ont une fréquence supérieure à 1 fois par an, alors qu'elle oscille entre 30% et 50% pour les résineux et feuillus et est comparable pour les peupliers. Ces informations montrent qu'une part importante des adhérents sont des planteurs, investisseurs qui entretiennent fréquemment leurs peuplements.



Fréquence des entretiens en forêt répartis par type de peuplement

➤ **2.2. Premières analyses du désir d'assurance :**

Les propriétaires sont peu assurés aujourd'hui (après les tempêtes de 1999), même en Responsabilité civile qui, bien que non liée, constitue pourtant une protection primordiale. 30% d'entre eux déclarent être assurés en RC, 10,7% contre l'incendie, 7,6% contre la tempête. Sur cette question on ne trouve pas de différence de comportement entre les propriétaires de moins de 25 ha, et ceux de plus de 25 ha. Parmi les raisons évoquées, pour la responsabilité civile, comme pour l'incendie c'est le « manque d'intérêt » qui prédomine.

La diminution d'assurés en incendie après les tempêtes de 1999 peut provenir de la dénonciation des contrats dans lesquels l'incendie était liée à la tempête

	Assurés avant 2000	Assurés depuis 2000	Intéressés par une assurance (Question 13)	Propositions du questionnaire (Question 12)
Responsabilité civile	25,4%	30%	27,8%	32,9%
Pas de RC		70%	71,2%	51,9%
NSP		-	-	16,2%
Incendie	5,2%	3,8%	4,5%	1,3%
Tempête	5,9%	0,7%	10,3%	14,8%
Les deux		6,9%	13,6%	4,9%
Total dommage	11,2%	11,4%	28,4%	21%
Pas d'assurance dommage	63,2%	88,6%	39,2%	71,6%
Ne se prononce pas	0,3%	-	32,3%	7,4%

Tableau 1. Synthèse des résultats du positionnement des propriétaires sur les assurances et leur évolution depuis la tempête et les propositions du questionnaire.

	Sinistre dans les 5 dernières années	Assuré avant 2000	Assuré depuis 2000	Intéressés par une assurance (Question 16)	Propositions du questionnaire (question 15)
RC	5,4%	57,2%			
Pas de RC		42,8%			
Incendie	3,3%	19,7%	14,7%	6,3%	8%
Tempête	47,7%	16,1%	11%	21,8%	25%
Les deux		-	-	43,7%	30%
Total dommage	51%	35,8%	25,7%	71,8%	63%
Pas d'assurance dommage		64,2%	74,3%	8,8%	21%
NSP		-	-	19,4%	16%

En grisé, les questions n'ont pas été posées

Tableau 2. Synthèse des résultats du positionnement des adhérents sur les assurances et leur évolution depuis la tempête et les propositions du questionnaire

L'intérêt pour une assurance (en dehors de toute considération de prix et des conditions de couverture des risques proposés) aujourd'hui est de 21 % des propriétaires. La proportion des propriétaires de plus de 25 ha est ici plus importante.

La part d'assurés chez les propriétaires (Tableau 1) en RC a augmenté de 5% depuis la tempête, mais ce taux reste faible compte tenu de la gravité des dangers potentiels. Contrairement à l'assurance dommage, on ne constate pas de marge de manœuvre entre les assurés et les non assurés et intéressés par les propositions du questionnaire.

La part de propriétaires (Tableau 1) assurés en dommage aux biens avant la tempête et depuis 2001 n'a pas changé, mais on observe un renforcement de l'assurance incendie et tempête aux dépens des risques séparés. La plupart des contrats a été dénoncée fin 2001.

Dans les souhaits et l'intérêt pour les propositions du questionnaire (questions 12 et 13 du questionnaire aux propriétaires forestiers, et questions 15 et 16 du questionnaire aux adhérents), les résultats sont supérieurs et concernent près du tiers des propriétaires, avec un intérêt plus marqué pour une assurance spécifiquement pour l'incendie et la tempête associés.

Il est intéressant de constater que l'effet surface n'apparaît que sur le taux d'assurés en RC, c'est à dire que les propriétaires de grandes surfaces sont plutôt enclins à s'assurer en responsabilité civile (42%), et ils sont 40% à être intéressés par une assurance tempête et/ou combinée à l'incendie.

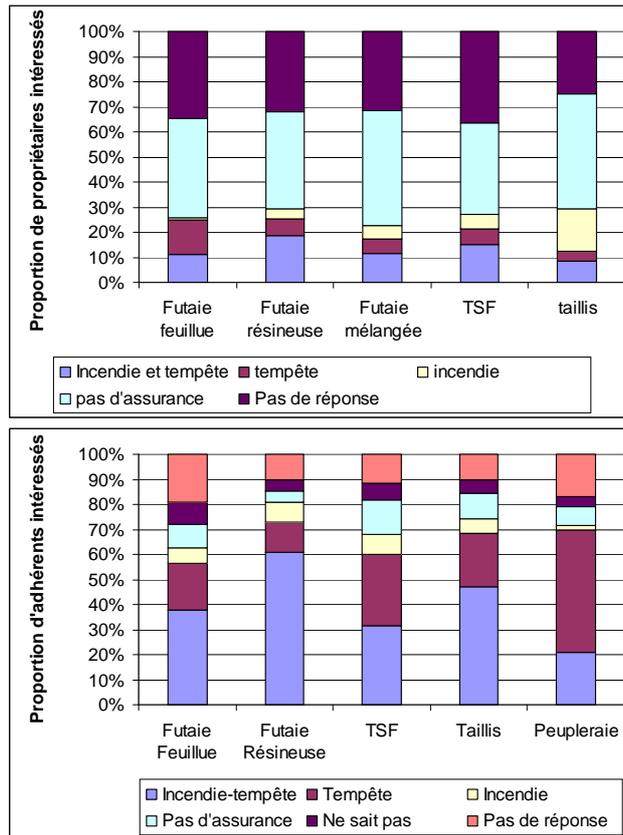
Il est important de signaler qu'au total plus de 70 % des adhérents consultés souhaiteraient une assurance dommage.

➤ **2.3. Paramètres liés au souhait d'assurance (Question 13 aux propriétaires, question 16 aux adhérents)**

• *Influence de la structure de peuplement*

On observe que les propriétaires de futaies sont plus demandeurs d'assurance dommage que les propriétaires de taillis, sans doute parce qu'ils apprécient mieux la valeur de leur bois. Les propriétaires de futaies résineuses sont les plus demandeurs d'une assurance tempête et incendie du fait de la présence de ces deux risques tour à tour sur les peuplements. A l'inverse, les propriétaires de futaies feuillues recherchent à se prémunir contre le risque tempête qui leur semble plus élevé.

On retrouve cette différence parmi les adhérents. Dans cet échantillon, nous disposons de suffisamment de réponse de popuiculteurs pour voir qu'ils désirent essentiellement une assurance tempête.

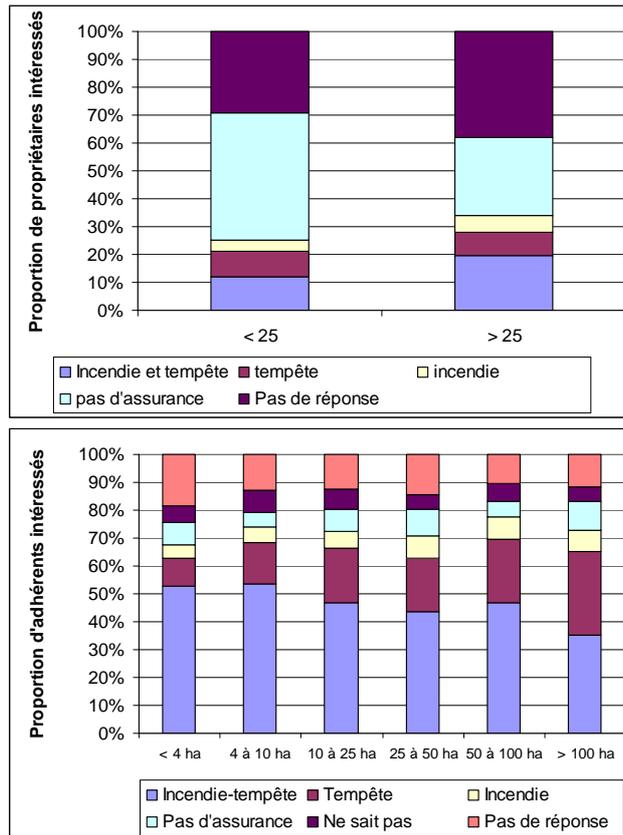


Intérêt pour l'assurance par type de peuplement

•Superficie forestière

Les Propriétaires forestiers de moins de 25 ha semblent moins prêts à accepter de s'assurer : environ 25 % dont 22 % en tempête ou incendie et tempête contre 29 % pour les propriétaires de plus de 25 ha. Nous n'avons pas plus de détails sur l'échantillon de propriétaires forestiers, mais on retrouve cette tendance chez les adhérents, pour lesquels nous pouvons ventiler l'information par classes plus petites. On voit alors que ce sont les propriétaires de moins de 4 ha qui souhaitent le moins s'assurer dans la catégorie des moins de 25 ha.

Chez les propriétaires de plus de 25 ha, on observe une modification du comportement avec l'augmentation de la surface : plus la surface est grande, moins le propriétaire va s'assurer pour l'ensemble des risques. Il limite l'assurance au risque le plus élevé afin de limiter les coûts et préfère parfois s'auto-assurer.

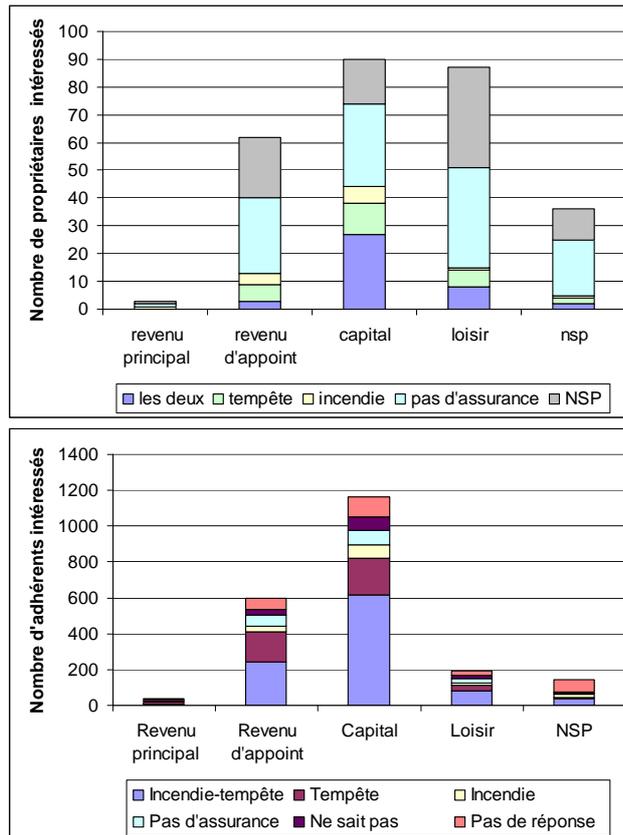


Intérêt pour l'assurance par superficie forestière

•Type d'utilisation de la forêt.

Les propriétaires forestiers pour lesquels la forêt est un capital ont un fort désir de s'assurer (50 %) alors que ceux pour lesquels elle représente un revenu d'appoint ou un loisir sont plus réticents. On ne peut commenter le cas du revenu principal sur cet échantillon parce que ce n'était le cas que pour 3 des propriétaires interrogés.

Sur l'échantillon adhérent, on retrouve cet engouement pour l'assurance de la part des propriétaires pour lesquels la forêt est un capital. On remarque surtout que les propriétaires d'une forêt considérée comme source d'un revenu principal souhaitent moins s'assurer (57 %) que les propriétaires de forêt générant un revenu d'appoint (74 %). Probablement parce que les premiers ont intégré la gestion du risque dans leur sylviculture et que, connaissant bien les tarifs d'assurance, ils ont choisi de s'auto-assurer.

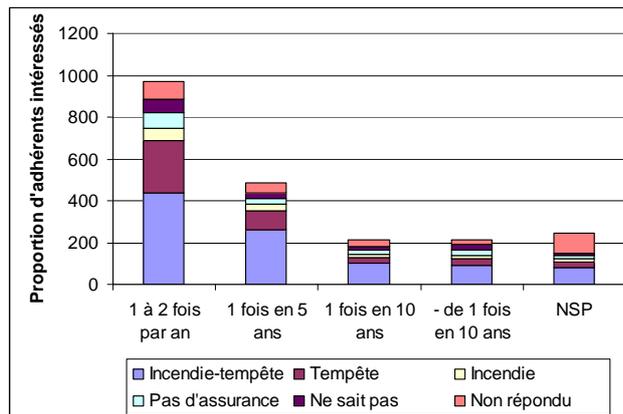
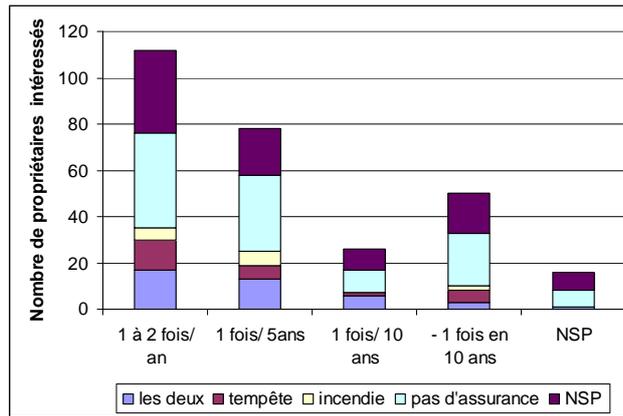


Intérêt pour l'assurance par type d'attente

•Fréquence d'intervention

On retrouve le phénomène précédent, de manière moins marquée. Les propriétaires intervenant le plus en forêt ne sont pas ceux qui souhaitent le plus s'assurer contre les dommages. Ils ont souvent plusieurs peuplements de classes d'âge différentes, ce qui leur permet de répartir les risques. Ils désirent tout de même plus s'assurer que ceux qui n'effectuent que de rares opérations sylvicoles (tout les dix ans ou plus), et pour lesquels la propriété est source de loisir.

Les propriétaires intervenant tous les 5 ans environ sont les plus demandeurs d'assurance. Ils sont propriétaires de forêts souvent trop petites ou trop homogènes pour pouvoir répartir le risque et sont tout de même conscients de la valeur de leur bois.



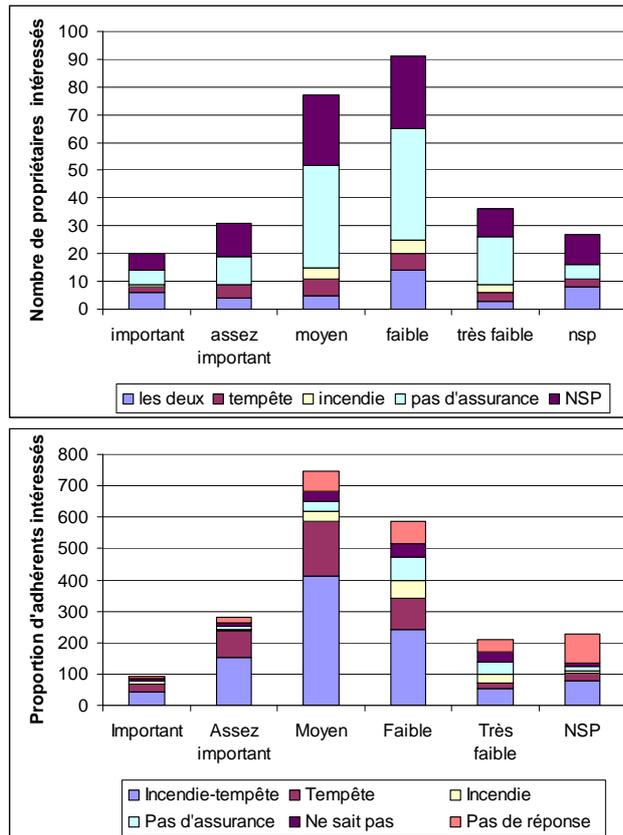
Intérêt pour l'assurance par fréquence d'entretien

•Évaluation du risque.

La relation entre la perception du risque et le désir d'assurance n'est pas systématique, car seuls 25 % des propriétaires qui estiment les risques comme importants ont déclaré ne pas vouloir d'assurance.

L'assurance ne semble pas une solution satisfaisante pour ces propriétaires forestiers .

À l'opposé, on trouve quelques propriétaires qui affirment que le risque est faible à très faible, mais qui souhaitent tout de même s'assurer.



Intérêt pour l'assurance suivant la perception du risque tempête

•Sinistres antérieurs

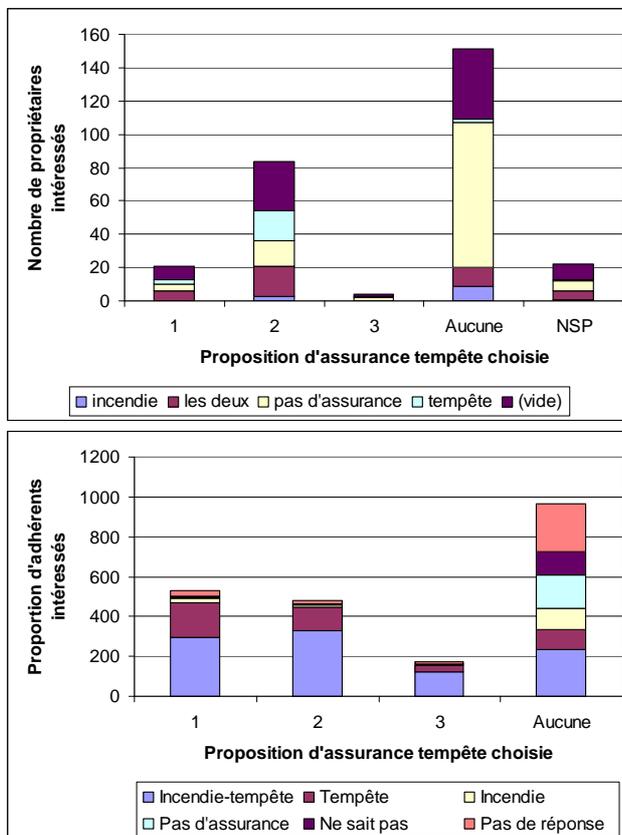
Parmi les propriétaires forestiers interrogés, aucun n'a été touché par une tempête lors des 5 dernières années. Aussi, il nous est impossible d'établir une relation entre l'intérêt pour l'assurance et la présence d'un sinistre récent. Par contre, sur l'échantillon d'adhérents, 52 % a été sinistré dans les 5 dernières années. Les adhérents sinistrés sont plus nombreux à vouloir s'assurer contre la tempête (73 %, dont 51 % en incendie et tempête ou 22 % en tempête seulement) que les non sinistrés (58 %, dont 40 % en incendie et tempête et 18 % en tempête seulement). Cette différence reste limitée, mais elle est réduite par le fort désir d'assurance des adhérents ayant répondu.

	Incendie et tempête	Tempête	Total besoin d'assurance
Sinistrés	51%	22%	73%
Non sinistrés	40%	18%	58%

➤ 2.4. Contractualisation

Finalement, il est intéressant de voir la réaction des propriétaires face à une proposition chiffrée d'assurance (question 12 de l'enquête propriétaires et 15 de l'enquête adhérents). On mesure alors la concrétisation possible de cette assurance.

Sur 100 propriétaires intéressés par une assurance, seulement 25 accepteraient une assurance à un taux de 1,5%. 76 % des adhérents de syndicats acceptent l'une des propositions d'assurance tempête. On en déduit que certains propriétaires ne sont pas assurables, parce qu'ils souhaitent des conditions irréalisables.



Intérêt pour l'assurance et choix de l'une des propositions d'assurance tempête

Les tendances observées chez les propriétaires forestiers et les adhérents sont semblables. Le niveau de réponse des adhérents est accentué du fait de leur sensibilité aux sinistres.

3. Élasticité de la demande

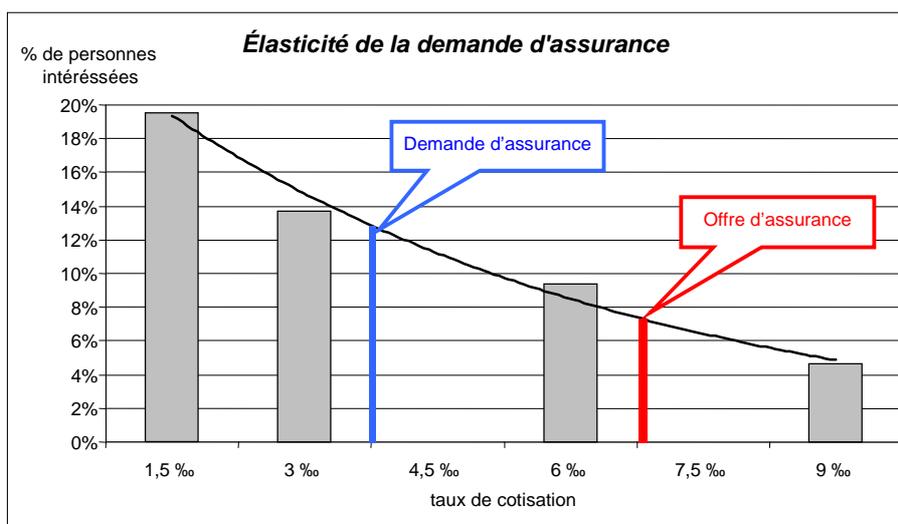
➤ 3.1. Provenance des données

Pour étudier l'élasticité de la demande en assurance, on utilise les données récoltées au cours de l'enquête de 2002, proposant 3 offres d'assurance fictives (couples cotisation-garantie à un taux donné) à 3 groupes de propriétaires forestiers, le taux d'assurance étant différent pour chaque groupe (3, 6 et 9 %). On complète cette enquête par les données collectées en 2001 auprès des propriétaires forestiers avec deux offres chiffrées à des taux de l'ordre de 1,5 %.

➤ 3.2. Élaboration de la courbe d'élasticité

•Élasticité du taux d'assurance

La courbe d'élasticité est réalisée en prenant en compte pour chaque taux d'assurance l'ensemble des réponses positives à l'une des conditions d'assurance proposées. On pose l'hypothèse que les personnes n'ayant pas répondu (parce que n'ayant pas pu être jointes au téléphone et n'ayant pas renvoyé le questionnaire par courrier ou fax) ne sont pas intéressées. Cela permet de ne pas surestimer la demande. De cette étude, il ressort que le désir actuel d'assurance dommage (incendie – tempête) évolue selon les proportions suivantes :



À 1,5‰ : 19,7 % des propriétaires contactés sont intéressés par une offre d'assurance

À 3‰ : 13,7 % des propriétaires contactés sont intéressés par une offre d'assurance

À 6‰ : 9,4 % des propriétaires contactés sont intéressés par une offre d'assurance

À 9‰ : 4,6 % des propriétaires contactés sont intéressés par une offre d'assurance

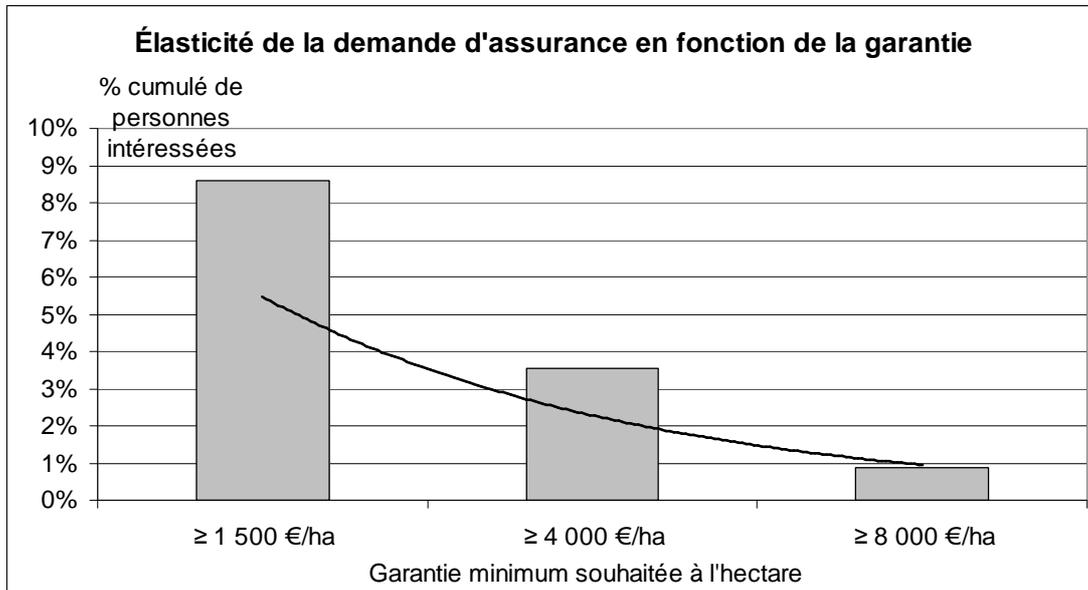
Courbe d'élasticité de la demande en assurance incendie et tempête

Ce graphe montre une baisse de la demande avec l'augmentation du taux. Elle rend bien compte de l'état actuel du marché des assurances puisque l'on retrouve sur l'interpolation qu'à un taux moyen de 7 ‰, 7 % des propriétaires souhaitent s'assurer (ce qui est proche de la réalité des contrats d'assurance actuels). Lorsque l'on effectue la moyenne des désirs exprimés, on obtient un taux de 3,5 ‰ qui donnerait un peu plus de 12% d'assurés.

•Demande de garantie

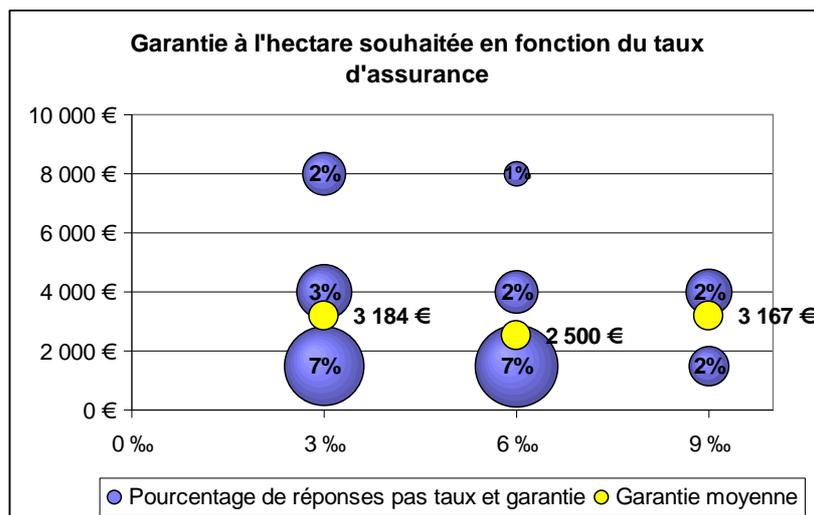
Nous avons réalisé une étude comparable par garantie. Nous n'avons retenu que les résultats de l'enquête sur l'élasticité, puisque l'enquête précédente avait été réalisée avec des montants de garantie non comparables. L'élasticité est alors élevée : très peu de propriétaires sont intéressés par la garantie

à 8 000 €/ha, sans doute à cause des taux élevés. Le compromis valeur des bois/coût de l'assurance/montant de garantie ne semble raisonnable qu'à des propriétaires proches de la récolte.



Montant de garantie souhaité pour une assurance incendie et tempête

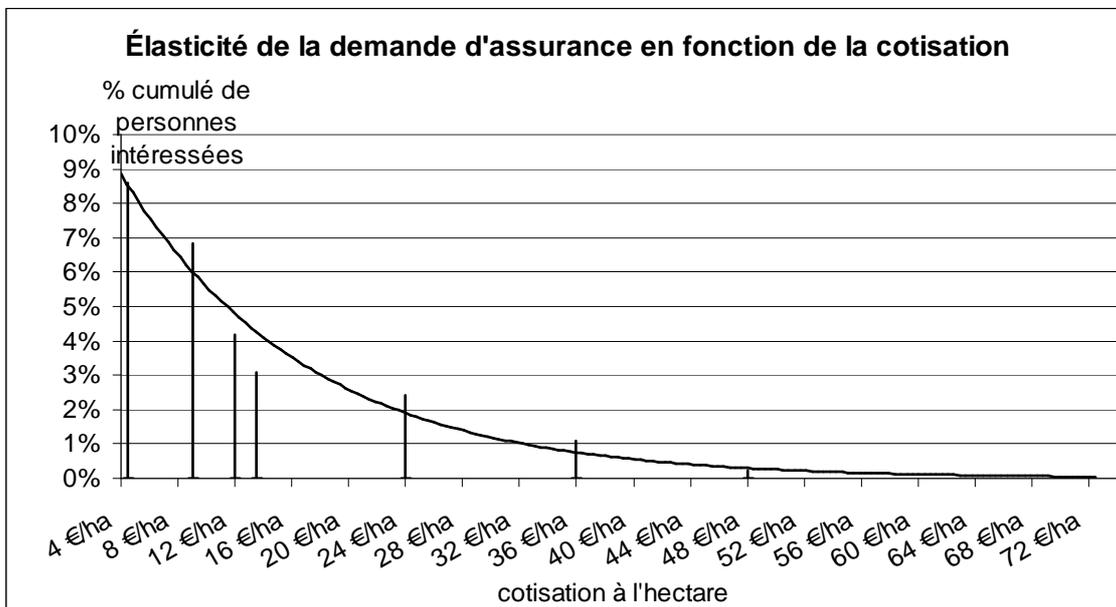
La figure suivante, montre que la moyenne de garantie souhaitée varie peu lorsque le taux passe de 3 ‰ à 9 ‰, aussi nous admettons que ce montant reste constant quelque soit le taux. La garantie moyenne désirée est d'environ 2 900 €/ha. Ce résultat montre une indépendance entre le montant de la garantie et le taux de cotisation entre 3 ‰ et 9 ‰. Dans les simulations à venir, on peut considérer que le montant de garantie souhaité est constant et égal à la moyenne observée.



Répartition du désir d'assurance par montant de garantie et taux d'assurance

•Cotisation maximale souhaitée

Lorsque l'on observe le montant des cotisations choisies, quel que soit le taux, on observe qu'aucun propriétaire ne souhaite déboursier plus de 48 €/ha pour s'assurer. On a donc un effet seuil de cotisation.



Montant maximal de cotisation pour une assurance incendie et tempête

•Variation de la demande par type de peuplement

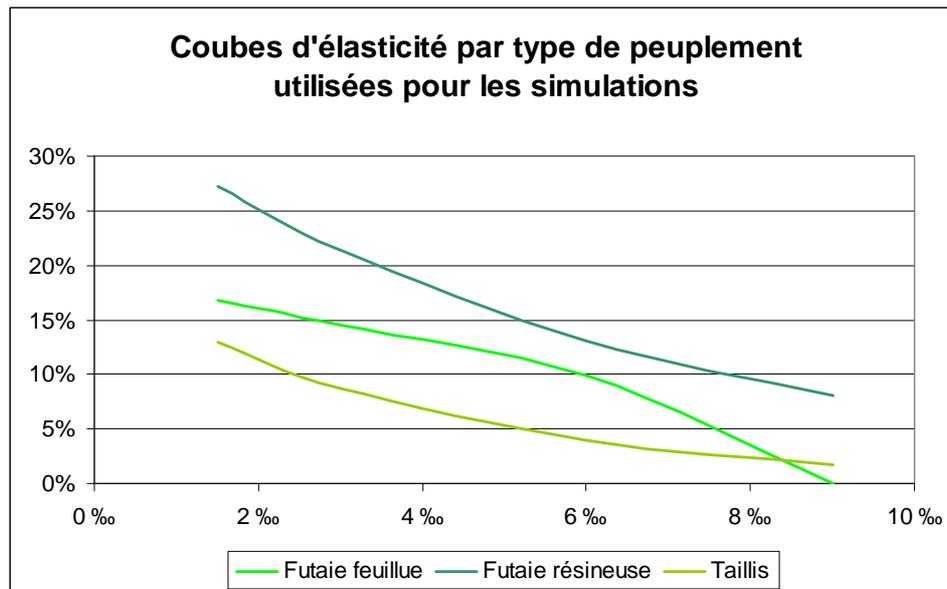
Nous avons vu que le comportement vis à vis de l'assurance dépendait beaucoup du type de propriété. Nous avons donc ventilé la demande par grand type de peuplement : futaie feuillue, futaie résineuse et taillis. Nous avons analysé ces demandes séparément, ce qui nous a donné les résultats consignés dans le Tableau 3. Ne connaissant pas les structures de peuplement dominant des personnes non interrogées, nous supposons que les proportions de propriétaires par type de peuplement sont les mêmes dans l'échantillon de personnes ayant répondu que dans l'échantillon général. Nous admettons donc que nous avons eu des réponses de 54 % des propriétaires de chaque type de peuplement. Cela évite une large surestimation de la demande.

	Futaie feuillue	Futaie résineuse	Taillis	Total tous peuplements (moyenne conditionnée)
Proportion d'assurés potentiels à 1,5 ‰	18,3%	25,8%	15,0%	19,7%
Proportion d'assurés potentiels à 3 ‰	13,5%	23,5%	5,6%	13,7
Proportion d'assurés potentiels à 6 ‰	15,9%	13,5%	7,2%	9,4%
Proportion d'assurés potentiels à 9 ‰	-	7,6%	1,3%	4,6%
Taux moyen d'assurance souhaité(en nb) en prenant en compte les 1,5‰	3,4 ‰	3,7 ‰	3,3 ‰	3,6 ‰
Cotisation annuelle moyenne (en nb)	10,4 €/ha	11,6 €/ha	8,3 €/ha	10,6 €/ha
Garantie moyenne (en nb)	3 056 €/ha	3 143 €/ha	2 500 €/ha	2 936 €/ha

Tableau 3. Demande en assurance par structure de peuplement

Cependant, on observe que les propriétaires de futaie sont intéressés par l'assurance, mais pas à n'importe quel prix : il y a un vif décrochage quand le taux passe de 6 à 9‰ pour les propriétaires de futaie feuillue. La baisse est plus continue chez les propriétaires de futaie résineuse. En taillis, la demande, déjà faible, s'évanouit à 9 ‰. Le taux fatidique à ne pas atteindre semble donc être inférieur à 9 ‰. On voit que les propriétaires de futaie feuillue sont prêts à investir plus que les autres dans l'assurance en montant de cotisation, mais ce sont les propriétaires de futaie résineuse qui acceptent le taux le plus élevé. Cela semble directement lié à la forte valeur des bois sur pied dans les futaies feuillues âgées d'une part et les risques élevés de chablis en futaie résineuse. Les propriétaires de taillis, eux, demandent une assurance faible (taux faible et cotisation faible) en rapport avec la valeur de leur bois et les risques théoriques.

Les courbes d'élasticité sont réalisées par interpolation des données de ces enquêtes. Pour le taillis et la futaie résineuse, les courbes peuvent être interpolées par des fonctions exponentielles, qui mettent en valeur la décroissance progressive du désir d'assurance à mesure que le taux augmente. Pour la futaie feuillue, la courbe utilisée est obtenue par une moyenne mobile, ce qui permet de mettre en valeur la faible décroissance du désir d'assurance pour des taux modérés et la perte totale d'intérêt entre 6 et 9‰. Les courbes interpolées sont représentées sur la figure suivante.



Courbes d'élasticité par type de peuplement

➤ 3.3. Portée et limites de l'étude d'élasticité

Ces enquêtes ont montrées que l'intérêt pour les assurances est important par rapport au nombre d'assurés. Celui ci reste faible et dépend d'une offre d'assurance extrêmement limitée.

Le montant total du capital assuré est indépendant du rapport cotisation /garantie et se situe en moyenne à 3000 euros/ha. De plus, aucun propriétaire ne souhaite dépenser plus de 48 euros/ha de cotisations d'assurance.

Enfin, la relation entre la perception du risque et le désir d'assurance n'est pas systématique, car seuls 25 % des propriétaires qui estiment les risques comme importants ont déclaré ne pas vouloir d'assurance. L'assurance ne semble pas la solution satisfaisante pour ces propriétaires forestiers .

Les résultats sont à prendre avec précautions du fait du faible nombre de réponses. En effet, les proportions varient alors rapidement lors de l'ajout d'une donnée. C'est la raison pour laquelle nous avons souvent limité l'analyse à un seul facteur.

Les propriétaires interrogés avaient plus de 4 ha. Nous avons posé l'hypothèse que les propriétaires de moins de 4 ha sont peu intéressés par l'assurance, et ceux qui le seraient représenteraient un marché négligeable étant donné que les propriétaires de moins de 4 ha possèdent moins de 18 % de la surface de la forêt privée.

Ces chiffres permettent une estimation de la demande d'assurance par les propriétaires forestiers. Pour évaluer les possibilités de mise en place, il faut connaître la sinistralité de la forêt française par type de peuplement pour ajuster les taux, de manière à pouvoir garantir la pérennité de l'assurance, même en cas de grande tempête.

Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes de terrain ou de protocoles d'économie expérimentale

Sous-chapitre III-1.2. Une enquête auprès des propriétaires privés non individuels

Francis de Morogues

LEC

1. Problématique

Dans l'analyse du comportement vis à vis du risque et de l'assurance des propriétaires de forêts il est nécessaire de différencier les personnes physiques des personnes morales. Le fondement économique de leurs comportements est différent. Les personnes physiques maximisent une utilité espérée, les personnes morales ont un objectif de profit pour les sociétés de droit privé ou de bien être pour l'Etat³⁷ et les collectivités locales.

Ce texte porte sur le comportement d'assurance³⁸ des propriétaires privés non individuels. Ces propriétaires sont des investisseurs institutionnels (banques, assurances), des industriels et des groupements forestiers.

L'étude du comportement d'assurance des seuls industriels propriétaires de forêts en France est un domaine d'étude trop étroit³⁹. Pour être pertinent, il est nécessaire d'élargir le domaine à l'ensemble des propriétaires privés non individuel pour trois raisons :

- Le marché de l'assurance des forêts, en France comme à l'étranger (voir l'5.2. Annexe 2 pour les Etats Unis), est de faible volume comparativement aux autres marchés de l'assurance. Il ne fait pas l'objet d'études importantes. De ce fait, la note de la FNSPFS, Toppan E. (2002), concernant le marché français constitue une précieuse source d'information. Cependant elle ne permet pas de faire la différence entre les propriétaires privés individuels et non individuels.
- Parmi les propriétaires privés non individuels, ce sont principalement des banques et des assurances qui sont les détenteurs de forêts françaises et non des industriels.
- Enfin, à l'échelle internationale, les groupes industriels de la filière détenteurs de forêts tendent à s'en séparer au profit essentiellement d'investisseurs financiers.

³⁷ L'Etat n'assure pas ses forêts.

³⁸ Il s'agit ici d'assurance contre les risques de dégâts causés par des tempêtes ou des feux et non de responsabilité civile.

³⁹ Le groupe Gascogne est aujourd'hui le seul industriel détenteur de forêt en France avec environ 1 000 ha.

La première partie de cette note est consacrée à la situation française. La seconde montre la difficulté pour les investisseurs financiers d'évaluer la juste couverture des risques naturels dans la gestion de leurs risques financiers.

2. L'assurance des forêts détenues par des propriétaires privés non individuels

Les analyses et les données sur le sujet sont peu nombreuses. En France, la majorité, en terme de surface, des propriétaires privés non individuels sont des investisseurs institutionnels. Ils assurent leurs forêts. A titre de comparaison, aux Etats Unis l'assurance des forêts n'est pas très développée.

2.1. En France

2.1.1. Les forêts françaises détenues par des investisseurs

Deux grands gestionnaires forestiers se partagent 200 000 ha de forêt française⁴⁰ :

- Le patrimoine forestier de la Caisse des Dépôts et Consignations (CDC), géré depuis 1996 par la Société Forestière de la Caisse des Dépôts et Consignation (SF CDC), est estimé à 565 millions d'euros pour 170 000 hectares. 90% de ces propriétés sont détenues par des investisseurs institutionnels : CNP (60 000 ha), AXA (24 000 ha), le Crédit Agricole (12 000 ha).
- La Sogeservice, filiale de la Société Générale possède 30 000 hectares.

2.1.2. Le comportement d'assurance des investisseurs français

Pour obtenir des informations sur ce marché de l'assurance des forêts détenues par des propriétaires privés non individuels nous avons interrogé l'ASFFOR⁴¹. Les informations présentées dans cette section sont le compte rendu de nos échanges.

Les groupements forestiers (GF) institutionnels assurent leurs actifs contre les risques incendie et tempête pour deux raisons :

- c'est un argument vis à vis de la clientèle des investisseurs (personnes physique et morale) pour ce type de placement ;
- c'est une obligation de la Commission de contrôle des assurances lorsque les parts de GF sont inscrites dans les provisions techniques d'un contrat d'assurance. Seule la CNP s'auto-assure.

Toutes les parcelles sont assurées, sans distinction particulière de vulnérabilité, même si les couvertures sont variables selon les peuplements.

⁴⁰ de Champris T. (2002). "Du bois pour la "caisse"". www.Boisforêt.info. N°1042.

⁴¹ Association des sociétés forestières et groupement fonciers et forestiers.

Selon l'ASFFOR, les sinistres de 1999 ont prouvé l'intérêt de s'assurer. Le principe n'est donc pas remis en cause malgré la hausse des tarifs. Cependant, les réflexions actuelles portent sur l'abaissement des coûts par :

- l'ajustement des couvertures aux peuplements et l'abaissement des durées des révolutions ;
- la recherche de nouveaux assureurs en dehors des existants (MISSO, CGA- de la BRETESCHE, MMA) ;
- des modifications législatives ou réglementaires pour réduire les charges d'encadrement des contrats tempêtes. La réflexion à ce sujet est menée dans le groupe de travail sur les assurances prévu par la Loi d'Orientation sur la Forêt.

2.2. Aux Etats-Unis

Selon l'ambassade de France aux Etats-Unis⁴² (Mistral J. et Yepes C. (2001)) , 4% des forêts privées au maximum sont assurées⁴³. Dans l'état des données, il n'est pas possible de différencier propriétaires privés individuels et non individuels.

Un assureur, Davis-Garvin Co, déployant ses activités sur 17 États de l'Est, du Sud et du Midwest américain, essentiellement sur les risques accidents du travail, invalidité, responsabilité civile pour les bûcherons et les industries du bois, a mis au point il y a une dizaine d'années un programme d'assurance des forêts. Ce programme couvre plus de 12 millions d'hectares de boisements (essentiellement des résineux).

Cet assureur, qui ne rencontrait jusqu'à présent pas de concurrence, mentionne qu'une entreprise d'assurance des récoltes, située dans le Mid-West, s'appête à lancer un programme de couverture des forêts.

La loi fédérale ne semble pas imposer aux propriétaires privés de s'assurer. Cependant, le représentant de Davis-Garvin mentionne que certaines banques exigent parfois que les forêts contrôlées par des industries du bois, par exemple, soient protégées par des contrats d'assurance. Certaines primes peuvent se déduire de l'assiette soumise à l'impôt.

3. Une difficile évaluation des risques naturels

Au niveau mondial, le nombre de sociétés spécialisées dans l'investissement forestier est passé de 6 en 1986 (pour un actif total de 100 millions de dollars) à une vingtaine en 2001 (pour un actif total de 2

⁴² Il s'est avéré très difficile de trouver des statistiques sur l'assurance des forêts : les nombreuses associations professionnelles du secteur de l'assurance, les associations du secteur forestier ne collectent pas d'éléments chiffrés ou d'informations factuelles sur ce segment de marché.

⁴³ Environ 5% des forêts publiques sont assurées.

milliards de dollars). Cette montée en puissance s'est accompagnée d'un phénomène de cession d'actifs forestiers par les grands groupes industriels de la filière forêt bois (voir 5.1. Annexe 1).

Selon Caulfield J.P. et Newman D.H. (1999) la motivation première des investisseurs financiers qui font appel à ces sociétés est la diversification de portefeuille. La forêt est un placement dont la rentabilité est peu corrélée avec les actifs classiques de portefeuilles (actions) et qui est considéré comme à faible risque. Cependant, comme tout actif, la forêt est sensible à deux types de risques, ceux portant sur les revenus⁴⁴ et ceux qui affectent le capital.

Les risques naturels portent sur le capital. Pour un investisseur financier, l'assurance du capital est dictée par un calcul économique. Cependant, ce calcul est difficile car les méthodes d'évaluation des risques existantes ne sont pas pertinentes au niveau de forêts entières.

Les investisseurs en forêt achètent des forêts entières et non des parcelles. Or la quantification des risques naturels est, dans l'essentiel de la littérature de recherche sur le sujet et dans la pratique sylvicole, traitée au niveau de la parcelle. L'évaluation du risque sur des forêts entières est alors difficile parce que les interactions entre parcelles ne sont pas ou peu abordés à l'échelle d'un massif. Dans ces conditions, il est difficile de conduire une politique d'assurance forestière optimale.

4. Conclusion

L'assurance des forêts détenues par des personnes morales fait l'objet de peu d'analyse et les données sont parcellaires. Des motivations convergentes vont peut être amener les assureurs à développer leurs connaissances sur le sujet :

- les pertes dues aux tempêtes de 1999 ;
- l'incertitude quant à l'augmentation de l'occurrence de tels phénomènes météorologiques provoquée par l'effet de serre ;
- la montée en puissance des investisseurs financiers sur le marché des actifs forestiers.

5. Annexe

⁴⁴ Les fluctuations des revenus retirés d'un investissement en forêt sont essentiellement liées aux variations des prix du bois. Néanmoins, l'arbre est un bien stockable sur pied qui permet aux propriétaires de choisir le moment le plus favorable pour commercialiser les bois en différant ou anticipant les coupes (fixation d'un prix de réservation).

5.1. Annexe 1 : La détention de forêt par les industriels du bois

Les grands groupes industriels internationaux possèdent en propriété pleine et entière ou en concession (au Canada) des millions d'hectares de forêts de par le monde. A titre d'exemple, le tableau⁴⁵ ci dessous donne une estimation des surfaces forestières détenues par cinq groupes industriels.

Tableau 1 : Forêts détenues par des industriels , quelques exemples en 2000.

	Superficie (en millions ha)	Nature de la propriété	Principale localisation
WMMB*	> 15	Concession	Canada
Oji Paper	7	Pleine	Japon
Stora Enso	3,8	Pleine	Suède
International Paper	3,6	Pleine	USA
Sappi	> 1	Pleine	Afrique du Sud

*Weyerhaeuser MacMillan Bloedel

La détention de forêts par les industriels était, jusqu'à présent, considérée comme une assurance d'approvisionnement en bois au meilleur prix. Cependant, Clutter M. (2002), montre qu'aux Etats-Unis, seulement 15 à 25% des bois consommés par ces industriels proviennent de leurs propres forêts. Aussi, certains s'en séparent-ils aujourd'hui notamment pour éviter de payer les taxes liées à ces propriétés et pour redresser leurs rentabilités financières. A titre d'exemple, le groupe Stora Enso a annoncé en mai 2002⁴⁶ la vente de 730 000 ha de forêts aux USA et en Finlande. Ces forêts ne fournissaient que 5% de l'approvisionnement du groupe.

Les forêts sont considérées comme un actif indépendant avec ses propres caractéristiques de risque et de revenu. Elles sont alors achetées par des sociétés d'investissement ou de gestion de bien immobiliers qui cherchent à diversifier leurs portefeuilles. Ces achats sont souvent liés à un contrat d'approvisionnement de l'industrie de long terme (voir Yin R. et Izlar B. (2001)).

5.2. Annexe 2 : Exemple des Etats Unis

Spécificités des contrats, tarification et modalités d'indemnisation

L'assureur Davis-Garvin propose des produits qui couvrent les propriétaires de forêts contre les risques d'incendie et de dégâts du vent (d'autres risques sont pris en charge : inondations, gel, etc., mais pas les maladies).

⁴⁵ Extrait de **E. Le Net** (2000). "*Les propriétés forestières détenues par les industriels : quelques exemples à l'étranger*". Informations-Forêt. No 2 (Fiche 609) 6.

En règle générale, l'assureur réclame que la forêt soit administrée par un professionnel (*forester*), qui doit produire un exemplaire du plan d'exploitation de la forêt, et les informations afférentes aux peuplements. Pour la couverture des risques d'incendie, un minimum de mesures de prévention sont exigées. Pour le vent, il existe une clause d'exclusion sur les forêts situées à moins de 16 km des côtes.

L'ensemble des risques précédemment énumérés est couvert par un seul et même contrat. Chaque type de dommages fait l'objet d'ajustements distincts, avec une franchise de 3% de la valeur totale, dans la limite minimale de 500 dollars. L'évaluation de la valeur de la forêt diffère selon qu'il s'agit ou non d'arbres exploitables :

- dans le premier cas, on retient la valeur de marché du peuplement au moment des dommages subis, déduction faite de toutes économies de coûts réalisées lors de la coupe et sur les arbres pouvant être sauvés (il appartient au propriétaire/gestionnaire de déterminer la valeur des arbres, étant entendu que toute indemnité correspondra au moindre des deux montants suivants : la valeur prédéterminée du peuplement ou la valeur de ce qui reste exploitable sur les souches après les dommages) ;
- dans le second cas, deux options sont ouvertes :
 - la valeur du peuplement portée au contrat est basée sur les coûts de préparation des sols, du replantage, et de l'entretien nécessaire du jeune plant et un taux d'intérêt de 7% annuel est ajouté en fonction des dépenses encourues, ou
 - pour les plants de moins de trois ans, la franchise n'est pas appliquée, et les arbres sont replantés.

L'assureur mentionne qu'il gère un portefeuille de 200 à 300 millions de dollars ; il a par ailleurs indiqué qu'un contrat porte en moyenne sur 1 million de dollars et qu'au delà de 5 à 10 millions, il doit accroître sa capacité auprès des réassureurs (Lloyds).

Le vent et la glace sont les deux risques qui ont pesé le plus lourd dans les résultats de cet assureur depuis la création de ce programme. Le barème de primes pour ce contrat, qui n'établit pas de distinction entre les essences, est présenté dans le tableau suivant :

Age du peuplement	Taux par tranche de 100 USD
Entre 1 et 11 ans	1,25 USD
Entre 11 et 16 ans	0,93 USD à 0,68 USD

⁴⁶ V.L. (17-05-2002). "Le papetier Stora Enso met en vente une partie de ses forêts". Les échos.

16 ans et plus	0,62 USD
----------------	----------

NB : Tarifs applicables au 1/01/02 (une augmentation de 25% a été appliquée par rapport à 2001)

Source : Davis-Garvin

Un peuplement de 20 ans, dont la valeur est estimée à 150 000 USD, aurait ainsi une prime de base de : $150\,000/100 \times 0,62 = 930$ USD.

Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes de terrain ou de protocoles d'économie expérimentale

Sous-chapitre III-1.3. Une expérimentation auprès des propriétaires privés

Anne Stenger

LEF

Le comportement des propriétaires forestiers en termes de couverture contre les risques naturels peut être étudié à l'aide de l'économie expérimentale auprès de propriétaires forestiers pour leur aversion au risque ou à l'ambiguïté.

Cette étude est présentée de manière détaillée dans le document « *Risk and insurance in forests: an experimental study on non industrial private forest owners in risky and ambiguous contexts* » donné en annexe 1. Seuls sont présentés ici le contexte, les objectifs ainsi que les principaux résultats issus de la mise en œuvre de protocoles expérimentaux.

Le contexte

Les risques naturels sont difficiles à prévoir et impliquent des événements à faible probabilité avec des dégâts pouvant être relativement plus importants sur quelques zones géographiques. Les risques de tempêtes illustrent ce sous-chapitre qui a pour objectif d'observer les comportements des propriétaires forestiers mis en situation risquée d'une part, ambiguë d'autre part, sachant que ces derniers n'ont pas (ou peu) contracté d'assurance face aux risques de tempête (cf. infra, Sous-chapitre III-1.1).

Ce papier ne s'intéresse pas directement au problème de l'assurance mais dans le cas où aucune assurance n'est contractée, on se pose la question de la réduction de risque envisagée par le propriétaire forestier. En effet, l'auto-assurance qui est un substitut au marché de l'assurance peut convenir à cet acteur. L'auto-assurance consiste à trouver une action en terme de gestion forestière qui permet au propriétaire forestier de réduire l'ampleur de la perte, même s'il n'est pas assuré via une compagnie d'assurance. Par exemple, une gestion forestière qui consiste à réduire le volume d'arbres à l'hectare ou qui s'appuie sur la production d'arbres plus courts tend à minimiser l'ampleur de la perte en cas de tempête.

Les objectifs

L'objectif principal de ce travail a été de comprendre le comportement d'un propriétaire forestier face au risque en estimant d'une part son attitude face au risque décontextualisé dans une première série

d'exercices, en lui faisant révéler d'autre part son choix d'assurance ou d'auto-assurance en cas de tempête dans une deuxième série d'exercices. Dans la mesure où dans leur grande majorité, les propriétaires forestiers ne s'assurent pas face aux risques naturels, il convient d'expliquer ce comportement en testant d'abord leur aversion au risque, en comprenant ensuite la façon dont ils se couvriraient face à une tempête par des stratégies proposées d'assurance ou d'auto-assurance. Deux précisions sont à mentionner. Notre objectif n'a pas été de donner une mesure de l'aversion au risque mais plutôt d'observer une tendance à l'aversion au risque. Par ailleurs, l'approximation du lien qui pourrait exister pour un même propriétaire forestier entre l'aversion au risque et le choix d'assurance, est fondée sur une juxtaposition des résultats obtenus relativement à chacun des deux exercices. Est ce qu'un propriétaire forestier a de l'aversion pour le risque ? Si oui, quelles sont les mesures qu'il engage pour se couvrir ?

Le protocole expérimental

Cette première expérimentation a concerné des propriétaires forestiers et des étudiants interrogés séparément⁴⁷. Sur les 800 propriétaires contactés, 54 ont répondu favorablement mais seules 42 réponses ont pu être analysées : 31(/35 présents) ont constitué l'échantillon « risqué » de propriétaires (probabilités données) et 11(/19 présents) ont formé l'échantillon « ambigu » (intervalles de probabilités).

Le protocole expérimental recouvre deux étapes. La première étape permet de tester l'aversion au risque des propriétaires forestiers placés en situation de choix binaire de loteries de manière répétée. Les objectifs de cette première partie sont de mesurer le « plus c'est mieux », l'aversion au risque et la sensibilité des propriétaires forestiers à de très faibles probabilités. Les loteries diffèrent d'un *round* à un autre par l'ampleur des probabilités (faibles ou grandes), la nature des conséquences (pertes ou gains). On a testé ces choix de loteries dans un cas risqué pour une partie de l'échantillon et dans un cas ambigu pour l'autre partie. Ces loteries sont décontextualisées : le contexte de gains (ou de pertes) n'est pas précisé.

La deuxième étape du protocole recouvre le comportement d'assurance ou d'auto-assurance dans un contexte de tempête. Les propriétaires ont été confrontés successivement à dix scénarios risqués pour les uns, ambigus pour les autres. Les scénarios ont fourni les probabilités d'occurrence des tempêtes, les probabilités de pertes et le montant des pertes par hectare. Pour chacune des versions (risquée ou ambiguë), nous avons distingué les tempêtes fréquentes des tempêtes exceptionnelles. Les tempêtes fréquentes sont caractérisées par une relative forte probabilité de vent estimée au cours d'une année et une probabilité de perte de 20% ou 30%. Les tempêtes exceptionnelles sont décrites par de faibles

probabilités de vent mais de grandes probabilités de pertes (60% ; 70% ; 80%). Le risque global tous scénarios confondus est faible, voire très faible et s'inscrit dans l'intervalle (0.32% - 3%). Dans l'échantillon ambigu, l'ambiguïté est intervenue soit dans la probabilités d'occurrence des tempêtes, soit dans la probabilité de pertes ou dans les deux probabilités⁴⁸.

La distribution des scénarios a permis de tester d'une part l'impact de l'ampleur de la perte, d'autre part l'impact de la probabilité de perte, sur le choix de s'assurer ou non en fonction du montant de la prime actuarielle proposée. Pour chaque scénario, les individus avaient connaissance (sous forme de graphe) de l'ensemble des probabilités et des montants de perte et d'assurance. Leur décision portait sur l'achat de l'assurance proposée. Selon la réponse apportée à cette première question, l'individu avait plusieurs chemins possibles : un individu qui choisissait de s'assurer se voyait proposer un deuxième montant d'assurance plus élevé. L'individu choisissant de ne pas s'assurer à hauteur du montant initial (ou réévalué) avait à sélectionner sur une grille un montant d'assurance moindre, voire nul. Dans les deux cas de refus d'assurance (assurance actuarielle ou non), on a pu tester alors le comportement d'auto-assurance complétant ou non une assurance partielle. Les individus ont eu à chiffrer par action d'auto-assurance proposée, le montant des dépenses respectivement accordées à chacune d'entre elles (€/ha/an).

A la fin du protocole, les individus ont eu des questions d'ordre socio-économique : revenu, âge, essences, localisation et superficie de leur propriété forestière, part de leur forêt dans leur patrimoine total.

Des résultats

Etape 1 : choix de loteries

- Plus c'est mieux

Les individus ne se comportent pas de la même manière selon qu'ils ont un choix binaire à effectuer ou une succession de choix binaires entre loteries au cours de laquelle dans ce cas un point d'équivalence entre loteries existe. Les individus sont plus (ou près de) la moitié à choisir la loterie donnant le gain espéré (la perte espérée) la plus (moins) élevée quand il n'y a qu'un choix. Quand une succession de choix se présente, la loterie donnant le gain espéré (la perte espérée) la plus (moins) élevée n'est pas toujours choisie (moins de la moitié).

⁴⁷ Seuls les résultats relatifs aux propriétaires forestiers seront développés ici.

- Aversion au risque

L'aversion au risque est testée au point d'équivalence entre deux loteries. Les individus manifestent une aversion au risque différente suivant deux types de cas. Dans un premier ensemble de résultats, le nombre d'individus manifestant une aversion au risque est indépendant de la notion de gain ou de perte (pourcentages sensiblement identiques). Dans ce cas, les loteries impliquent des probabilités faibles et des conséquences importantes d'un côté, des probabilités fortes et des conséquences faibles d'un autre côté. Dans un autre ensemble de résultats, les individus sont averses au risque différemment suivant que les loteries impliquent un gain ou une perte, le gain entraînant une aversion plus importante. Dans ce dernier cas, les probabilités (de gain ou de perte) sont grandes (de 10% à 90%) ainsi que les gains (ou pertes). En termes relatifs, l'aversion au risque semble renforcée quand les probabilités sont ambiguës.

Etape 2 : choix d'assurances

Les propriétaires forestiers sont plus du tiers à vouloir s'assurer et à répondre positivement à l'achat d'assurance excepté dans deux cas (un dans l'ensemble des tempêtes fréquentes, un autre dans l'ensemble des tempêtes exceptionnelles) pour lesquels les pourcentages de oui sont légèrement inférieurs. Le montant de l'assurance proposée étant liée au type de tempête, les individus choisissent de s'assurer volontiers pour les tempêtes fréquentes comme pour les tempêtes exceptionnelles. Le type de tempête n'a pas induit des comportements différents d'acceptation des montants d'assurances. Si on inclut les assurances partielles, ce sont entre 74% et 87% des individus qui s'assurent pour l'échantillon risqué.

Par contre, le type de tempête induit des comportements différents quant au rejet de l'assurance pleine. Le rejet de l'assurance actuarielle est plus dû à l'ampleur de la perte qu'à la probabilité de perte pour des tempêtes fréquentes alors que la variation du montant de la perte n'occasionne pas de différences dans le cas des tempêtes exceptionnelles ; dans ce cas ce sont à l'inverse les variations de probabilités de pertes qui expliquent le rejet de l'assurance actuarielle. La caractéristique de la tempête n'a pas d'incidence sur le fait de ne pas s'assurer du tout : le nombre d'assurance nulle reste stable.

⁴⁸ Un des objectifs initialement inscrits dans cette expérimentation a été de comparer les réponses obtenues dans l'échantillon risqué à celles de l'échantillon ambigu. Le faible nombre d'individus de ce dernier ne le permet malheureusement pas.

Annexe 1. Risk and insurance in forests: an experimental study on non industrial private forest owners in risky and ambiguous context.

Anne Stenger

Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques

Sous-chapitre III-2.1. La méthode des prix hédonistes

Francis de Morogues

LEC

1. Motivation

L'objectif de l'étude est d'analyser l'attitude des sylviculteurs face aux deux aléas naturels que sont la tempête et les feux de forêt. Deux approches du comportement économique de ces agents par rapport aux risques sont envisagées :

- des procédures d'économie expérimentale pour évaluer les consentements à payer pour une couverture du risque et
- des enquêtes et questionnaires pour révéler l'aversion aux risques des propriétaires forestier.

En complément de ces mesures directes de l'aversion au risque il est possible de recourir à une indication indirecte de ce comportement par l'analyse des prix des mutations immobilières. Pour illustrer la relation entre les prix et l'attitude vis à vis du risque des agents économiques supposons qu'un acquéreur (ou un propriétaire vendeur) soit averse au risque, alors une parcelle « risquée » à pour lui moins de valeur qu'une parcelle en tout point identique mais moins « risquée ». Ce comportement s'exprime in fine dans les prix des transactions.

La théorie de l'équilibre hédoniste donne un cadre d'analyse à ce type d'exploitation des données provenant des transactions effectuées. Cette théorie repose sur l'hypothèse que la valeur observée d'un bien est la résultante des valeurs que l'on attribue à chacune de ses caractéristiques. L'exposition aux risques de tempête ou de feux peut être considérée comme une des caractéristiques d'une parcelle. L'utilisation de cette théorie et des outils économétriques qui lui sont associés permettent de déterminer l'incidence sur les prix de ces caractéristiques. Un deuxième temps de la méthode conduit à estimer les dispositions à payer (les fonctions de demande) pour telles ou telles caractéristiques. Cette méthode est rarement appliquée dans son intégralité. L'immense majorité des études disponibles s'arrête à la première étape et ne remonte pas vers les dispositions à payer, par manque de données et parce que l'estimation des dispositions à payer pose des problèmes techniques et théoriques qui ne sont pas encore complètement résolus. Aussi, nous ne considérons que la première étape.

Dans ce cadre, la méthode des prix hédonistes permet de savoir si le risque est une variable explicative du prix des parcelles et donc une caractéristique significative pour les agents économiques. Elle ne produit pas de mesure directe de l'aversion au risque qui est une caractéristique des agents.

Face à la complexité des interactions qui s'exercent dans l'économie réelle, cette analyse doit s'appuyer sur une méthodologie rigoureuse. La première partie est consacrée à une présentation du modèle théorique dans sa partie analyse du prix. Ce qui permet d'exprimer la fonction de prix implicite à estimer par les techniques de l'économétrie, partie 2. Cette méthode est employée pour divers objectifs dont l'analyse du risque incendie sur le marché des maisons individuelles, partie 3. La partie 4 donne des indications pour une utilisation de la méthode exclusivement centrée sur la notion de risque.

2. Un bref aperçu du modèle théorique⁴⁹

L'hétérogénéité des parcelles de forêt, c'est-à-dire la multiplicité de leurs caractéristiques, est la principale difficulté dans l'analyse des prix. La solution proposée par la méthode des prix hédonistes repose sur l'hypothèse que la valeur observée d'un bien est la résultante des valeurs que l'on attribue à ses caractéristiques. Cette méthode suppose que les acheteurs tirent leur satisfaction non pas des biens eux-mêmes mais des éléments qui les constituent. Un des objectifs de la méthode est donc de déterminer la relation entre la combinaison d'attributs qui caractérise une parcelle et son prix sur le marché pour en déduire les différences de prix inhérentes aux différents attributs.

La méthode des prix hédonistes (hédonistiques suivant les auteurs) a d'abord été utilisée pour expliquer le prix des automobiles en fonction de leurs caractéristiques (Adelman I. Griliches Z. 1961). Son application à l'évaluation de certains actifs naturels a conduit à la fois à un approfondissement théorique et à une extension de son domaine d'application (Rosen 1974).

Rosen développe un modèle théorique qui décrit le fonctionnement des marchés de bien différenciés. C'est un modèle d'équilibre où sont décrits les comportements de l'offre et de la demande sous l'hypothèse de concurrence parfaite et d'information sans coût.

La méthode des prix hédonistes dans sa forme initiale repose sur un processus en deux étapes :

- la première étape consiste à estimer une fonction de prix implicite, le prix étant fonction de l'ensemble des attributs internes et externes descriptifs de la parcelle ;

⁴⁹ Cette partie est inspirée de Bonnieux F. Desaignes B. (1998). Economie et politiques de l'environnement. Paris, Dalloz. Un article de Le Goffe P (1996). "La méthode des prix hédonistes: principes et application à l'évaluation des biens environnementaux." Cahiers d'économies et sociologie rurales 39-40. et un miméo de l'EFTEC ont été utilisés.

- ce résultat est utilisé dans une deuxième étape pour estimer les fonctions de demande des différentes caractéristiques.

Cette méthode est rarement appliquée dans son intégralité. L'immense majorité des études disponibles s'arrête à la première étape.

Compte tenu de l'objectif assigné à l'étude, seule la première étape est envisagée. Elle permet de connaître l'incidence des caractéristiques liées aux risques sur le prix.

2.1. Le marché foncier, un marché de biens différenciés

Le marché foncier, bien que clairement identifié comme unifié avec un indice de prix, est néanmoins constitué de biens différenciés : une parcelle de forêt des Landes n'est pas identique à une parcelle des Vosges. Aussi, va-t-on décrire une parcelle par l'ensemble de ses caractéristiques physiques (âge et type de peuplement, orientation, emplacement, proximité d'une route, d'une habitation, etc.) et de localisation⁵⁰ (région forestière, morcellement de la propriété, existence d'un passage de feu, couloir à vent, ...). Pour spécifier une parcelle, on considère un vecteur :

$$Z=(z_1, z_2, \dots, z_K) \qquad \text{Équation 1}$$

où z_i ($i=1, \dots, K$) représente les différentes quantités de chacune de ces K caractéristiques. Le vecteur Z décrit alors l'ensemble des attributs de cette parcelle⁵¹. Quand un acheteur sélectionne une parcelle particulière il sélectionne un ensemble indissociable de valeurs z_i .

2.2. La fonction de prix hédoniste

Le prix de cet ensemble est déterminé par la combinaison de ses caractéristiques qui s'exprime sous la forme d'une fonction de prix hédoniste :

$$P=P(z) \qquad \text{Équation 2}$$

Cette fonction a deux particularités : les prix marginaux ne sont pas constants et le prix d'une caractéristique dépend de la quantité des autres caractéristiques. Cette fonction détermine la relation entre la combinaison d'attributs qui caractérise un bien et son prix sur le marché.

Cependant, l'objectif de l'analyse est de déduire les différences de prix inhérentes aux différents attributs. C'est la fonction de prix implicite qui permet de déterminer le montant additionnel qu'un acquéreur doit déboursier pour obtenir une unité marginale supplémentaire d'une des caractéristiques. Elle est implicite car ce prix est indirectement révélé par le montant payé pour l'ensemble des

⁵⁰ A priori, les facteurs liés aux risques sont répartis dans les deux ensembles de caractéristiques : physiques comme l'âge du peuplement, la proximité d'une route...et de localisation avec ses effets d'externalité : couloir à vent, niveau d'entretien des propriétés adjacentes...

⁵¹ Le problème de mesure sera abordé plus bas.

caractéristiques. Mathématiquement, le prix implicite marginal est la dérivée partielle de la fonction de prix hédoniste par rapport à un argument :

$$P_{z_i}(z_i, z_{-i}) = \frac{\partial P(Z)}{\partial z_i} \quad \text{Équation 3}$$

Où z_{-i} est le vecteur de toutes les caractéristiques différentes de i , elles sont considérées fixées.

2.3. Le choix optimal

L'acquéreur est caractérisé par un revenu et une fonction d'utilité qui a notamment comme argument un bien composite qui représente sa consommation de biens autres que la parcelle et le vecteur Z des différentes caractéristiques de la parcelle. Il maximise son utilité sous sa contrainte budgétaire. Les conditions du premier ordre définissent alors le consentement marginal à payer pour chacune des caractéristiques.

Quand il se porte sur le marché, il est considéré comme preneur de prix. Il est confronté à une distribution de prix marginaux implicites pour les différentes caractéristiques. Sur le « marché » d'une caractéristique, il maximise son utilité lorsque son consentement marginal à payer est exactement égal au prix marginal implicite de cette caractéristique.

L'étape suivante de l'analyse consiste à définir la fonction de demande des caractéristiques. Si théoriquement ce passage est possible, dans la pratique il est rarement réalisé pour des raisons théoriques, liées à l'estimation des données, et du fait qu'il réclame de connaître les caractéristiques des acquéreurs.

3. L'estimation de la fonction de prix hédoniste

L'objectif est d'identifier l'impact associé au risque sur le prix des parcelles et de mesurer sa pertinence. Si l'impact est significatif, deux cas se présentent :

- l'estimation est négative, les agents attribuent une valeur négative au risque dans leur consentement total à payer pour acquérir la parcelle,
- l'estimation est positive, les agents attribuent une valeur positive au fait que la parcelle est risquée.

Dans les deux cas, on ne peut directement conclure sur le comportement vis à vis du risque. C'est une simple indication sur la prise en compte du risque dans la formation du prix. L'information essentielle qui est alors acquise est le caractère significatif du risque dans la composition du prix.

Dans la mesure où l'on doit déterminer l'effet d'une caractéristique sur la valeur d'une parcelle, toutes choses égales par ailleurs, la sélection des variables caractérisant la parcelle et sa localisation est une tâche difficile. On est confronté à un arbitrage entre augmenter le biais du fait de l'omission de variables explicatives corrélées avec la variables à expliquer et augmenter l'imprécision des coefficients par l'existence de colinéarité entre les variables.

L'estimation se base sur le recueil de données observables sur le marché foncier. Le choix des variables explicatives doit être pertinent et caractériser au mieux les différents attributs dont ceux liés aux risques. La pratique consiste à retenir des mesures simples comme la distance à une route, la température maximale, ... Si les valeurs varient dans le temps, il convient de choisir la valeur la plus représentative (la moyenne par exemple). Les variables caractérisant la localisation doivent correspondre aux perceptions des individus.

La fonction elle même peut prendre différentes formes fonctionnelles (linéaire, quadratique, semi-logarithmique, ...). Généralement, la qualité de l'ajustement économétrique dicte le choix de la forme fonctionnelle. Dans l'exemple ci-dessous S est le vecteur des caractéristiques physiques, L celui des caractéristiques de localisation et Q représente les caractéristiques liées au risque.

Tableau 2 : Quelques exemples de spécification de la fonction hédoniste

Forme de la fonction	Dérivée première $\partial P_h / \partial Q_h$
linéaire $P_h = a_0 + a_1 S_h + a_2 L_h + a_3 Q_h$	a_3
semi-logarithmique $P_h = e^{a_0 + a_1 S_h + a_2 L_h + a_3 Q_h}$	$a_3 P_h$
logarithmique $P_h = a_0 \cdot S_h^{a_1} \cdot L_h^{a_2} \cdot Q_h^{a_3}$	$a_3 \frac{P_h}{Q_h}$

Le modèle linéaire implique un prix marginal constant, le modèle semi-logarithmique un prix dépendant linéairement de P_h , et le modèle logarithmique un prix croissant, décroissant ou constant selon la valeur prise par le rapport $\frac{P_h}{Q_h}$. Le prix implicite de Q_h dépend des autres variables dans ce dernier modèle.

4. Utilisations et applications

4.1. Principales utilisations

Cette théorie a deux grandes utilisations :

- Calculer un indice de prix homogène. L'une des exigences les plus importantes de la production d'un indice significatif de la variation pure des prix d'une marchandise est de s'assurer que la qualité des produits observés soit constante dans le temps. Les États-Unis et la Suède ont tous deux adopté l'approche hédonique pour les corrections de qualité dans la production de leurs indices des prix de l'habillement.
- Estimer la valeur d'un bien collectif, une aménité. Par exemple, dans l'immobilier, l'utilisation de la théorie des prix hédonistes est courante. Elle permet d'obtenir des informations précises sur la valeur qu'accordent les ménages à la proximité des aménités et des équipements collectifs.

Aux États-Unis l'approche hédonique est devenue un outil courant sur lequel peut s'appuyer un contribuable pour contester devant un tribunal la base d'imposition de son logement au titre de la property tax !

4.2. Application au risque incendie

Dans le cadre du programme d'évaluation et de prise en compte des risques naturels et technologiques (EPR 1999), le CEMAGREF d'Aix en Provence, l'Ecole des Mines et l'agence MTDA ont réalisé une évaluation des vulnérabilités en zone périurbaine sensible aux incendies de forêt (Bianqui R. Godfrin V. Mengual P. Alexandrian D. Napoléone C. 2001). L'objectif est de définir la notion de risque incendie pour les propriétaires immobiliers dans les zones périphériques à l'agglomération marseillaise.

Ils ont constitué « une base de données suffisamment complète pour refléter l'ensemble des mutations sur une longue période, ainsi que les caractéristiques d'environnement naturel et social de chaque bien vendu ». Pour ce faire, ils ont complété les informations provenant de diverses sources (chambre des notaires, SAFER, INSEE, ...) en constituant des variables de localisation spatiale (exemple : distance entre l'habitation et les agglomérations proches), en faisant appel à un système d'information géographique (SIG). La base regroupe 116 670 observations et 190 variables.

La caractéristique risque est définie par la présence sur la parcelle d'un feu dans les 10 dernières années.

Les conclusions de l'étude ne sont pas encore définitives, mais elles montrent que :

- Sur les sections construites sur le périmètre ou à proximité des incendies majeurs, il n'y a pas clairement d'incidences visibles sur le montant des transactions, les tendances lourdes du marché sont sur déterminantes.
- Il y a une incidence sur le volume des transactions : les vendeurs attendent une reconstitution minimum pour vendre.
- Les agents donnent une valeur positive aux risques incendies ce qu'atteste la corrélation positive entre l'occurrence d'un feu et les prix de l'immobilier.
- La méthode des prix hédonistes donne une estimation de l'ordre de 200 kF à la caractéristique feu.

Les auteurs expliquent ce résultat contre intuitif sur le prix (les acquéreurs de biens immobiliers sont censés être averse au risque) par la prise en compte de la protection des biens : « La corrélation positive entre la variable feu et le prix des biens immobiliers n'explique pas une recherche du risque mais plutôt que les individus ne perçoivent pas l'incendie comme un risque individuel : si l'aléa se déclare et le menace, il ne détruira certainement pas son bien puisque les moyens de luttés sauront le protéger. ».

Les aménités apportées par la forêt sont valorisées et le risque incendie associée est « assuré » par la protection des pompiers.

Ce résultat montre bien la difficulté d'isoler la composante risque dans une analyse de type prix hédoniste.

5. Pour évaluer la composante risque incendie et tempête.

Avant même d'arrêter la méthodologie la plus adéquate, la mise en place de la méthode réclame une claire identification des caractéristiques qui expriment le risque. Il est nécessaire de les isoler par rapport aux autres motivations d'achat pour en mesurer l'incidence. C'est la difficulté essentielle de l'estimation de l'impact du risque sur les prix.

Les sections ci dessous indiquent les domaines où la réflexion sur l'identification doit porter en priorité.

5.1. Motivations de l'acheteur

Définir les caractéristiques pertinentes, c'est s'interroger sur les motivations des acheteurs. Cependant, le risque peut être lié à plusieurs motivations d'achat (par exemple, un investisseur peut privilégier des parcelles au peuplement très risqué par rapport au vent sachant que le volume de bois marchand récoltable à court terme est important). Il est ici nécessaire de différencier les deux caractéristiques : risque et rentabilité.

5.2. Statut de l'acheteur

Quand l'acheteur est une personne morale, il n'y a plus d'utilité sous jacente. La forêt devient une consommation intermédiaire et la théorie de Rozen ne peut s'appliquer (la part des achats par des personnes morales non agricole dans l'investissement en forêt était de 18% en 1996 (Chambade E. Chaissac F. Leduc N. 2000)). Palmquist en 1989 a étendu le modèle aux facteurs de productions différenciés. Cependant, le traitement simultané de ces deux types de population n'a pas été abordé théoriquement. Il faudrait discriminer l'analyse suivant ces deux populations.

5.3. Identification des caractéristiques liées aux risques.

Pour mettre en œuvre la méthode, il faut recenser et définir les facteurs porteur ou réducteur de risque pour l'incendie et le vent. Il y a deux difficultés :

- Quelles caractéristiques retenir ? Les modèles (forestgale, Hwind,...) donnent une liste de caractéristiques objectives qui sont liées aux risques. Cependant le renseignement de ces données n'est pas toujours aisé à partir des seules observations sur les mutations. Une définition plus simple comme l'occurrence d'un sinistre est plus accessible mais n'est pas un indicateur suffisant si les événements sont trop espacés dans le temps.
- La définition doit être univoque pour l'acheteur (et le vendeur). Exemple : la présence d'une route en bordure de parcelle peut être vécu comme porteur de risque incendie ou réducteur à cause d'un meilleur accès pour les pompiers.

5.4. Disponibilité des données

Après avoir défini les caractéristiques des parcelles qui sont pertinentes dans les transactions, il faut pouvoir les quantifier. Pour obtenir une estimation correcte, il faut traiter d'autant plus de données qu'il y a de variables explicatives. D'autre part, la question est double : qui achète mais aussi quelles types de caractéristiques de parcelles de forêt sont valorisés.

La SCAFR gère pour le compte de la FNSAFER les notifications de vente adressées par les notaires aux SAFER, de tous les biens ruraux mis sur le marché depuis 1968. A titre indicatif le tableau de codification est reproduit ci dessous (ainsi que les éléments de coût d'acquisition de ces données). Il faudra les compléter par des caractéristiques liées aux risques (exemple : occurrence d'une tempête, position topographique, évaluation de la fonction de dose réponse, ...).

6. Conclusion

La méthode des prix hédonistes permet de mesurer l'incidence sur le prix des parcelles de la caractéristiques risque. Elle ne permet pas de remonter directement aux caractéristiques des agents c'est à dire leur comportement vis à vis du risque.

L'application de la méthode réclame par rapport aux caractéristiques des parcelles liées aux risques,

- une identification précise,
- une quantification simple mais pertinente et
- une disponibilité des données importantes.

L'interprétation des résultats n'est cependant pas directe comme le montre l'application de cette méthode sur les prix de l'immobilier en zones exposées aux incendies.

Cependant, la mise en œuvre de la méthode présente de nombreuses difficultés pratiques liées à l'obtention d'indicateurs de risque pertinents et d'ordre statistique. Mener à bien cette tâche constitue un fort investissement en terme de méthodologie, de collecte et de traitement des données pour un gain espéré soumis à interprétation.

Bibliographie

Adelman I. Griliches Z. (1961). "On an index of quality change." Journal of the American Statistical Association **56**: 531-548.

Bianqui R. Godfrin V. Mengual P. Alexandrian D. Napoléone C. (2001). Contribution à l'évaluation des vulnérabilités en zone périurbaine sensible aux incendies de forêt.

Bonnieux F. Desaigues B. (1998). Economie et politiques de l'environnement. Paris, Dalloz.

Chambade E. Chaissac F. Leduc N. (2000). Le placement forestier dans la gestion de patrimoine. Paris, Editions de Verneuil.

Le Goffe P (1996). "La méthode des prix hédonistes: principes et application à l'évaluation des biens environnementaux." Cahiers d'économies et sociologie rurales **39-40**.

Rosen, S. (1974). "Hedonic prices and implicit markets : product differentiation in pure competition." Journal of Political Economy **82**: 34-55.

Annexes

Devis de la SCAFER

listes de ventes notifiées aux SAFER
à retourner à la :
S.C.A.F.R.
3, rue de Turin 75008 PARIS
Tél. : 01 44 69 86 00 Fax : 01 43 87 96 56

Vos coordonnées :

Votre commande:

Année(s) de référence ⁽¹⁾ : «Année_demandée»

Département : «Département»

Canton(s) ou commune(s) : «Canton_1»

«Canton_2»

«Canton_3»

Ventes avec bâtiments : «Type_bâti»

Ventes sans bâtiments : «Type_non_bâti»

Situation locative : «Situation_locative»

Classe de surface : «Surface»

⁽¹⁾ les notifications sont disponibles pour les années allant de 1970 à 2001 (uniquement le 1er semestre pour 2001)

COUT DE LA COMMANDE

Désignation		Quantité	Prix unitaire	Montant
			(en euros)	(en euros)
Forfait de base		1	30	30
Forfaits	0,15 € par transaction au delà de 50	0	0,15	0,0
	0,75 € par canton ou commune au delà de 5	0	0,75	0,0
	15 € par département entier	0	15	0
supplémentaires	6 € par année antérieure à 1995	0	6	0

MONTANT T.T.C	30,00 €
Dont T.V.A à 19,60%	5,88 €

Règlement à l'ordre de la S.C.A.F.R. à joindre à la commande.

Quels renseignements recevrez-vous ?

- Département
- Nom du canton
- Mois
- Année
- Surface en ares
- Prix en euros (en euros/hectare pour les transactions non-bâties)
- Situation locative :

Libre

Loué

- Type de bien :

Non précisé	Prés, marais	Raisin de table
Terres	Champignonnières	Bois et taillis
Maraîchage	Friches et landes	Futaies et chênes
Maraîchage	Etangs	Futaies et hêtres
Horticulture	Marais salants	Résineux
Pépinières	Parcs à huîtres	Bois mélangés
Tunnels ou serres	Friches à vigne	Taillis
Terres à vigne	Vergers	Bois à vigne
Terrains à boiser	Vergers intensifs	Sols divers
Prés	Vergers extensifs	Sols
Terrains à boiser	Pommiers	Jardins
Terres et prés	Vignes	Carrières
Terrains à boiser	Vignes A.O.C.	Terrains à bâtir
Landes et parcours	Vignes V.D.Q.S.	Aménagement industriel
Alpages, estives	Vignes V.C.C.	Extraction de substances minérales

- Type de bâtiment (pour les transactions bâties):

Non précisé

Bâtiment d'habitation

Bâtiment d'exploitation

Bâtiment habitation et exploitation

Bâtiment en mauvais état

Maison de maître ou château

Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques

Sous-chapitre III-2.2. Quelques éléments de réflexion théoriques

Christian Gollier

LEERNA

Les comportements des propriétaires forestiers en matière de couverture contre les risques naturels peuvent être étudiés sous l'angle de modèles théoriques explicatifs de la prise de décision d'agents économiques en situation risquée ou ambiguë, cette approche englobant un ensemble de problèmes plus généraux que ceux propres au monde forestier.

Quelques éléments de réflexion qualitatifs, applicables à notre problématique, sont obtenus à l'aide de modèles théoriques explicatifs du comportement d'agents économiques en situation risquée ou ambiguë et sont présentés ici. Seule une synthèse courte de ces éléments est donnée, les articles de recherche qui en ont constitué le support étant répertoriés en annexes.

→ Dans l'article intitulé « To insure or not to insure?: An insurance puzzle », écrit par C. Gollier (Annexe 1), publié dans la revue *Geneva Papers on Risk and Insurance*, en 2003, est considéré le problème d'un propriétaire connaissant la fréquence des tempêtes générant un dommage sur sa forêt. Dans la simulation numérique, la probabilité annuelle de sinistre est supposée égale à 10%, et que le dommage en cas de sinistre représente 75% du revenu annuel du propriétaire. L'objectif cette recherche consiste à déterminer la stratégie optimale du propriétaire forestier en termes de demande d'assurance et d'accumulation de réserves financières lui permettant de faire face à ce dommage. Une contrainte de liquidité, cad que le propriétaire ne peut pas emprunter pour financer ses dépenses après une tempête, est considérée. Il est montré que la stratégie de non assurance est souvent optimal. C'est vrai en particulier lorsque le propriétaire dispose d'une richesse suffisante pour pouvoir faire face à ses dépenses en cas de sinistre. Par contre, l'assurance est désirable malgré son coût (taux de chargement de la prime 30%) lorsque le risque d'être confronté à un problème d'illiquidité est élevé. Cette étude montre l'importance de programme de crédit à taux faible pour les propriétaires après les tempêtes

→ Dans le document « Optimal prevention of unknown risks: A dynamic approach with learning » (Annexe 2), la question précédente est reprise en supposant que la probabilité de tempête est incertaine (mais en abandonnant la contrainte de liquidité!). Plusieurs questions sont étudiées, mais la plus intéressante pour notre projet porte sur l'effet de cette incertitude sur la stratégie d'assurance des propriétaires. Comme il y a une incertitude sur la probabilité, l'observation de l'historique des sinistres permet à l'assuré d'affiner ses croyances, et d'adapter en conséquence sa demande d'assurance. Il est

montré que quand l'aversion relative au risque est plus grande que 1 (hypothèse très raisonnable), l'incertitude sur la probabilité augmente la demande d'assurance. L'idée est que l'occurrence d'un sinistre constitue une double catastrophe pour le propriétaire: d'une part il doit supporté le sinistre, d'autre part, il doit réviser à la hausse la fréquence des sinistres futurs. Ex ante, cela augmente le risque perçu, et la demande d'assurance.

→ Dans le document « Who should we believe? Collective risk-taking decisions with heterogeneous beliefs » (Annexe 3), est traitée la question suivante : comment déterminer la politique de prévention optimale quand les propriétaires ont des croyances différentes relatives à la fréquence des tempêtes catastrophiques? Dans cette recherche, les propriétaires n'ont pas d'aversion à l'ambiguïté. Au contraire, ils sont en conflit sur la vraie probabilité de sinistre. On recherche la probabilité à utiliser pour mener l'analyse coût-bénéfice sur les efforts de prévention. Parmi beaucoup d'autres résultats, il est montré que l'hétérogénéité des croyances tend à augmenter cette probabilité, ce qui tend à justifier le principe de précaution.

Annexe 1. To insure or not to insure?: An insurance puzzle

Christian Gollier

Annexe 2. Optimal prevention of unknown risks: A dynamic approach with learning

Christian Gollier

Annexe 3. Who should we believe? Collective risk-taking decisions with heterogeneous beliefs

Christian Gollier

Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques

Sous-chapitre III-2.3. Le point de vue des assureurs sur ce comportement

Laure Cabantous, Christian Gollier

LEERNA

Il est intéressant d'avoir le point de vue des assureurs en ce qui concerne l'assurabilité des risques naturels. Comme il a été souligné précédemment, le marché de l'assurance privée des risques tempête et incendie présente des caractéristiques spécifiques et des dysfonctionnements au niveau de la demande des propriétaires mais aussi au niveau de l'offre. Avant les tempêtes de décembre 1999, un petit nombre de compagnies proposaient aux propriétaires forestiers des contrats incendie-tempête, qui, en fonction des garanties souscrites, indemnisaient les coûts de reboisement ou la perte de valeur d'avenir du peuplement lorsque la superficie d'un seul tenant détruite à 100% rapportée à la superficie assurée dépassait un certain seuil. Après les tempêtes, certaines compagnies se sont retirées du marché ou ont limité leur garantie au seul risque incendie, la loi d'orientation sur la forêt de 2001 ayant abrogé l'élargissement de la garantie incendie des assurances de dommages aux effets de tempête. D'autres compagnies ont modifié leurs contrats incendie-tempête en augmentant le rapport primes / garanties qui varie désormais entre 6 pour mille et 9 pour mille en fonction des compagnies et des essences des peuplements assurés, alors qu'il ne variait qu'entre 1 pour mille et 2 pour mille avant tempête.

La vision des assureurs relative aux comportements de couverture contre les risques naturels a été dégagée grâce à une étude empirique où sont interrogés une centaine d'assureurs pour évaluer leur stratégie de tarification dans de telles situations. Cette étude est présentée de manière détaillée dans le document « Ambiguity and conflict aversion in the field of insurance: insurers' attitude to imprecise probabilities » donné en annexe 1. Une des explications possibles du problème d'assurabilité des forêts est la difficulté pour les assureurs d'évaluer objectivement la probabilité d'un événement semblable aux tempêtes de décembre 1999. Il est ainsi montré clairement la résistance des assureurs à couvrir les risques aux probabilités incertaines, faisant apparaître un comportement d'aversion à l'ambiguïté. C'est particulièrement vrai lorsqu'apparaît un conflit entre experts sur le sujet. Le problème d'assurabilité du risque de tempête pour les forêts pourrait être expliqué par l'aversion à l'ambiguïté des assureurs français, combiné à une réelle incertitude sur la fréquence des tempêtes catastrophiques. Cela pourrait justifier une intervention publique (subvention à l'assurance des propriétaires, fond public de solidarité).

**Annexe 1. Ambiguity and conflict aversion in the field of insurance:
insurers' attitude to imprecise probabilities**

Laure Cabantous

Table des Matières

	Pages
Synthèse générale	4
Partie I. La définition et la quantification des risques naturels encourus par les ressources Forestières	17
Chapitre I-1. La mesure de l'aléa	18
Sous-chapitre I-1.1. La mesure de l'aléa tempête par une étude empirique à partir des données de l'Inventaire Forestier National (IDF)	18
Sous-chapitre I-1.2. La mesure de l'aléa tempête : vers des notions de seuil	29
Sous-chapitre I-1.3. La mesure de l'aléa incendie : les périodes de retour des feux	35
Sous-chapitre I-1.4. Méthodes de cartographie des aléas induits et subis. Cas du risque feu	46
Chapitre I-2. L'estimation des fonctions de dommages	62
Sous-chapitre I-2.1. L'estimation des fonctions dose réponse : le cas des tempêtes	62
Sous-chapitre I-2.2. L'estimation des fonctions dose réponse : le cas des incendies	83
Partie II. La caractérisation des itinéraires techniques en situation risquée	123
Chapitre II-1. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte de neutralité au risque du propriétaire forestier	124
Sous-chapitre II-1.1. Essai relatif à l'économie des risques forestiers catastrophiques	124
Sous-chapitre II-1.2. La modélisation de la forêt landaise : portée et limites	142
Sous-chapitre II-1.3. Un outil de simulation numérique	157
Chapitre II-2. La caractérisation des itinéraires techniques dans un contexte d'aversion au risque du propriétaire forestier	179

Sous-chapitre II-2.1. Décision de récolte face aux risques	179
Partie III. Les comportements de prévention des sylviculteurs face aux risques	185
Chapitre III-1. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir d'enquêtes de terrain ou de protocoles d'économie expérimentale	186
Sous-chapitre III-1.1. Une enquête auprès des propriétaires privés individuels	186
Sous-chapitre III-1.2. Une enquête auprès des propriétaires privés non individuels	206
Sous-chapitre III-1.3. Une expérimentation auprès des propriétaires privés	213
Chapitre III-2. L'étude des comportements des propriétaires forestiers à partir de modèles théoriques	218
Sous-chapitre III-2.1. La méthode des prix hédonistes	218
Sous-chapitre III-2.2. Quelques éléments de réflexion théoriques	231
Sous-chapitre III-2.3. Le point de vue des assureurs sur ce comportement	236
Table des matières	238