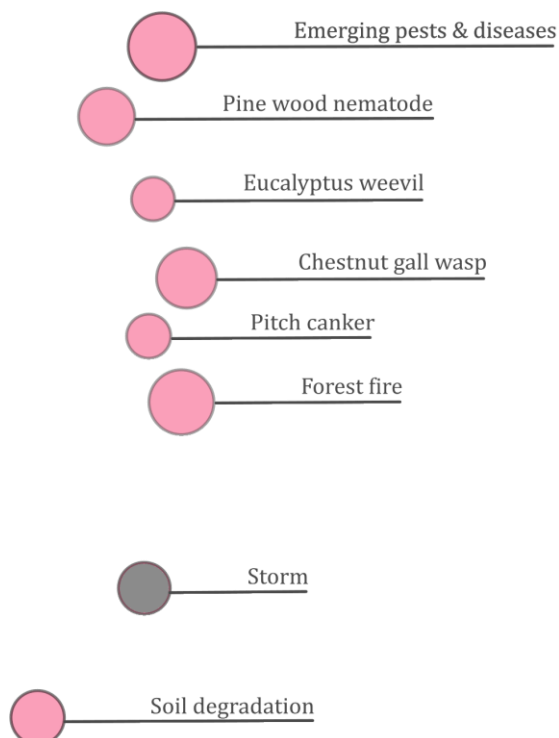


# Gestion du risque tempête en Nouvelle Aquitaine

Guide technique :  
Pour les aménageurs du territoire et les  
aménagistes forestiers

**B. Gardiner, C. Orazio, A. Castro et D. Cablat**



**Janvier 2021**

## Principes généraux sur le risque tempête et la résistance des peuplements au vent

- Historique des tempêtes et des dégâts induits
- Les facteurs déterminant la stabilité des peuplements
- Climat du vent en Nouvelle-Aquitaine
- Caractéristiques des sols de Nouvelle Aquitaine
- Impact du changement climatique
- Outils et données disponibles pour l'aide à la décision

## Recommandation à l'échelle du petit territoire et de la propriété

- Recommandation pour les coupes
- Impact des usages du sol
- Microtopographie et installation des peuplements

## Recommandations à l'échelle des peuplements

- Impact des différents choix de gestion
  - i Choix des espèces
  - ii Régénération artificielle
  - iii Régénération naturelle
  - iv Préparation du site
  - v Qualité du drainage
  - vi Lisières
  - vii Traitement sylvicole
- Gestion forestière traditionnelle des principales essences
  - i Pin maritime
  - ii Sapin de Douglas
  - iii Chêne
  - iv Peuplier
  - v Châtaignier

## Conclusion

## Références

# Principes généraux sur le risque tempête et la résistance des peuplements au vent

## 1.1) Historique des tempêtes et dégâts induits

### ➤ *Historique*

Une tempête peut être définie comme une zone étendue de vents violents générés aux moyennes latitudes par un système de basses pressions (Météo France). Ce phénomène est très répandu en Europe, et plus spécifiquement, en hiver. Plus de 130 tempêtes ont été enregistrées depuis 1950, soit deux tempêtes destructrices par an en moyenne. Les tempêtes sont considérées comme destructrices lorsque les vents dépassent 160 km/h. Elles sont plus fréquentes qu'on ne le pense. Depuis les années 1500 trois grandes périodes de tempête ont été observées : de 1580 à 1640, de 1710 à 1770 et de 1870 à 1920 totalisant 18 tempêtes destructrices (<http://www.iefc.net/forestorms/> et Forzieri et al. (2020)) entraînant des niveaux de dommages allant jusqu'à 8 % du volume total des forêts nationales (par exemple, les tempêtes Lothar et Martin en France en décembre 1999). La grande majorité des tempêtes en Nouvelle Aquitaine se distingue par un déplacement sur un axe d'ouest en est, et ils sont la principale cause des dommages causés par le vent aux forêts de la région (Biro et al., 2009).

Les tempêtes peuvent avoir de nombreuses conséquences, que ce soit économiques, environnementales ou sociales. On estime qu'environ 0.12% du volume de bois des forêts européennes est affecté annuellement par des perturbations (feu, insectes, sécheresse, etc.); la moitié de ces dégâts étant dus aux tempêtes (Gardiner et al., 2013). Quatre tempêtes récentes ont eu un impact majeur pour le secteur forestier en Nouvelle Aquitaine et au nord de l'Espagne : Lothar, Martin, Klaus et Xynthia.

Par le passé, quelques inventaires des dégâts de tempêtes ont été effectués en Europe mais pas de manière continue. Par exemple, la tempête de 1915 a été passée sous silence en raison de la guerre. La régularité du suivi s'est accrue à partir des années 50. L'augmentation de la sévérité des tempêtes et de leurs impacts actuellement observés sont en partie dus au changement climatique. Cependant, l'interprétation de cette tendance est délicate à cause du nombre d'observations statistiquement peu fiable combiné à la hausse de l'âge moyen des forêts. De plus l'augmentation régulière de la surface forestière européenne et donc du volume sur pied biaise l'interprétation de l'augmentation des volumes de dégâts observés.

Les tempêtes sont majoritairement situées sur la côte ouest de l'Europe. La région des Landes est ainsi particulièrement vulnérable aux tempêtes de par son emplacement géographique.

- Lothar (25 et 26 décembre 1999). <http://tempetes.meteo.fr/spip.php?article89>

La tempête Lothar a balayé le nord du massif des Landes de Gascogne sur un axe d'ouest en est le long du 49<sup>ème</sup> parallèle. Elle est considérée avec la tempête Martin comme l'une des plus importantes depuis l'ouragan de 1987 avec des rafales enregistrées à plus de 180 km/h. Ces rafales générées par une inhabituelle accentuation de la dépression (chute de 32 hPa en 8 h) dû aux forts vents en altitude d'une intensité exceptionnelle. Les vents moyens les plus forts ont été enregistrés à 150 km au sud du passage de la dépression.

- Martin (27 et 28 décembre 1999). <http://tempetes.meteo.fr/spip.php?article150>

La tempête Martin a balayé le sud-ouest de la France et la région des Landes à une vitesse d'environ 100 km/h. Des rafales de vent ont été enregistrées jusqu'à 160km/h sur le littoral et 140km/h dans les terres. La France a été le pays le plus touché avec 28 Mm<sup>3</sup> de bois tombé en

Aquitaine seule. Les attaques insectes suite à la tempête ont causé une perte de 4 Mm<sup>3</sup> de bois supplémentaire soit l'équivalent de d'une tour de 34 km de haut sur une surface d'un terrain de football (Gardiner et al., 2013). Martin et Lothar ont été les tempêtes les plus dévastatrices en France depuis l'ouragan de 1987. Dans les zones les plus affectées, les rafales de vent ont atteint plus de 180 km/h et plus de 176 Mm<sup>3</sup> de volume de bois a été abattu (Meredieu and Castro, 2011).

- Klaus (24 janvier 2009). <http://tempetes.meteo.fr/spip.php?article165>

La tempête Klaus a balayé l'ensemble du sud-ouest de la France ainsi que le nord de l'Espagne. Elle s'est caractérisée par une forte durée des régimes de vent fort, soit plus de 10h. Les maxima de vent ont été enregistrés à Biscarrosse (173 km/h). Les dommages ont été conséquents avec plus de 30% du massif landais touché, soit 41 Mm<sup>3</sup> de volume de bois abattu (14% du volume sur pied). Le secteur forestier privé a été principalement touché, tandis que la forêt publique proche de la mer n'a subi que 3% de dégâts. La différence semble être due au fait que les forêts publiques ont été plantées sur des dunes de sable côtières profondes avec un bon enracinement, tandis que les forêts privées plus à l'intérieur des terres étaient sur des sites avec la nappe phréatique plus proche de la surface et avec un enracinement plus restreint. La plupart des arbres ont été déracinés (62%) et 14% seulement ont été brisés.

- Xynthia (28 février 2010) <http://tempetes.meteo.fr/spip.php?article132>

La tempête Xynthia a balayé les côtes du Portugal, la région de la Galice, le nord du pays basque espagnol, et dans la nuit du 27 au 28 février, les côtes atlantiques françaises. Elle s'est caractérisée par une zone de formation plus au sud que les autres tempête. En effet, la dépression s'est formée au milieu de l'Atlantique vers le parallèle du tropique du Cancer. Elle est ensuite remontée vers le nord en se transformant en tempête. Les rafales de vent ont été moins violentes que pour les tempêtes Lothar et Martin, avec des maxima de 160km/h sur les côtes et de 120 km/h dans les terres. Le creusement d'une telle dépression est considéré comme normal pour une tempête d'hiver. Les dégâts ont été très localisés, principalement au nord de l'Espagne et dans les Pyrénées. En Aquitaine, plus de 140 000 m<sup>3</sup> de volume de bois ont été abattu et 130 000 m<sup>3</sup> en Midi-Pyrénées (CGAAER, 2011). Au total, les chablis ont été estimés à 700 000 m<sup>3</sup> pour cette tempête (Przyluski and Hallegatte, 2012). Ils sont arrivés sur un marché déjà saturé par le bois mort de la tempête de 2009 et ont par conséquent été mal valorisés.

### ➤ *Dégâts induits*

Si les tempêtes ont globalement un effet négatif sur les territoires qu'elles traversent, on peut leur trouver des vertus écologiques telles que l'augmentation de la biodiversité.

- Les effets socio-économiques

Les dégâts causés par les tempêtes aux forêts peuvent être classés en 3 catégories (Gardiner et al., 2010; Riguelle et al., 2016):

- Dommages primaires : ils correspondent aux dégâts mécaniques et les pertes de ressource forestière
- Dommages secondaires : ils comprennent les dégâts des années suivantes liés à la tempête mais ne résultant pas directement de l'action du vent (feu, attaques d'insectes, )
- Dommages tertiaires : ils représentent les conséquences à long terme sur le développement et la gestion de la forêt.

Suite à une tempête, les arbres endommagés sont plus sensibles aux attaques d'insectes, en particulier les scolytes. Le nombre de scolytes peut augmenter très rapidement et commencer à avoir

un impact même sur les arbres non endommagés par la tempête. Ces dommages ultérieurs causés par les insectes peuvent être considérables (Biro et al., 2009). Par exemple, après la tempête Klaus, les insectes ont causé des dommages supplémentaires à hauteur d'environ 10 % des dommages causés par le vent. Deux types de coûts matériels sont estimés suite aux tempêtes : les coûts directs (ex. : augmentation du coût de reboisement, diminution de la valeur marchande du bois) et les coûts indirects (ex. : exploitation différée).

Les premiers dégâts visibles à la suite d'une tempête sont la chute des arbres et les pertes économiques associées. On observe aussi des effets sur les infrastructures, les voies d'accès, la logistique de transport, les inondations. Les sinistres des tempêtes Klaus et Martin ont été estimés à plus de 10 milliards d'euros (Gardiner et al., 2013).

Les propriétaires forestiers sont aussi impactés par les tempêtes. En effet, on observe une baisse des revenus due à la chute des prix du bois et l'augmentation des coûts pour récupérer et valoriser les bois. L'augmentation de l'offre en bois versus une demande relativement inchangée a notamment induit une baisse de la valeur marchande du pin maritime (de 40€/m<sup>3</sup> avant tempête à quelques euros/m<sup>3</sup>). Les pertes totales (réduction de la valeur et dégâts aux arbres) ont ainsi été estimées à entre 6 et 7 milliards d'euros pour les tempêtes Lothar et Martin et 2 milliards d'euros pour la tempête Klaus (Gardiner et al., 2013; Riguelle et al., 2016).

On dénombre aussi des pertes humaines suite aux tempêtes. Par exemple, 188 personnes ont péri suite aux tempêtes Lothar et Martin dont 100 lors des travaux de déblayage et de nettoyage post-tempête. Les dommages peuvent conduire à des coupures d'électricité, des moyens de communication et de transport. Des plans de gestion de crise ont été créés pour minimiser les conséquences de ces événements extrêmes (<https://agriculture.gouv.fr/plan-national-de-gestion-de-crise-tempete-pour-la-filiere-foret-bois>).

- Les effets sur l'écosystème

Les tempêtes de 1999 et 2009 ont des perturbations naturelles observées dans les écosystèmes forestiers. Elles peuvent avoir des impacts potentiellement positifs sur la biodiversité (Mitchell, 2013; Ulanova, 2000). En effet, l'ouverture du milieu suite à une tempête engendre une augmentation de la disponibilité alimentaire pour les ongulés tels que les chevreuils ou les cerfs. Cet effet positif n'est visible seulement qu'à court terme (2 ou 3 ans maximum). De même, le chablis à grande échelle peut affecter positivement l'abondance des oiseaux et la diversité de la communauté d'oiseaux plusieurs années après le chablis, mais la composition de la communauté d'oiseaux peut être davantage affectée par la gestion post-tempête que par le chablis lui-même (Żmihorski, 2010). De plus, l'augmentation des débris ligneux grossiers contribue à augmenter les bryophytes, les lichens, les champignons et les insectes (Gardiner et al., 2013). Une période de 10 ans est nécessaire pour restaurer la biodiversité à la suite d'une tempête. En effet, aucune différence n'a été observée entre des parcelles touchées par la tempête et des parcelles épargnées dix ans plus tard (Biro et al., 2009; Gardiner et al., 2010).

- Les effets sur le bilan de carbone

Les tempêtes peuvent avoir des effets négatifs sur le bilan du carbone, par exemple une perturbation du sol provoquant la décomposition microbienne du carbone dans le sol. En effet, les dégâts causés par les tempêtes augmentent les pertes de carbone du sol (Lindroth et al., 2009) et la séquestration globale du carbone dans les arbres est arrêtée dans les arbres endommagés et réduit

dans les arbres qui survivent (Seidl and Blennow, 2012). De plus, le bois endommagé qui est exploité est souvent utilisé pour des produits à vie courte, ce qui réduit le stockage global de carbone (Thürig et al., 2005). Il est donc déterminant de prendre en compte la gestion des risques de tempêtes pour respecter les stratégies environnementales qui tentent de maintenir le bilan carbone (Gardiner et al., 2013).

## 1.2) Les facteurs déterminant la stabilité des peuplements

Les peuplements forestiers sont exposés aux agents abiotiques tels que le vent, le feu et la sécheresse qui peuvent être d'origine naturelle ou humaine. Il est souvent difficile de prédire et d'évaluer l'impact de chaque facteur sur le niveau de dégât car leurs interactions avec le milieu sont complexes (vitesse du vent, durée de la tempête, topographie, etc.). Il est donc nécessaire d'améliorer nos connaissances et nos pratiques influençant l'ensemble des paramètres qui impactent la vulnérabilité des peuplements.

La stabilité des peuplements forestiers est aussi influencée par d'autres facteurs propres à leur emplacement et leurs propriétaires tels que les caractéristiques des arbres (hauteur, âge, essence), la gestion sylvicole et la localisation du peuplement tout en sachant que l'aléa est spécifique à chacun des sites (Figure 1). L'ensemble des facteurs influençant la stabilité des arbres face au risque de vent doit être pris en compte pour améliorer la gestion des forêts et réduire la vulnérabilité des peuplements aux chablis (Meredieu and Castro, 2011)

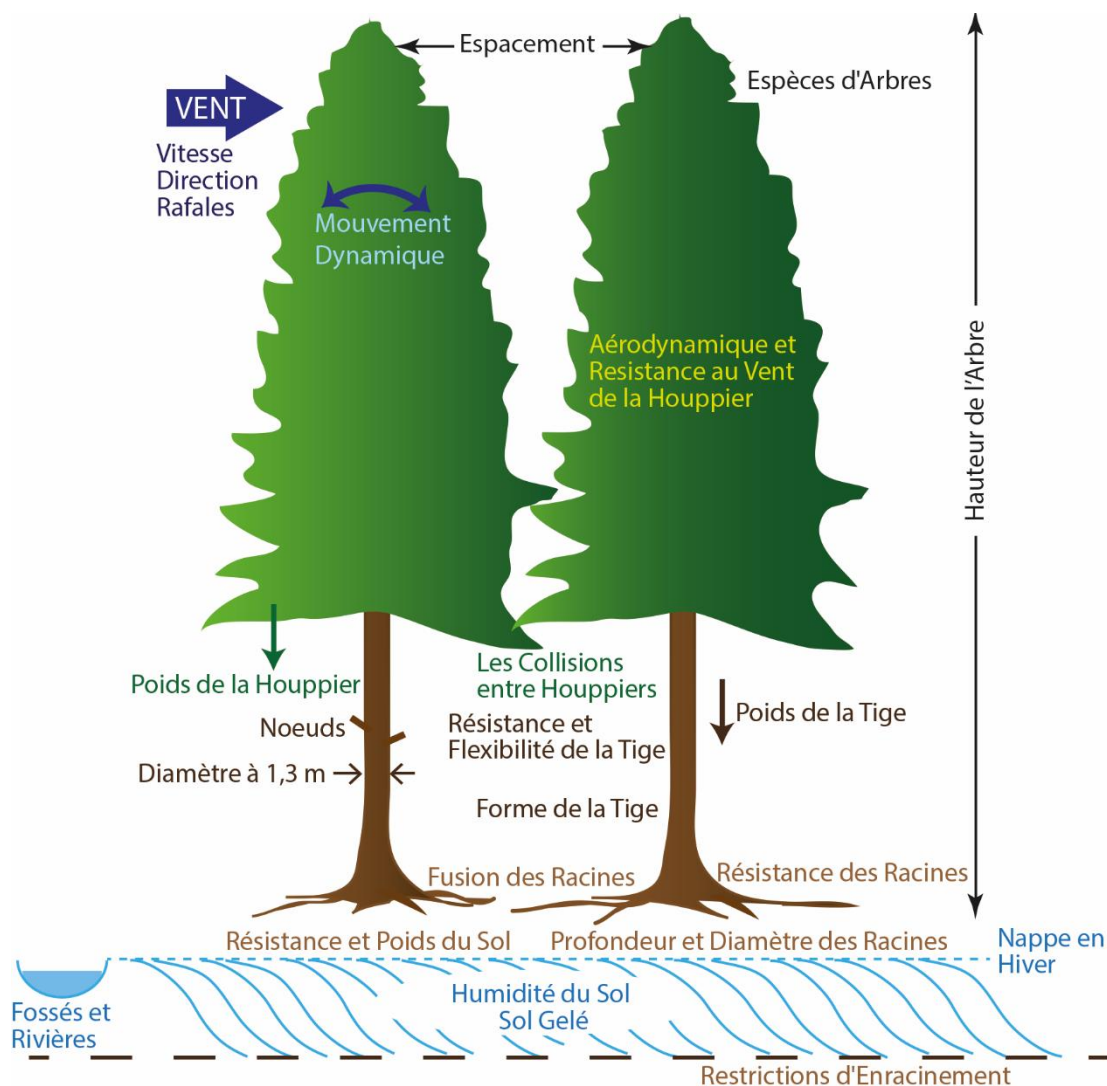


Figure 1: Facteurs affectant la stabilité des arbres

- Vent

Les dégâts d'un peuplement sont fortement corrélés à la vitesse du vent. De faibles vitesses induisent des dégâts moins importants. A l'inverse, à l'approche de la vitesse critique les dégâts augmentent substantiellement pour ensuite diminuer lorsque la grande majorité des arbres sont déjà tombés. En général, de dégâts sont généralement faibles pour des vitesses inférieures à 100 km/h (30 m s<sup>-1</sup>). À partir de 100 km h<sup>-1</sup> (~ 30 m s<sup>-1</sup>), les premiers dégâts apparaissent, les dégâts sont très graves à 140 km h<sup>-1</sup> (~ 40 m s<sup>-1</sup>), et au-dessus de 160 km h<sup>-1</sup> (~ 45 m s<sup>-1</sup>) presque tous les arbres sont détruits ( Figure 2). Le secteur des assurances utilise un indice de vent, basé sur la mesure dans laquelle la vitesse du vent le plus élevé pendant une tempête dépasse les vents les plus forts normaux d'une station météorologique proche, pour évaluer le niveau probable des dommages. (Mornet et al., 2015).

La durée d'une tempête est également importante. Les dégâts peuvent se propager à travers une forêt lorsque les arbres exposés au vent commencent à se renverser ou à se briser et créent des trouées dans la forêt (Dupont et al., 2015). Plus la durée de la tempête est longue, plus les dégâts

progressent. Un bon exemple est le faible niveau de dégâts causés par la tempête Amelie (3 novembre 2019) par rapport à la tempête Klaus (24 janvier 2009), malgré des vitesses de vent extrêmes similaires. Mais les vents les plus forts n'ont duré que 4 heures dans la tempête Amelie, contre 8 heures dans la tempête Klaus. Les arbres eux-mêmes sont rarement renversés par une augmentation soudaine de la vitesse du vent (sauf en cas de tornade), mais ils se renversent généralement en une heure à la suite d'un endommagement progressif du système racinaire. Cependant, les tiges peuvent se casser soudainement si une rafale individuelle est assez forte pour créer des tensions dans la tige plus importantes que le bois ne peut supporter.

- Hauteur

Parmi les caractéristiques de l'arbre, la hauteur est considérée comme la meilleure variable explicative des dégâts (Colin et al., 2009). La vitesse du vent augmente avec la hauteur au-dessus du sol (Kaimal and Finnigan, 1994) et est plus élevée au haut d'une canopée forestière qu'en dessous de la canopée. (Dupont et al., 2012). L'élongation d'un arbre va ainsi induire une élévation du centre de gravité et, par conséquent, une augmentation de l'effet de levier et de la charge du vent sur le houppier. De plus, la hauteur de l'arbre est corrélée à son âge et à la fertilité du milieu : un peuplement grand est souvent lié à un sol plus fertile et un peuplement âgé a une hauteur dominante élevée. Il est donc recommandé de couper les arbres à un âge précoce dans les zones géographiques à forte probabilité de tempête. Cette stratégie consistera à trouver le bon compromis entre la présence d'un aléa vent et la valeur économique des bois.



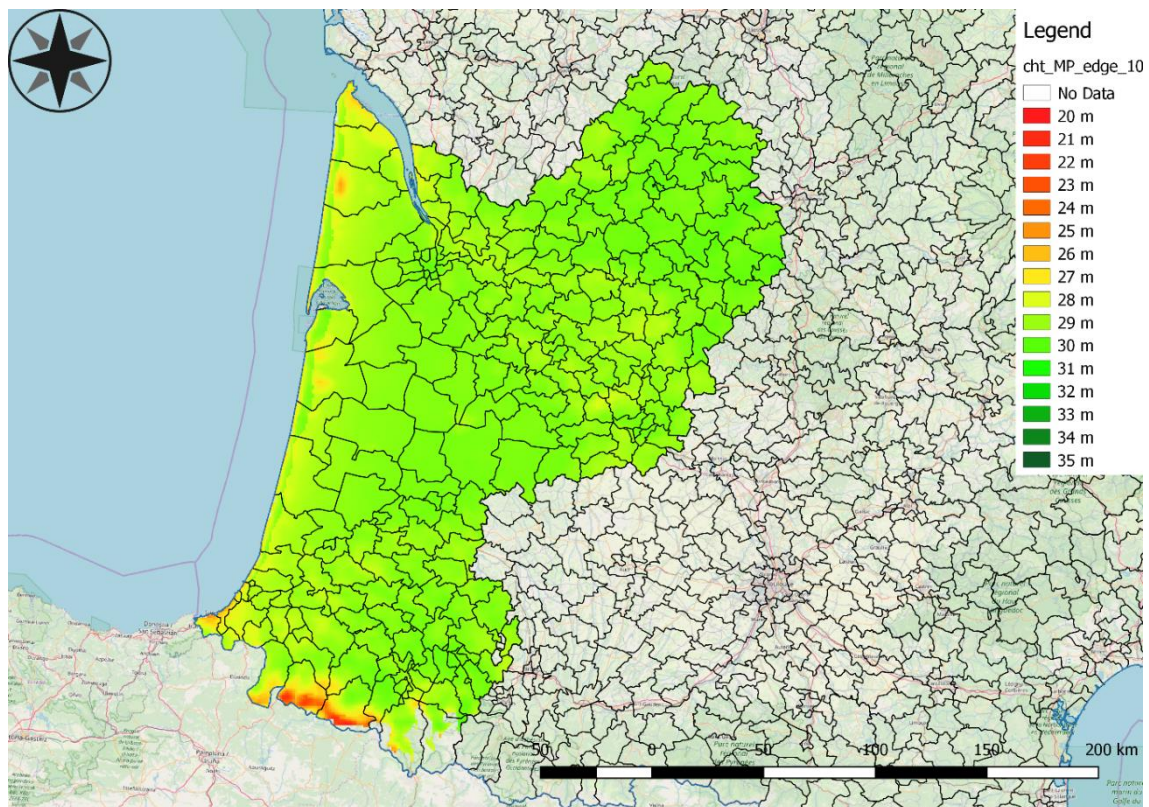


Figure 2: Hauteur critique des arbres pour 10% de risque de dégâts aux peuplements de pins maritimes ( *Pinus pinaster*) avec une lisière récemment exposée à l'ouest. Cette carte inclut l'effet du climat éolien et du type de sol (par exemple, notez le changement de hauteur critique dans les dunes de sable le long de la côte atlantique)

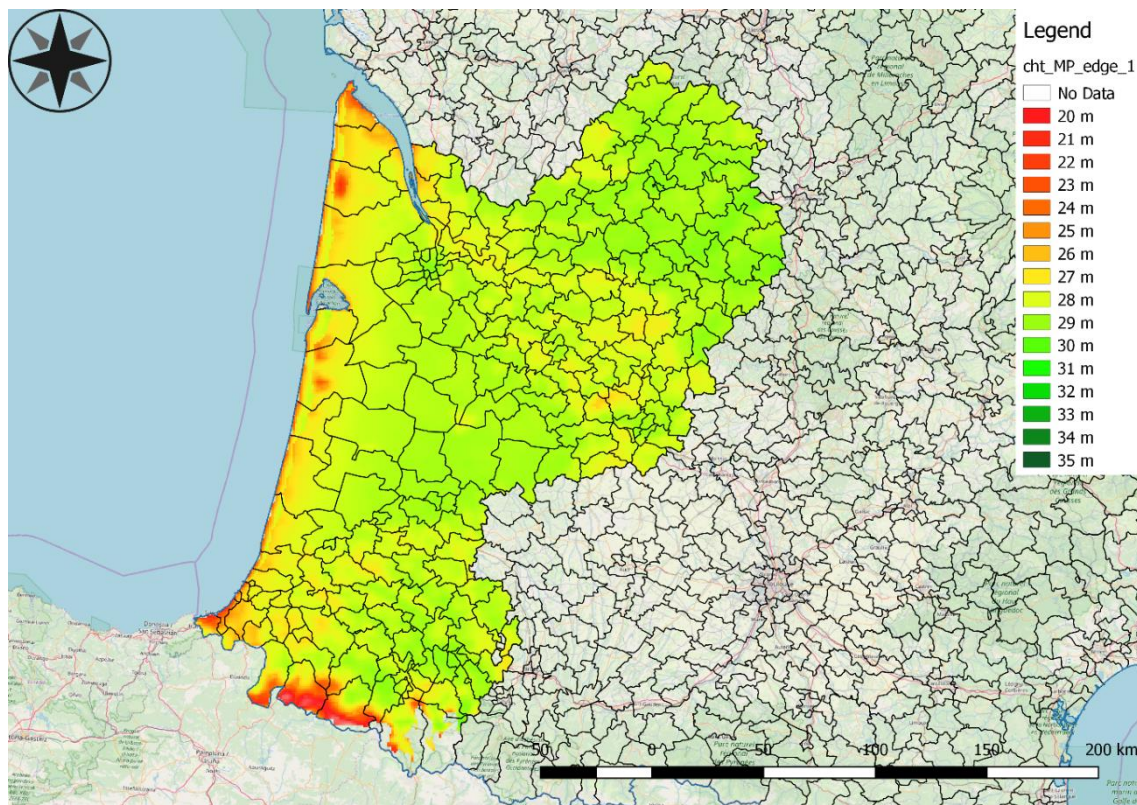


Figure 3: Hauteur critique des arbres pour 1% de risque de dégâts aux peuplements de pins maritimes avec une lisière récemment exposée à l'ouest. Cette carte inclut l'effet du climat éolien et du type de sol.



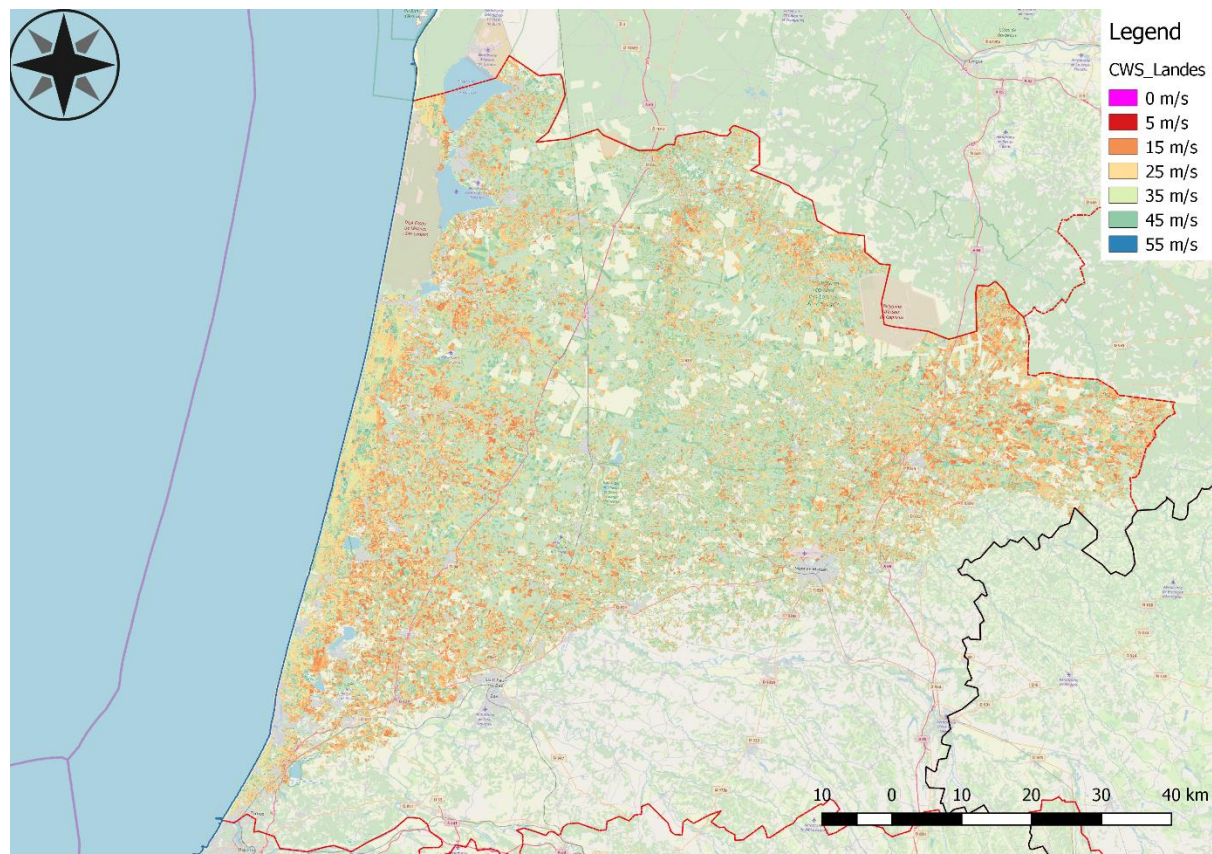


Figure 4: Vitesse de vent critique horaire (m/s) pour les dégâts au *Pinus pinaster* dans le Département des Landes.

Kamimura et al. (2016) ont réalisé une étude sur le risque de chablis/volis pour les peuplements forestiers en région Nouvelle Aquitaine en fonction du type de sol (profond ou superficiel), la hauteur des arbres, et l'existence de une lisière récemment exposée à l'ouest. Lors d'une tempête, les arbres en lisière chutent sous la force du vent. Après leur chute, les arbres adjacents se trouvent à leur tour exposés au vent et vont alors chuter. Cet effet d'exposition successive des arbres et de leur chute se propage.

Les Figure 3 et Figure 2 représentent la hauteur critique à partir de laquelle les peuplements de pin maritime avec une nouvelle lisière ont une probabilité de 10% et 1% d'être endommagée respectivement. Cette étude révèle que la hauteur critique est typiquement plus de 30 m pour une risque de 10% et entre 20 et 30m pour une risque de 1% pour le pin maritime dans Aquitaine. De manière générale, les chablis/volis sont moindres pour des peuplements ayant une hauteur inférieure à 15m (Drouineau et al., 2000). Ces calculs sont fonction du caractéristiques du peuplement (hauteur des arbres, diamètre des tiges, espacement), type de sol et du climat éolien local. La Figure 4 illustre la vitesse du vent critique (m/s) pour les dommages causés au pin maritime dans le département des Landes d'Aquitaine. Si ces informations sont combinées au climat éolien il est possible d'estimer la probabilité de dommages and quand associées aussi à un modèle de croissance, la hauteur à laquelle le niveau de risque dépasse certains seuils (par exemple, 1% ou 10%). En règle générale, le climat du vent est plus sévère près de la côte et dans les montagnes. Cependant, près de la côte, la présence de dunes rend l'enracinement plus profond et améliore la stabilité des arbres. Par conséquent, il est

nécessaire de prendre en compte les conditions locales et le niveau de risque acceptable avant de décider à quelle hauteur couper un peuplement. Des modèles tels que ForêtTempête peuvent vous aider à prendre de telles décisions.

(<https://nextcloud.iefc.net/index.php/s/gmkz8T2XPmEGwXg>).

- Elancement de l'arbre

L'élancement de la tige correspond au rapport de la hauteur en fonction du diamètre (rapport H/D). Elle influe sur la résistance mécanique de l'arbre. En effet, les arbres ayant un rapport H/D faible sont plus résistants à rupture de la tige (Gardiner et al., 2013). Aussi, ils auront une fréquence de résonance plus élevée et seront moins affectés par les turbulences (Gardiner, 1994). Ce rapport diminue avec l'âge de l'arbre dans les forêts adultes ce qui améliore leur stabilité. A hauteur égale, l'arbre ayant un faible rapport H/D sera le plus résistant.

- Espacement

L'espacement entre les arbres dans le peuplement joue un rôle important pour sa stabilité. En effet, le diamètre maximal d'un arbre est déterminé en partie par la surface environnante disponible. Un grand diamètre indique un meilleur développement des racines et donc un ancrage plus résistant dans le sol. Cependant, un espacement plus grand entraîne généralement une augmentation de la charge de vent sur chaque arbre. Donc l'équilibre entre une résistance accrue des arbres et une charge de vent accrue est essentiel (Gardiner et al., 1997). Éclaircie qui augmente l'espacement et la croissance des arbres augmentera immédiatement le risque de dommages jusqu'à ce que les arbres s'acclimatent au nouvel environnement éolien (Badel et al., 2015; Mitchell, 2000). En outre, un espacement accru peut réduire la qualité du bois en raison de la croissance de branches plus grosses (Auty et al., 2012).

- Lisières et Éclaircies

Les arbres s'adaptent à leur environnement éolien. Par conséquent, étant donné que le vent est plus fort au bord des peuplements, les arbres de lisière développent des systèmes racinaires plus profonds et des troncs plus larges et sont donc plus résistants au vent. La Figure 5 montre qu'au sein d'un peuplement où le même bord dense est présent depuis longtemps, l'intérieur du peuplement est plus vulnérable. Cependant, si une nouvelle lisière est créée par une coupe forestière, une construction de route ou une autre perturbation, la lisière de la forêt devient très vulnérable et les dommages peuvent commencer à la lisière et se propager à travers le peuplement (Figure 7). Par conséquent, toute fragmentation de la forêt peut augmenter les dommages causés par le vent et il est recommandé en Aquitaine de limiter autant que possible la fragmentation de la forêt (Meredieu and Castro, 2011).

Un autre problème lié à la fragmentation de la forêt est qu'elle peut produire un entonnoir qui concentre le vent en un point spécifique. Sur la Figure 5, le vent a été concentré le long d'une piste entre deux parcelles et a endommagé un peuplement forestier au bout de la route.

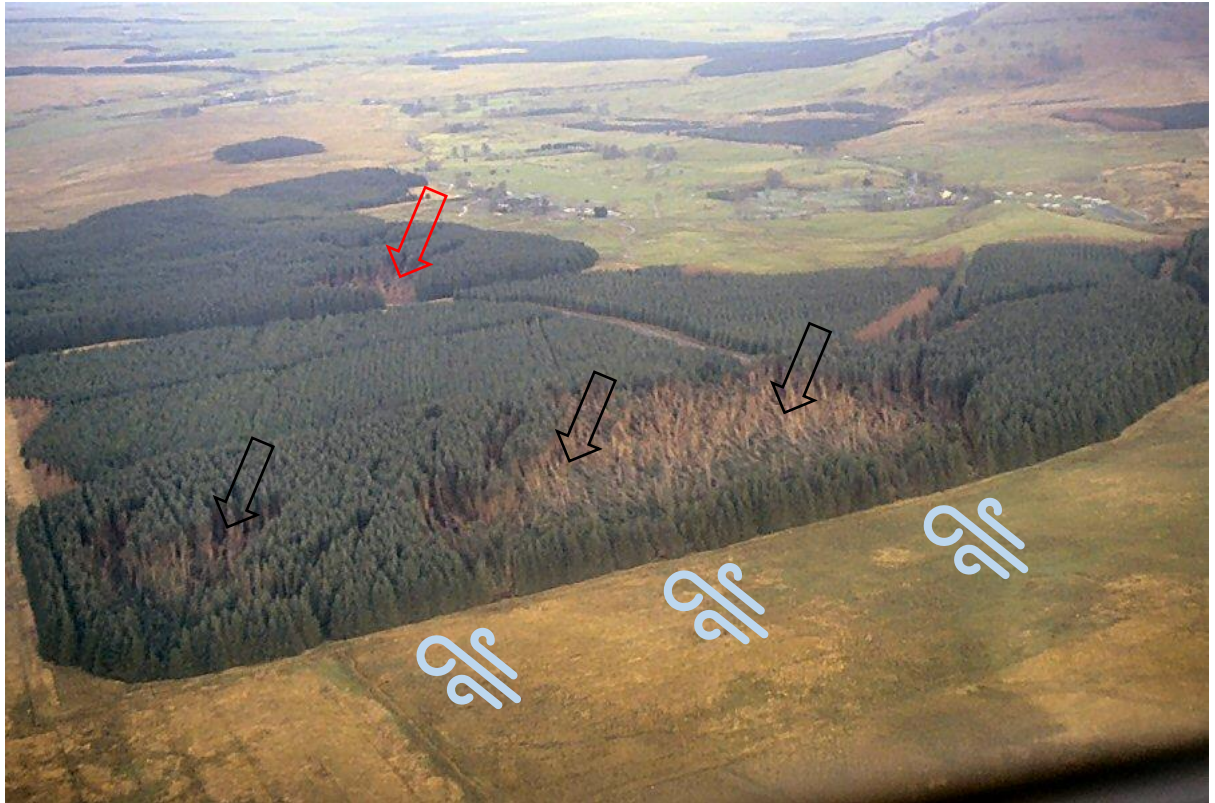


Figure 5: Dégâts causés par le vent juste à la lisière d'un peuplement forestier (flèches noires) et à la jonction d'un piste en raison d'un entonnoir (flèche rouge) de *Picea sitchensis* (Cumbria, Northwest England). (Photo: Graeme Prest, Forestry Commission, UK)



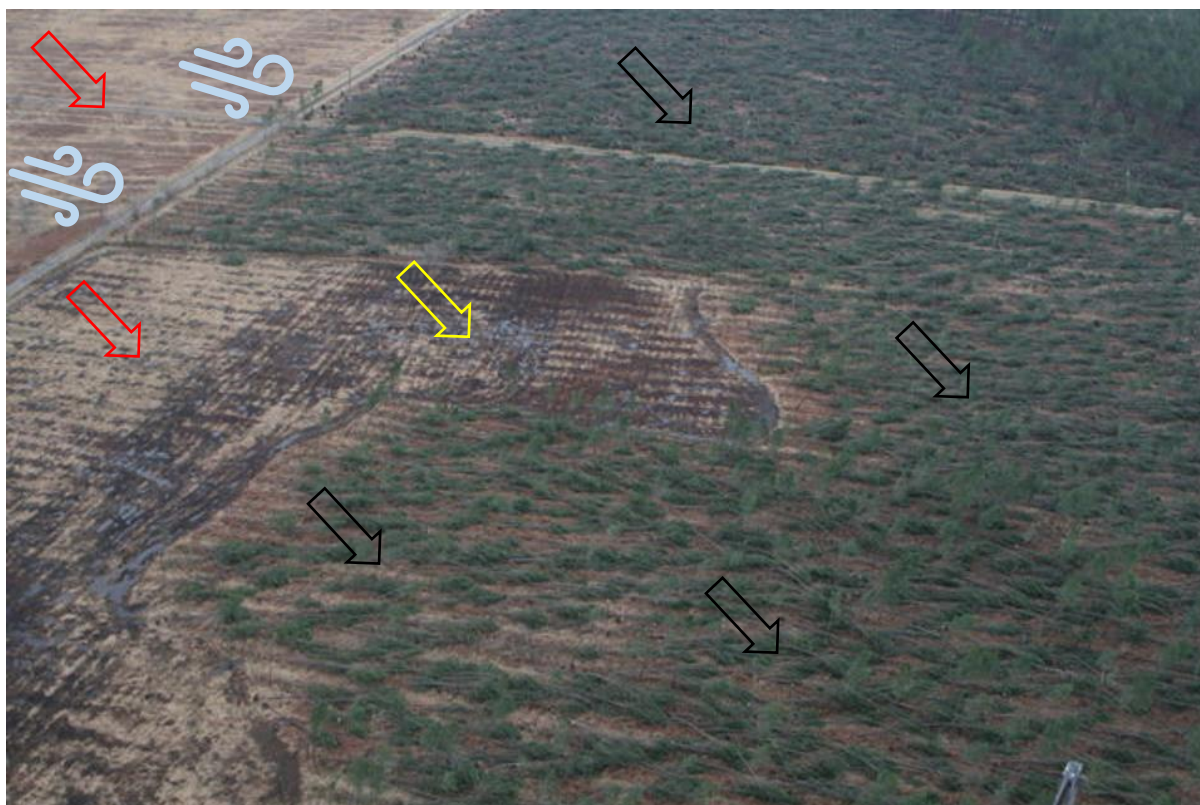


Figure 6: Dégâts de vent (flèches noires) à *Pinus pinaster* après une coupe rase (flèche rouge) dans la direction du vent (Aquitaine, France). Le sol est très humide à cause des fortes pluies pendant la tempête (flèche jaune).. Le sol est très humide à cause des fortes pluies pendant la tempête (flèche jeune).

En Aquitaine, l'éclaircie est recommandée afin d'avoir des arbres avec un rapport H / D inférieur et un meilleur développement des racines. Cependant, immédiatement après l'éclaircie, la charge de vent sur les arbres restants augmente généralement et les arbres risquent davantage d'être endommagés par le vent. Il faut du temps (environ 5 ans) pour que les arbres s'habituent à leur nouvel environnement éolien. Il est recommandé d'éclaircir tôt les jeunes peuplements afin de préparer les arbres à leur environnement éolien futur. Par la suite, des éclaircies plus fréquentes et moins intenses sont recommandées pour limiter la taille des trouées dans les peuplements forestiers et le temps qui s'écoule avant le feuillage se referme. Les éclaircies intensives et tardives sont les plus dangereuses car les arbres sont exposés à un changement important de la charge du vent.

- Structure racinaire et sol

La stabilité du peuplement dépend fortement de la structure et de la profondeur des racines. L'architecture des racines est aussi importante que la structure aérienne de l'arbre, mais elle est beaucoup plus difficile à étudier ou à observer. Le pin maritime des Landes de Gascogne se développe sur un sol sableux. Cela favorise l'émergence de racines horizontales latérales et de racines verticales descendant de ces racines latérales. Les racines pivotantes sous le tronc sont particulièrement importantes. S'il n'y a pas d'obstacle, les racines peuvent se développer sur une grande profondeur et améliorer la stabilité de l'arbre. Cependant, s'il existe des contraintes telles qu'une nappe phréatique élevée ou une couche s'alias, la profondeur d'enracinement peut être limitée et la résistance à l'arrachement de l'arbre est également réduite. Le système racinaire s'adapte au vent avec 60% des racines réparties du côté au vent chez les arbres ayant résisté aux tempêtes (Meredieu et al., 2014).

L'ancrage des racines peut être réduit par l'engorgement en eau du sol lors des tempêtes. Il est donc indispensable de faciliter le drainage des sols par l'entretien des fossés. La composition chimique du sol et la présence des espèces concurrentes a une influence sur la stabilité des peuplements. Par exemple, des études expérimentales suggèrent que la molinie déséquilibre la cohésion des couches superficielles et les racines de pin maritime et favorisera peut-être le chablis (Colin et al., 2009). Certaines études expérimentales suggèrent également qu'un apport trop élevé d'azote déséquilibrera le rapport entre les parties aériennes et racinaires des arbres, et entraînera potentiellement une augmentation de la vulnérabilité des arbres au vent (Valinger and Pettersson, 1996).

- Espèces

Il peut y avoir une différence dans le niveau des dégâts en fonction de la hauteur dominante du peuplement forestier et de l'espèce. La hauteur à laquelle les dommages peuvent être attendus dépend de nombreux facteurs, notamment des espèces, du type de sol, de la profondeur d'enracinement, de la gestion du peuplement et de l'exposition au vent. C'est pourquoi il est important d'utiliser un modèle de risque tel que celui décrit au point 1.6. En règle générale, pour les résineux, la hauteur à laquelle les dommages commencent à se produire (3% du peuplement) est de 10 m pour les peuplements les plus exposés et de 25 m pour le peuplement le moins exposé (Miller, 1985). Pour les espèces à feuilles caduques, la hauteur critique est estimée à 30 m (Colin et al., 2009).

La résistance au vent des différentes espèces dépend de nombreux facteurs liés à leur écologie, tels que la profondeur des racines, la pédologie et la sensibilité aux agents pathogènes. Selon Renaud et Hervé (2005), les feuillus sont généralement plus résistants que les conifères, en partie parce que leurs feuilles sont absentes pendant la saison des tempêtes hivernales (pour plus d'informations, voir la section 3.2 et le Tableau 1). Cependant, il est important de savoir que les différentes espèces sont généralement plantées ou cultivées dans des conditions environnementales différentes (par exemple, le type de sol) et que l'évaluation de la résistance relative au vent des différentes espèces peut être compliquée.

- Topographie et disposition des peuplements forestiers

La topographie influence la direction et la force du vent. Le vent sera normalement plus fort sur les pentes occidentales et sur les sommets des collines et des montagnes (Gardiner et al., 2016). De plus, un effet d'entonnoir peut se produire dans les vallées ou les bords des peuplements, créant une forte accélération du vent localement (Quine and White, 1993). La présence de peuplements forestiers sur le flanc d'une colline réduira la vitesse du vent au sommet et réduira les risques pour les peuplements situés au sommet de la pente. Cependant, il peut augmenter les turbulences à l'arrière de la colline (Hannah et al., 1995; Quine et al., 1995).



- Interaction entre les arbres

Les arbres dans un peuplement dense peuvent se fournir un soutien mutuel en raison du contact entre les couronnes qui réduit le mouvement des arbres (Rudnicki et al., 2008). Les peuplements denses réduisent également la vitesse du vent dans le canopée forestier (Gardiner et al., 1997). De plus, le maillage des racines entre les arbres contribue à une résistance supplémentaire. Cependant, la chute d'un arbre dans un peuplement dense crée une ouverture pour le vent et les arbres environnants seront plus vulnérables. Cela peut entraîner une propagation des dommages à l'intérieur du peuplement (Dupont et al., 2015). Il est donc recommandé de procéder à des éclaircies légères régulières pour améliorer la résistance au vent des arbres (voir la section ci-dessus). De plus, la présence d'un sous-étage constitué d'arbres plus petits peut réduire la charge de vent sur les arbres les plus hauts (Gardiner et al., 2005; Wellpott, 2008) parce que la vitesse du vent est réduite dans le couvert forestier et que les petits arbres fournissent un soutien aux arbres plus grands..

### 1.3) Climat du vent en Nouvelle-Aquitaine

- Caractéristiques de vent en Nouvelle-Aquitaine

La Nouvelle-Aquitaine est dominée par un climat maritime et le climat éolien est fortement affecté par les dépressions de l'Atlantique. La Figure 7 illustre des roses des vents de différentes stations météorologiques de l'ouest de la France. Les vents dominants près des côtes (par exemple, Bordeaux et Nantes) viennent de l'ouest, mais plus à l'intérieur des terres, la direction du vent dominant change. En règle générale, les vitesses de vent sont les plus élevées plus au nord (Nantes, par exemple) et réduisent dans l'intérieur. Notez la vitesse du vent très réduite à Mont-de-Marsan ( $U = 2.5 \text{ m s}^{-1}$ ) en raison de la protection fournie par toute la forêt à l'ouest de la ville. La fréquence des vents forts est toujours la plus élevée près de la côte et est généralement plus élevée aux latitudes plus septentrionales (Figure 8).

Cependant, les vents les plus forts proviennent principalement du sud-ouest au nord-ouest. Par conséquent, les peuplements forestiers situés à l'est (sous le vent) des clairières ou les coupes récentes seront généralement les plus vulnérables lors des tempêtes.



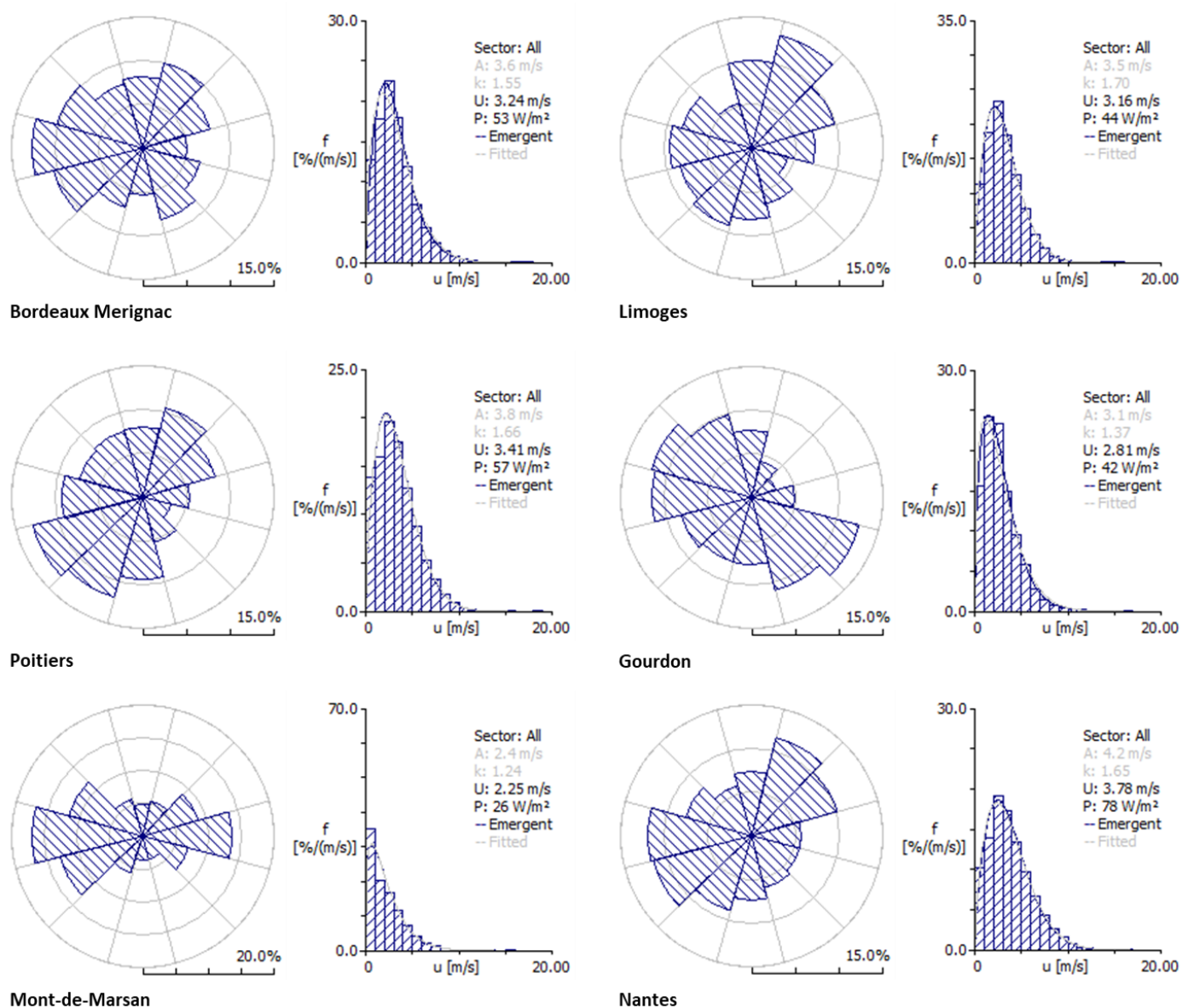


Figure 7: Climat de vent provenant de différentes stations météorologiques de l'ouest de la France.

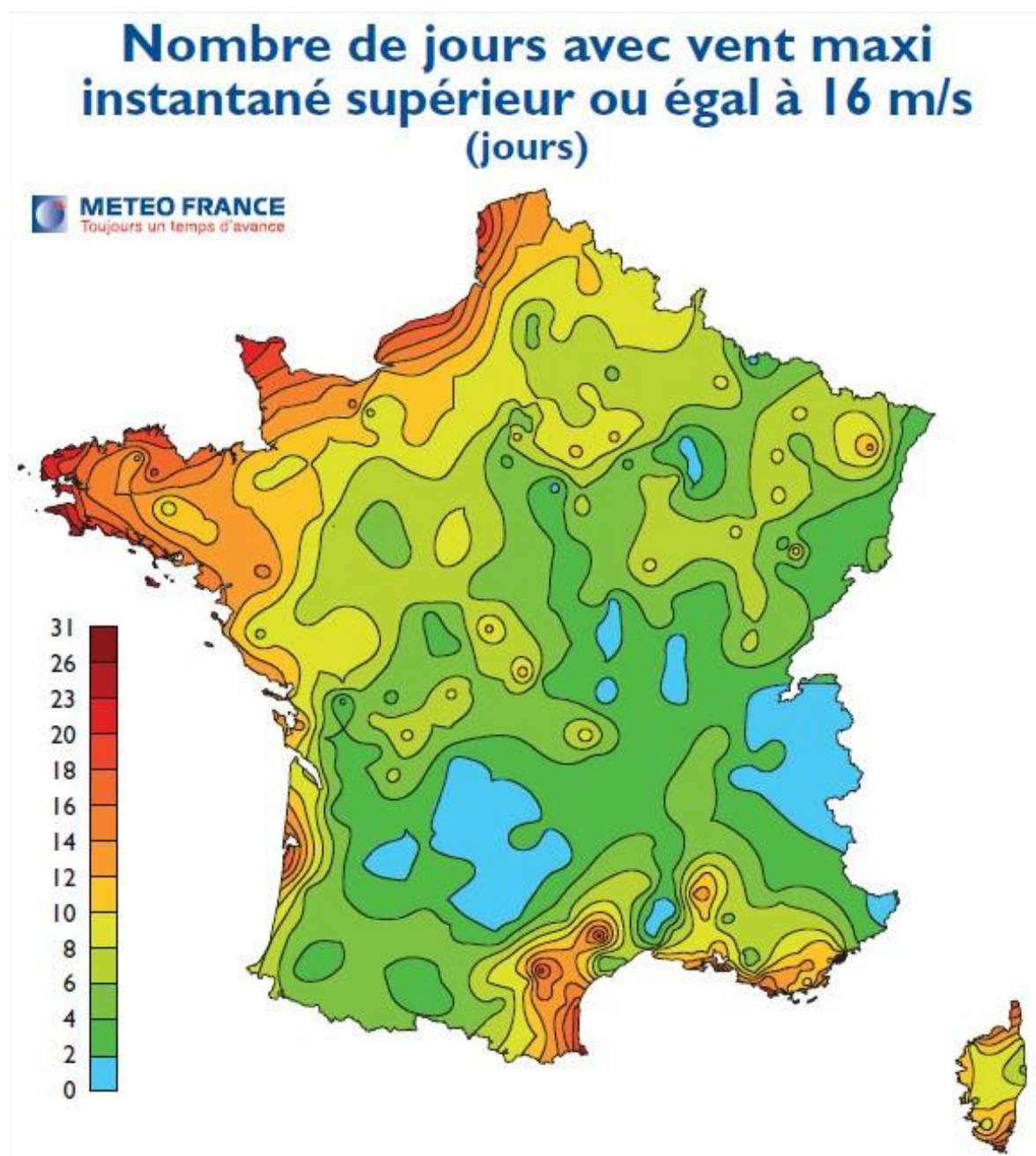


Figure 8: Nombres entre 1991-2010 de jour avec vent maximum supérieur ou égal de  $16 \text{ ms}^{-1}$  ( $\geq 60 \text{ km h}^{-1}$  ou Beaufort Échelle 8 ou plus).

- Vents régionaux

La galerne est un vent de nord-ouest apparaissant au printemps ou en automne après une période chaude. Elle se caractérise par une chute rapide de pression et de températures provoquant ainsi une instabilité des masses d'air. Ceci engendre des vents forts (environ  $100 \text{ km h}^{-1}/28 \text{ ms}^{-1}$ ) et de fortes précipitations. En Nouvelle Aquitaine, la vitesse de la galerne atteint rarement  $100 \text{ km h}^{-1}$  et peu de dégâts forestiers sont enregistrés.

Le vent d'autan est un vent venant du sud-est, originaire du sud du Massif Central qui souffle du littoral méditerranéen jusqu'en Aquitaine. L'intensité du vent dépend de la température de la mer Méditerranée ( $30\text{-}40\text{ km h}^{-1}/8\text{-}11\text{ m s}^{-1}$  en moyenne) mais des rafales peuvent aller jusqu'à  $100\text{ km h}^{-1}$  ( $28\text{ m s}^{-1}$ ). Des branches peuvent être cassées lors de ces événements exceptionnels car les arbres ne sont pas adaptés à cette direction de vent.

- Formation des tempêtes en Nouvelle Aquitaine

Les tempêtes le plus violent en Nouvelle Aquitaine furent la Tempête Martin en 1999 et la Tempête Klaus en 2009. Dans le cas des tempêtes de 1999 et de 2009, l'origine des perturbations se situe au niveau des Bermudes. Ces dernières ont suivi le rail des dépressions, c'est-à-dire les trajectoires préférentielles suivies par des dépressions qui, dans notre cas, se situent au-dessus de l'Atlantique dans l'hémisphère nord. Les tempêtes de 1999 et de 2009 sont le résultat de différences thermiques et de pressions horizontales (nord-sud) sur les côtes est des continents (Bermudes, Terre-Neuve) qui se dissipent sur les côtes ouest de l'Europe où les différences de température sont plus faibles (Romero and Emanuel, 2017). Cependant, le vent peut se renforcer lors de la présence de courants jets exceptionnellement intenses situés en direction de la France (supérieur à  $350\text{ km h}^{-1}$ ) et cela engendre un courant cyclonique où se déplacent des dépressions renforcées par les courants-jets. Les dépressions vont continuer à se creuser du fait de l'interaction avec ses courants de haute altitude (8-9 km) et provoquer des vents violents sur une zone d'environ 150 km au sud de la dépression (Riser, 2010).

#### 1.4) Caractéristiques des sols en Nouvelle-Aquitaine

La région de la Nouvelle-Aquitaine se caractérise par une grande hétérogénéité des sols (Figure 9) et une variation du climat. Cela signifie que la région peut être divisée en plusieurs sylvoécorégions (Figure 10). En pratique, cela signifie que dans chaque sylvoécorégion, différentes espèces et types de forêts seront dominants.

Les sols de la région sont variés, mais ce sont principalement des sols bruns bien drainés, des sols argileux hydromorphes, ou des sols podzoliques sableux. La question essentielle est de savoir dans quelle mesure les racines peuvent pénétrer dans le sol. Toute induration ou couche de pierre ou nappe phréatique élevée, qui limite l'enracinement entraînera, des peuplements forestiers moins stables.



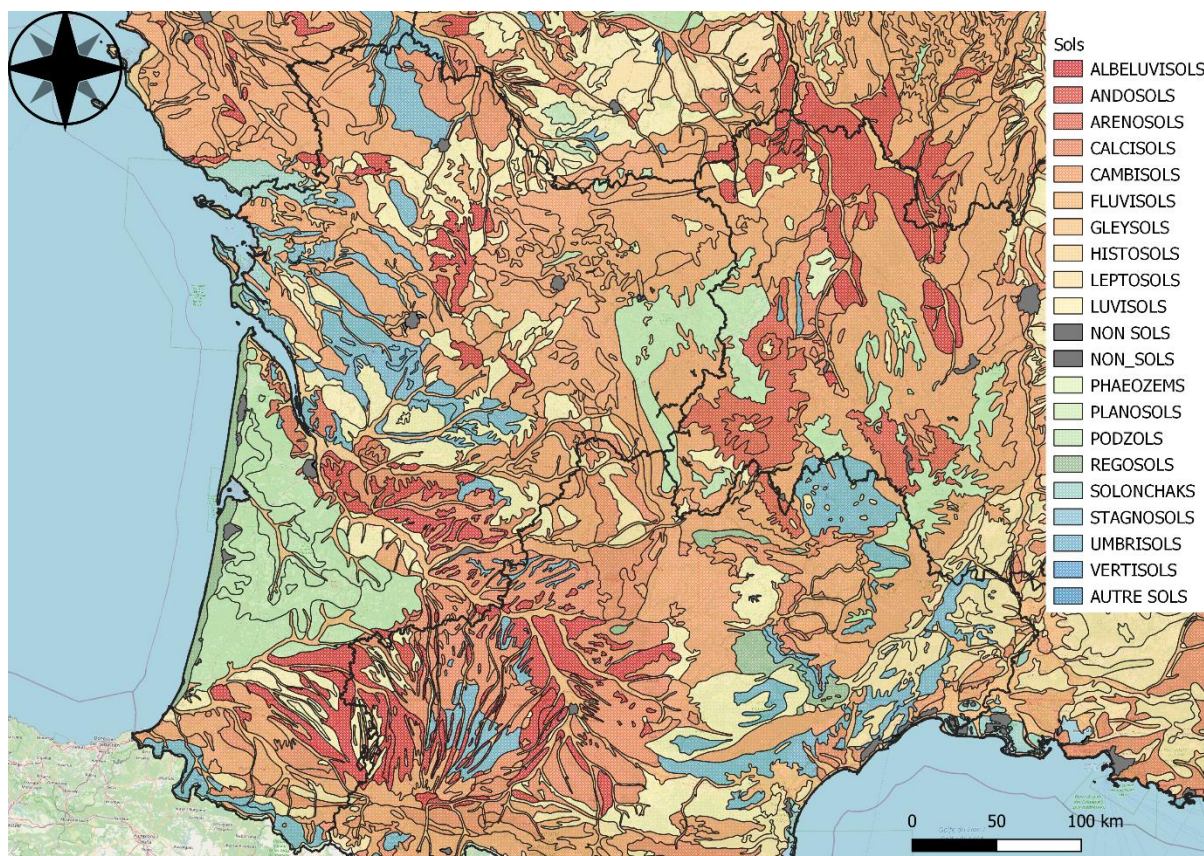


Figure 9: Sols de sud de France. Origine FAO <http://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-classification/world-reference-base/fr/>

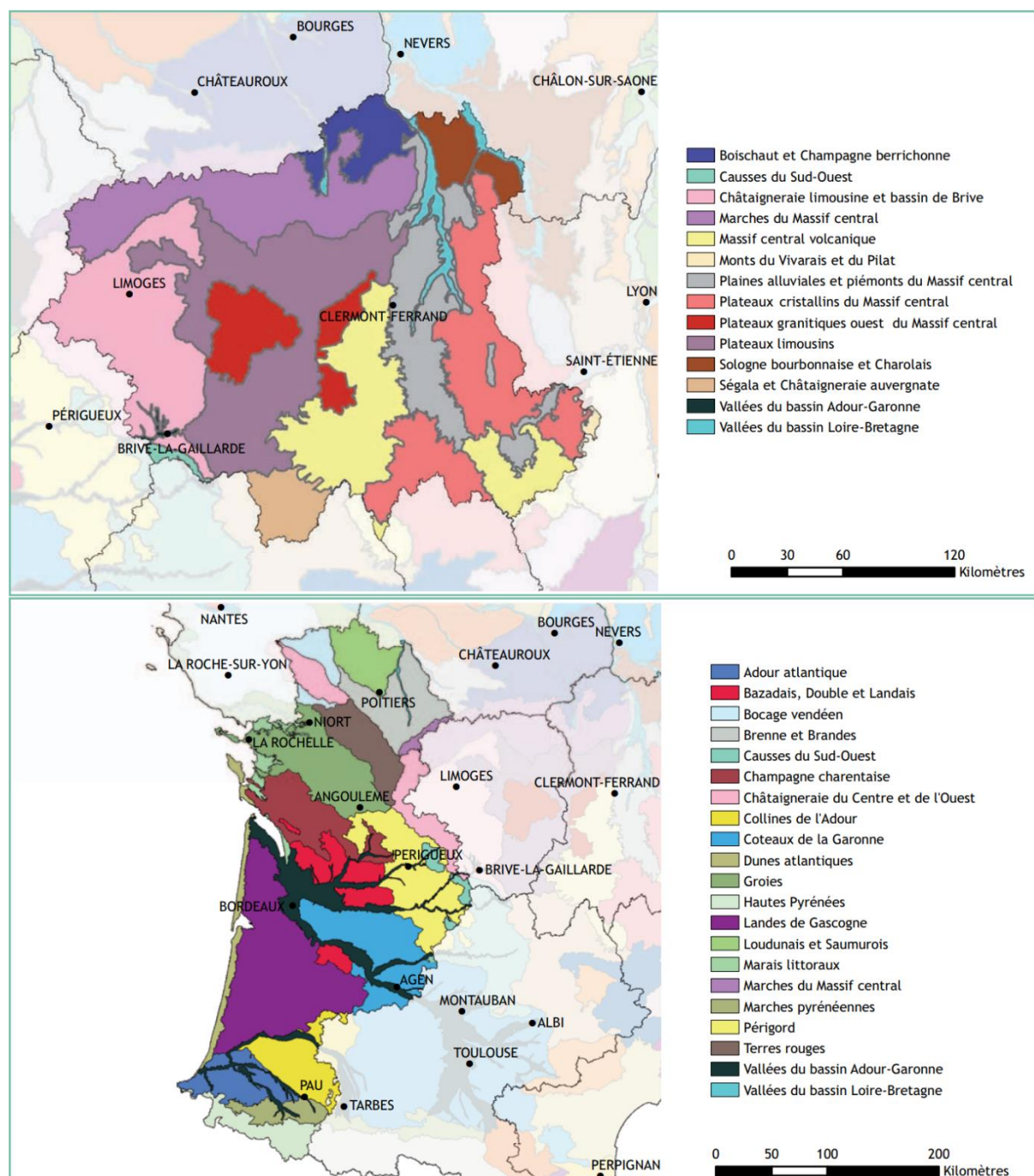


Figure 10a et b: Sylvoécorégions en sud-ouest de France : Source : Géoportail IGN.

- **Dordogne-Garonne**

La région Dordogne-Garonne se caractérise par deux écosystèmes distincts au nord et sud. Au nord, on retrouve un écosystème forestier et au sud, un écosystème majoritairement agricole et viticole. Dans le Périgord (nord de la Dordogne : Périgord en Figure 10b), une forte hétérogénéité des conditions de station est observée on retrouve, des types de sols caractéristiques des forêts à plus de 50% des sols bruns puis des sols lessivés (20%) et 13% de sols hydromorphes. Les sols bruns sont les plus stables et les sols hydromorphes argileux les moins stables pour les forêts. La texture du sol est principalement composée de limon (22%) ou d'argile (26%) et d'une faible proportion de sols sableux



(7%) ou d'un mélange de ces types de sol (45%). Les sols sont majoritairement profonds (56%) et non hydromorphes (>70%) ce qui favorise le développement d'essences feuillues dans la région (ex : chênes, noisetier, charme, châtaignier,...) (IGN, 2013a).

- **Landes de Gascogne**

Les sols sont constitués d'une couche superficielle de sables grossiers de taille majoritairement comprise entre 280 et 320 µm dans Les Landes de Gascogne (Augusto and Bakker, 2009). Ils sont podzolisés et acides avec un alios hydromorphe (Landes de Gascogne en Figure 10b). Ils sont pauvres en nutriment et peu d'essences peuvent s'y adapter telle le pin maritime en futaie régulière. La variabilité des types de sols dépend majoritairement de la profondeur de la nappe phréatique. Plus la nappe phréatique est profonde, plus ces sols seront stables pour les forêts.

Le massif peut se distinguer en trois grandes stations :

- La frange dunaire est composée de sable quartzeux très pur (moins de 5% d'argile) et les sols sont majoritairement podzolisés avec un humus de forme dysmoder du fait des aiguilles de pin qui acidifient le milieu et ralentissent la décomposition. Les sols sableux sont très filtrants. Ils induisent un déficit hydrique l'été et un engorgement hydrique l'hiver du fait de la remontée de la nappe phréatique (IGN, 2013b).
- Les landes humides sont une zone à faible drainage. Les remontées de nappe phréatique lors des précipitations peuvent provoquer des engorgements et une réduction de la stabilité des peuplements. La zone est composée de podzols très hydromorphes, en fonction de la microtopographie il peut y avoir la formation d'alios. Des travaux d'assainissement permettent d'obtenir des caractéristiques proches des landes mésophiles.
- Les landes mésophiles sont caractérisées par la variabilité de la profondeur de nappe phréatique pouvant créer l'alios (horizon induré) limitant le développement racinaire des arbres selon sa profondeur et sa continuité. Cette zone est la plus favorable à la sylviculture locale (SRGS d'Aquitaine, 2005).

- **Adour-Pyrénées**

La région Adour-Pyrénées est composée de deux grands reliefs aux caractéristiques pédologiques différentes :

- Les plaines et coteaux sous-pyrénéens (Adour atlantique et Les Collines de l'Ardour en Figure 10b). Ils se situent au nord de la zone Adour-Pyrénées et au sud des Landes de Gascogne. Ils sont composés de sols bruns (77%) et hydromorphes (23%) généralement profonds et texture argileuse (46%) ou limoneux (27%) (IGN, 2013c). Cette région est favorable à la culture de feuillus.
- La zone de montagne (Hautes Pyrénées et Marches pyrénéennes en Figure 10b) : Elles ont une topographie complexe rendant la sylviculture plus difficile (accessibilité). Le type de sols est y très variable : sols bruns, carbonatés, acides. Les activités sylvicoles dépendent majoritairement l'exposition, l'altitude, la zone de desserte, et les conditions édaphiques (SRGS d'Aquitaine, 2005).

Les sols bruns seront les plus stables et les sols hydromorphes les moins stables pour les forêts. En montagne, les propriétés des sols peuvent changer sur de très courtes distances et il peut y avoir une grande variété de profondeurs d'enracinement et de stabilité des arbres dans une petite surface.

- **Poitou-Charentes**

La zone nord de l'ancienne région Poitou-Charentes (Vienne et nord-ouest des Deux-Sèvres : Brenne et Brandes/Loudunais et Saumurois en Figure 10b) profite d'un climat doux et peu humide. Cette zone est constituée de sols bruns et profonds (66%) favorables à l'installation de peuplements forestiers et le plus stable, et de sols hydromorphes à faible profondeur (33%) avec moins stabilité pour les forêts. Les sols hydromorphes peuvent avoir un effet défavorable sur la croissance racinaire superficielle. La texture du sol est argilo-sableuse ou sableuse en nord à 33% limoneuse en sud provenant de l'érosion du Massif central. Le travail du sol et le passage des engins doivent être limités sur un sol à texture limoneuse car les tassements peuvent être irréversibles (IGN, 2013d, 2013e).

- La zone centrale de Poitou-Charentes (nord de Niort à Angoulême : Terres rouges en Figure 10b) plus communément appelée « Terres rouges » est composée d'argiles rouges de décalcification. On y retrouve majoritairement des sols bruns (66%). Les sols lessivés ou hydromorphes y sont aussi présents. La texture des sols est majoritairement limoneuse ou limoneuse sur argile. De plus, le sol est profond et présente peu de trace d'hydromorphie idéal pour la croissance des arbres (IGN, 2013f).
- La partie sud de la région Poitou-Charentes est séparée en deux parties : le sud de la Charente-Maritime (Champagne charentaise en Figure 10b) composé d'un plateau peu boisé aux sols très diversifiés et le nord de la Charente-Maritime/est de la Charente/sud des Deux-Sèvres (Groies en Figure 10b) constitué de sols majoritairement bruns et de texture argileuse. Les sols sont peu profonds avec une forte présence de caillouteuse mettant en évidence leur forte tendance à s'assécher. Cette région est peu favorable à la production forestière et plus adaptée à une production agricole (IGN, 2013g).

- **Limousin**

Le Limousin correspond aux premiers reliefs exposés aux vents océaniques sur la zone ouest/sud-ouest et à des plateaux de moyenne altitude profitant d'une bonne pluviométrie (environ 1000mm/an) et dont plus de 85% de la surface forestière est composée de sols bruns (Châtaigneraie limousine et bassin de Brive en Figure 10a et Châtaigneraie du Centre en Figure 10b). La majorité des sols sont méso-acidiphile montrant qu'il y a une abondance d'eau.. Les sols sont profonds ou moyennement profonds favorisant le développement racinaire et la stabilité de les peuplement forestier. De plus, la texture du sol est limoneuse ou limono-sableuse, il est donc conseillé de ne pas trop travailler les sols car cela peut les compacter et limiter la croissance racinaire ainsi que l'infiltration hydrique (IGN, 2013h, 2013i).

## 1.5) Impact du changement climatique

Les impacts du changement climatique sur les régimes des vents restent aujourd'hui encore imprévisibles et incertains. Des tendances peuvent être énoncées telles l'une augmentation de l'intensité des vents et un déplacement des tempêtes vers le nord de l'Europe. Ces prévisions devraient modifier l'importance des dégâts dans ces régions. D'autres effets prévisibles sont l'augmentation des températures, et des précipitations durant l'hiver. Ces effets réduiraient la résistance des arbres par l'ancrage racinaire car les sols seront gorgés d'eau (Meredieu et al., 2014).

Certain de ces modèles du changement climatique permettent de prédire l'augmentation du nombre de jours chauds, de canicules et de précipitations ainsi que la diminution du nombre de jours froids. D'autres modèles prédisent une augmentation de l'intensité et de l'étendue des tempêtes avec un résultant augmentation de la vitesse maximal (environ 10 %) (Gardiner et al., 2013). Par conséquent, les dégâts suite aux tempêtes devraient aussi s'accroître. Actuellement, on observe une diminution globale du nombre de tempêtes mais une augmentation de leur intensité.

Les vents sur l'océan et les vents les plus extrêmes à travers le monde semblent augmenter depuis les années 1970, presque certainement en raison du réchauffement des océans et de l'augmentation de l'énergie disponible pour alimenter ces tempêtes (Figure 11). Cela a entraîné une augmentation du nombre de cyclones tropicaux de catégorie 5 les plus extrêmes. En outre, les trajectoires de ces cyclones ont changé, avec une tendance à se diriger vers des latitudes plus élevées. Il en résulte que des vents plus forts sont maintenant observés (Gregow et al., 2017) dans des régions qui n'avaient pas connu de tels vents extrêmes auparavant et, en outre, en raison de leur intensité plus élevée, les impacts des cyclones sont observés plus loin des côtes vers l'intérieur des terres, par exemple, en Europe de l'Est (Dobrowolska, 2015; Fink et al., 2009). En outre, dans certaines régions du Europe, les orages d'été et les forts débits qui leur sont associés semblent causer de plus en plus de dégâts. Il s'agit notamment de pays tels que la Finlande (Suvanto et al., 2016), la Pologne (Gardiner et al., 2010) et le Biélorussie (Nosnikau et al., 2018). Une fois de plus, l'augmentation de la fréquence de ces tempêtes convectives dommageables est probablement liée à l'augmentation des températures de surface en été.

Pour la France, il semble que les vents extrêmes dans l'Atlantique Nord pourraient continuer à augmenter, de sorte que, par le passé, les vents extrêmes rares deviendront plus fréquents (Haarsma et al., 2013). On prévoit que les ouragans pourraient devenir plus fréquents dans le Golfe de Gascogne (Figure 12) entre août et novembre (Figure 13) mais aussi pendant la période normale de tempête, de décembre à février. La conséquence est que des vents plus forts pourraient devenir plus fréquents le long de la côte atlantique et à une période de l'année qui n'est normalement pas associée à des vents extrêmes. Cet effet, couplé au rallongement de la saison de végétation, pourra rendre les feuillus plus vulnérables étant donné que leur feuillage est encore présent en automne (augmentation de la charge au vent).

La saison de végétation va être prolongée à cause du changement climatique, ce qui est favorable à la productivité de la forêt. Cela va entraîner aussi des événements pouvant affecter négativement cette productivité : sécheresse, feu et attaques d'insectes.

## Tropical cyclone tracks and intensities for the hemispheric seasons ending in 2018

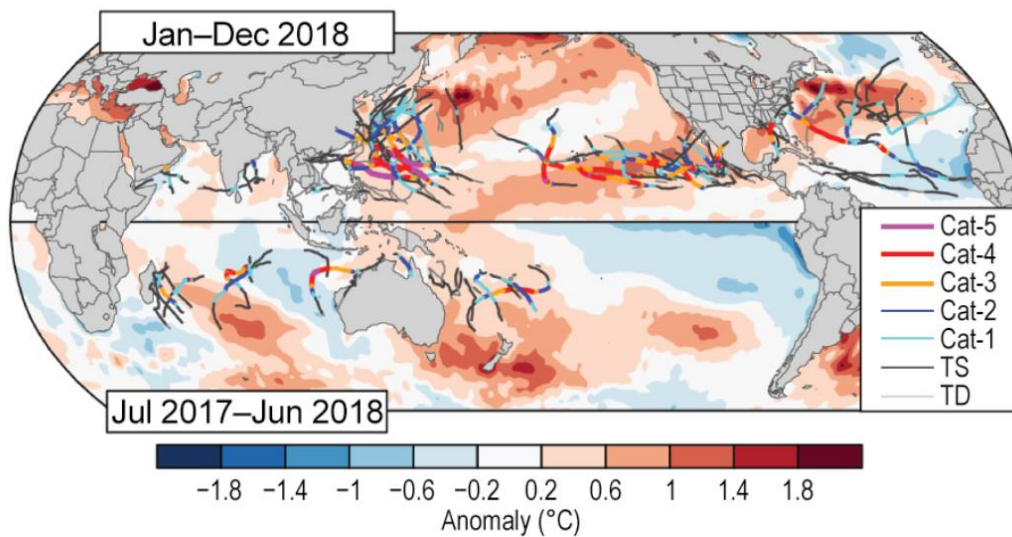


Figure 11: L'activité des cyclones tropicaux en 2018 montre une augmentation de l'activité dans l'Atlantique Nord (Blunden and Arndt, 2019)

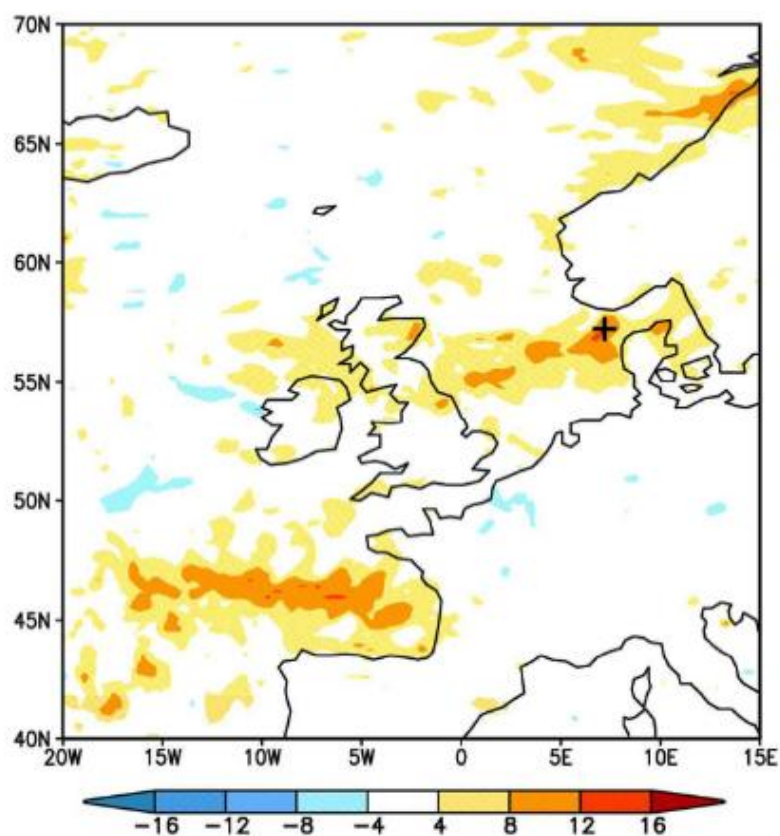


Figure 12: Variation de la vitesse du vent ( $\text{m.s}^{-1}$ ) pour la période août-octobre entre les conditions futures et actuelles. Source: (Haarsma et al., 2013).



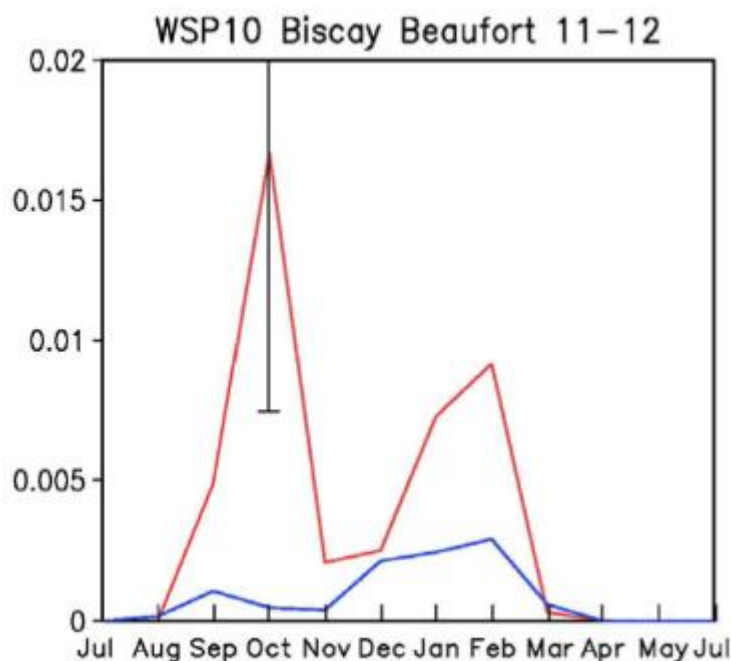


Figure 13: Distributions de fréquence de la vitesse du vent à 10 m pour les conditions actuelles (bleu) et futures (rouge). Source: (Haarsma et al., 2013).

Malgré le suivi régulier des tempêtes mis en place depuis les années 70, il est difficile de définir clairement la relation entre le changement climatique et les tempêtes, du fait du manque de données et de la faible occurrence des tempêtes (Biot et al., 2009).

En conclusion, l'ensemble des changements prévus sont des projections encore variables mais les principales répercussions seraient (Gardiner et al., 2013).

- Un déplacement des tempêtes vers le nord de l'Europe
- La hausse des températures et l'augmentation des précipitations en hiver. Ceci va conduire à une plus grande instabilité des arbres du fait de la saturation des sols en eau.
- Une augmentation de la vulnérabilité des forêts due à l'âge plus élevé des peuplements, à l'accroissement de la taille des arbres et l'augmentation du volume sur pied des forêts.

Nous observerons aussi une augmentation de l'occurrence des vents du sud à l'automne. Ces vents sont typiquement sèches et augmentant le risque incendie.

## 1.6) Outils et données disponibles pour l'aide à la décision

Différents outils d'aide à la décision existent que ce soit en prévention, en gestion de crise ou en aménagement post-tempête. Par exemple, ForêtTempête est une version de la logiciel ForestGALES (Gardiner et al., 2004) en français (<https://nextcloud.iefc.net/index.php/s/gmkz8T2XPmEGwXg>), qui permet de simuler le risque de chablis en fonction du vent. L'outil détermine une vitesse critique de vent au-delà de laquelle les arbres commencent à tomber. Basé sur un modèle mécaniste autonome, la vitesse critique est calculée en fonction des caractéristiques du peuplement et du site. Le risque de chablis est alors estimé en combinant des données climatiques (réelles ou théoriques) au

modèle. L'outil a été adapté particulièrement pour les forêts de conifères (pin maritime, pin sylvestre, pin laricio, sapin Douglas,...) du sud-ouest de la France et peut être utilisé à différentes échelles spatiales (Meredieu et al., 2014)

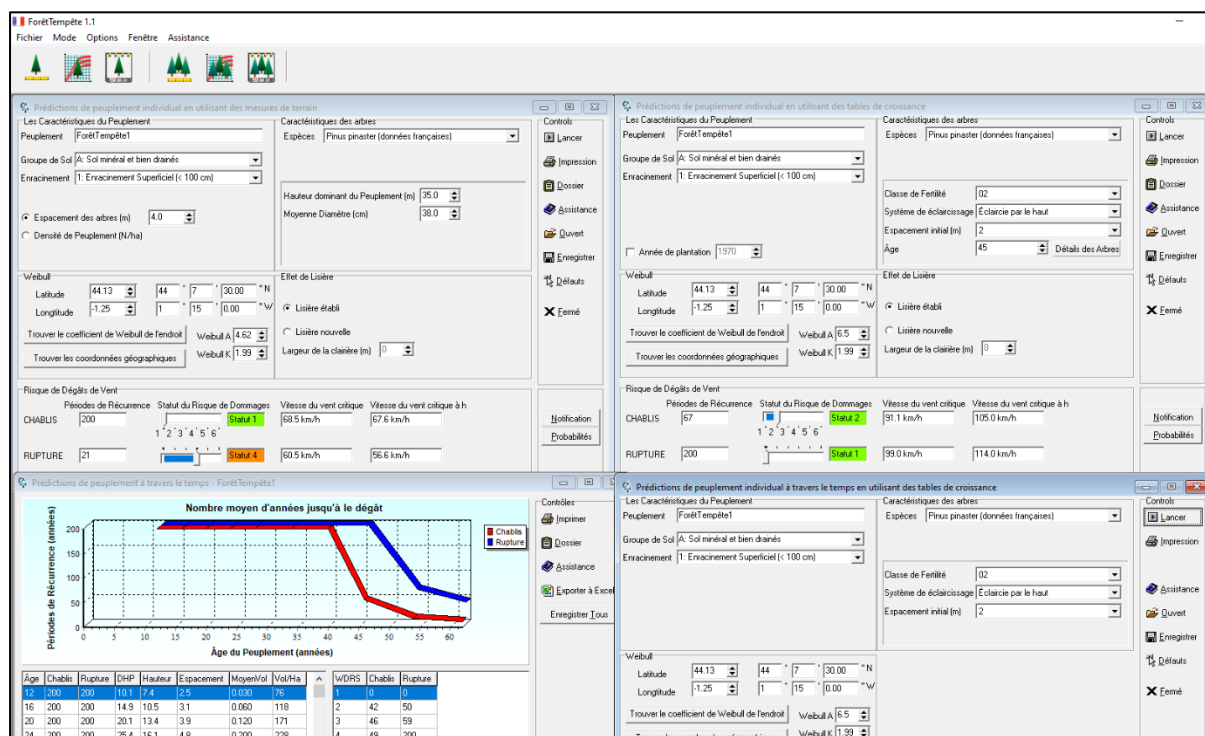


Figure 14: ForêtTempête 1.1 : Logiciel de calcul du risque de dégâts des forêts par le vent.

L'outil peut également être utilisé dans une version conçue pour fonctionner avec le logiciel R (FG\_R) afin de permettre une intégration facile avec d'autres logiciels. Par exemple, FG\_R peut être utilisé avec le tableur Excel® rendant ainsi l'outil plus accessible aux sylviculteurs. La version Excel prend notamment en compte les modèles de croissance des peuplements de pin maritime (Figure 15). ForêtTempête peut être utilisé sur la plateforme de simulation CAPSIS (Dufour-Kowalski et al., 2012; Gardiner et al., 2010; Locatelli et al., 2017). La version CAPSIS permet de simuler la croissance des peuplements en fonction de différents critères spécifiés (ex. : type de peuplement, gestion sylvicole appliquée, ...) (Cucchi et al., 2005).

## Gestion du risque tempête en Nouvelle Aquitaine

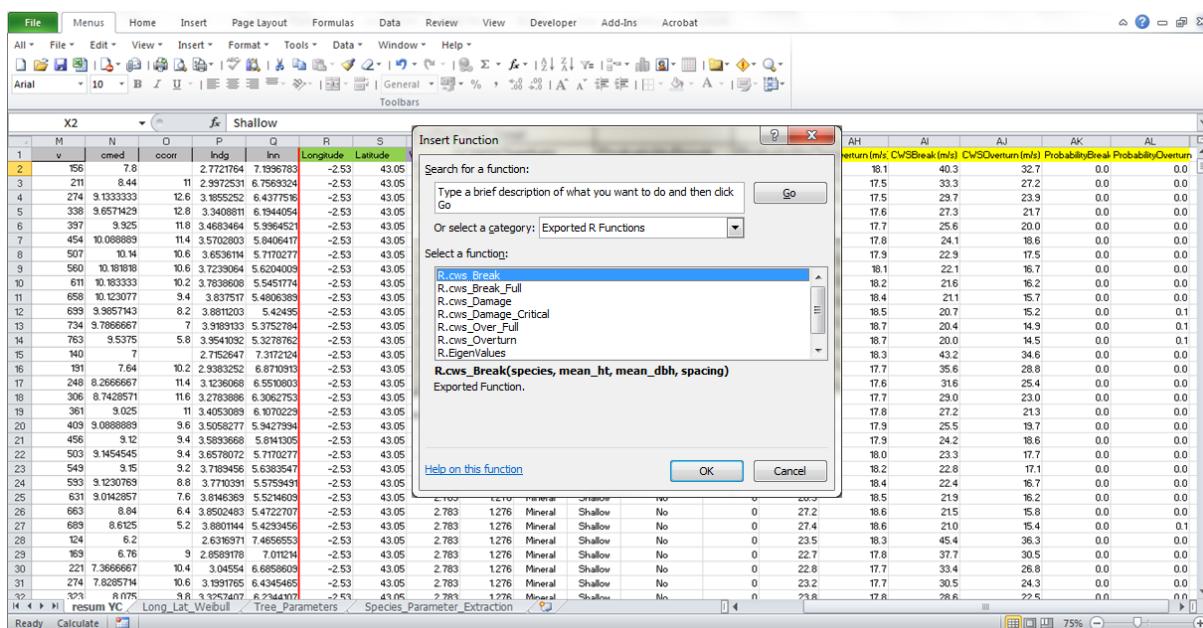


Figure 15: ForêtTempête en Excel

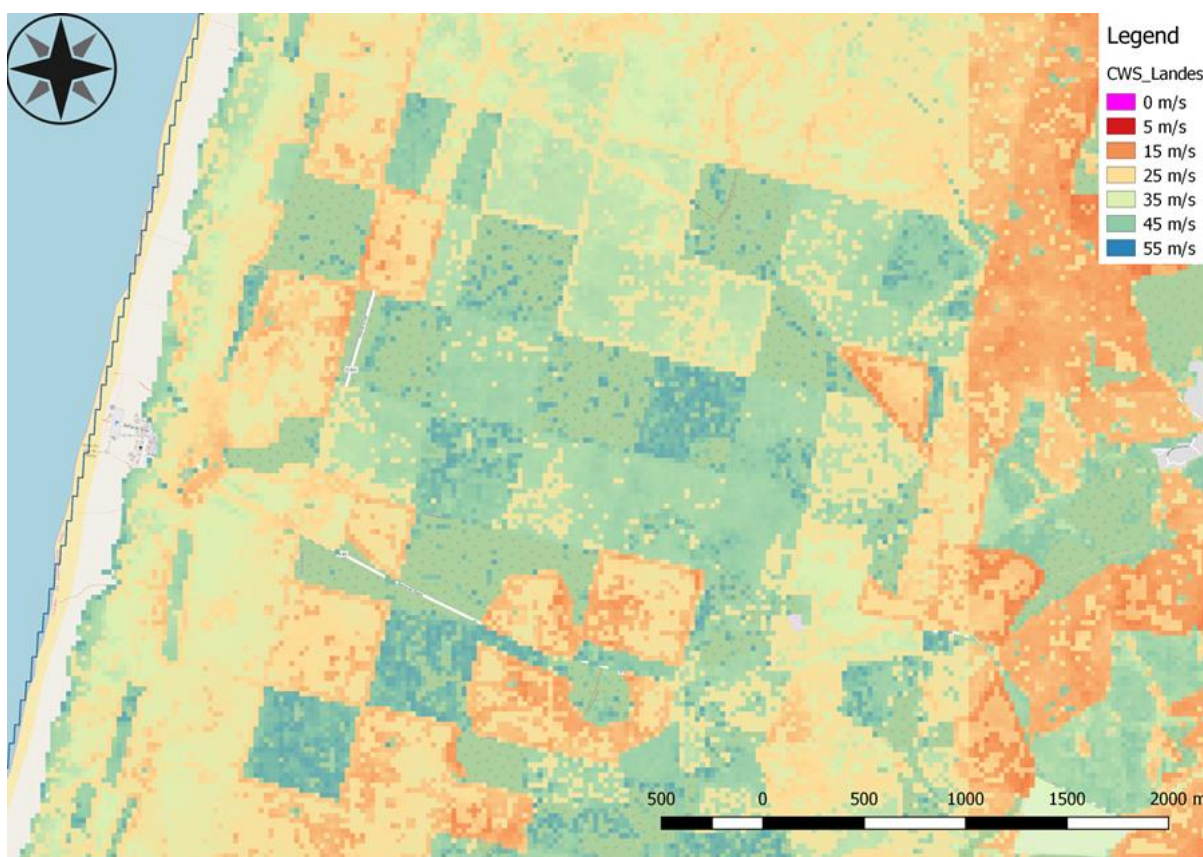


Figure 16: Vitesse critiques du vent pour les dégâts dans QGIS connecté à ForêtTempête. Les données sur la hauteur des arbres ont été obtenues d'après de LIDAR.

Le LiDAR est un autre outil de télédétection qui peut être utilisé en gestion du risque tempête. Cet outil offre l'avantage de collecter des données géographiques et dendrochronologies avec une bonne précision spatiale de manière objective et rapide. L'outil peut être utilisé pour obtenir des données à différentes échelles spatiales et son coût d'achat d'images reste compétitif. L'Observatoire de la Côte Aquitaine (OCA) et l'Institut Géographique National (IGN) ont utilisé cet outil pour l'analyser des dégâts de tempêtes sur les peuplements forestiers après la tempête Klaus. La Figure 4 et la Figure 16, les données LiDAR de la hauteur des arbres ont été utilisées avec le logiciel ForêtTempête pour cartographier les vitesses de vent critiques des peuplements de pins maritimes dans les Landes.

Le développement de la cartographie via l'utilisation du SIG (Système d'Information Géographique) permet d'obtenir un outil d'aide à la décision complémentaire à la modélisation. C'est un système permettant de compiler un grand nombre de données pour en obtenir des cartes prédictives utiles aux gestionnaires forestiers. Cela a été utilisé dans les Vosges après les tempêtes de 1999 pour obtenir rapidement une pré-cartographie des stations et donc de déterminer les essences les plus adaptées au milieu (Biot et al., 2009). De plus, des cartes sont à disposition (IGN : <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique263>) représentant les dégâts de la tempête Klaus, les arrêtés de catastrophes naturelles (tempêtes), le type de sol et de peuplements présents en Nouvelle-Aquitaine. L'outil peut être utilisé avec la version de ForêtTempête FG\_R, pour créer de cartes des risques (Figure 16). Il offre ainsi l'avantage d'avoir un support visuel géolocalisé des risques.

Les gestionnaires forestiers pourront utiliser de plus en plus ces modèles afin de déterminer rapidement le niveau de risque actuel et l'impact des plans de gestion sur la vulnérabilité des peuplements forestiers.

## Recommandations à l'échelle du petite territoire et propriété

L'ensemble des recommandations listée ci-dessous visent à réduire l'impact des tempête sur les forêts. Etant donné une périodicité des tempêtes dévastates relativement longue. Il possible d'agir pour réduire les dégâts causés par les tempêtes.

### 2.1) Recommandation pour les coupes de la manière suivante

#### 2.1.1 Ordre et dimension des coupes rases

L'ensemble des mesures sylvicoles conseillées sont valables face à un risque modéré et donc pour des tempêtes hivernales considérées comme « normales » ou non-exceptionnelles (Gardiner et al., 2013b).

Lors de la réalisation de coupes rases ou d'éclaircies, l'exposition des peuplements au vent augmente (plus grande surface de lisière, effet entonnoir, adaptation des arbres nouvellement exposés).

(Quine et al., 1995) recommandent de:



- Si possible, abattre les peuplements jusqu'à une lisière existantes ou jusqu'à les routes, rivières, jeunes peuplements, ou paysage ouverts. Évitez de créer de nouvelles lisières dans un peuplement existant.
- Si possible et économiquement rentable, couper les cimes des arbres nouvellement exposés au vent en lisière pour réduire la force des vents.
- Réaliser une coupe rase sur une grande surface plutôt que plusieurs coupes sur des petites surfaces. Eviter de créer des lisières ou des couloirs qui peuvent concentrer le vent dominant et causer des dommages (effet entonnoir). Les peuplements forment des barrières pour le vent et le vent est forcé de passer dans les couloirs à grande vitesse provoquant des dommages importants sur les arbres à proximité (Figure 5).
- Privilégier la récolte des peuplements les plus vulnérables. Commencer avec les peuplements sous les vents.
- Avoir une gestion globale de l'ordre des coupes afin d'éviter d'exposer au vent un peuplement non acclimatés à la suite d'une coupe rase lorsque la propriété est fragmentée.

Sur un terrain plat, il a été démontré qu'une gestion par coupes progressives en bande (Système de récolte/régénération progressive/Strip Shelterwood System : Figure 17) contre le vent dominant à une efficacité raisonnable. Cette méthode de récolte fonctionne à la fois pour la régénération naturelle et artificielle. Les récoltes se déroulent en bandes linéaires progressant contre le sens du vent dominant. Elles incluent généralement des coupes de préparation, de régénération et de retrait. Des coupes de préparation de lisière<sup>1</sup> sont ajoutées pour réduire le risque de chablis. Cependant, ce système est efficace seulement si un aménagement à l'échelle du paysage est réalisé demandant une bonne coopération entre sylviculteurs.

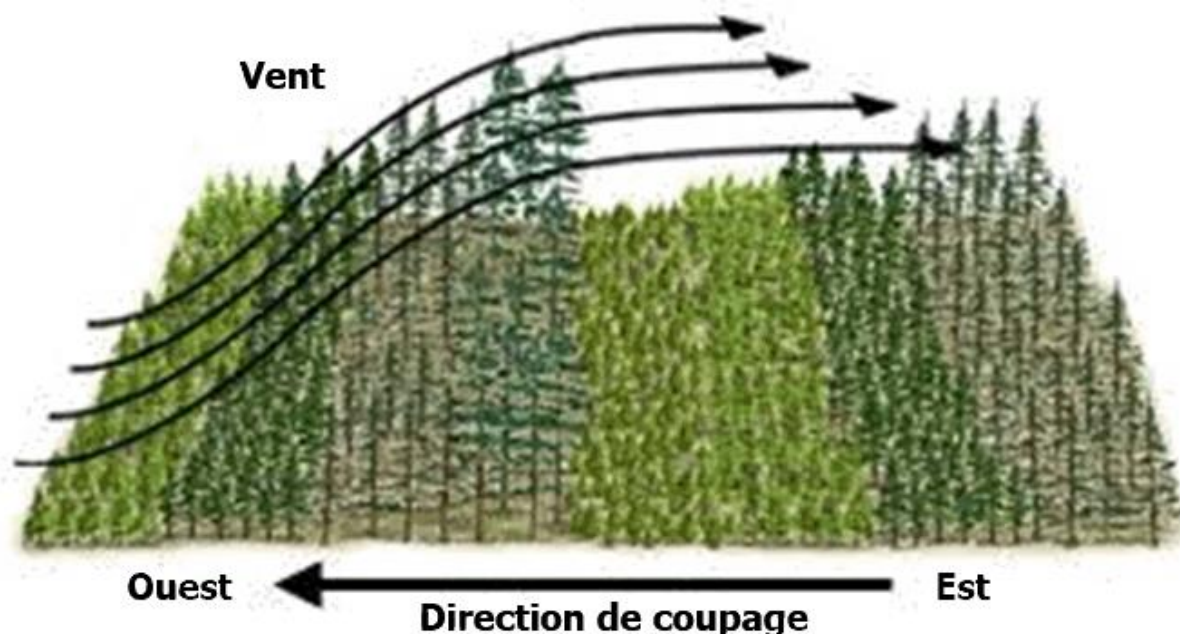


Figure 17 : Système de silviculture avec récolte (coupage) progressive (Strip Shelterwood Silvicultural System).

<sup>1</sup> L'abattage d'une bande étroite entre deux peuplements afin d'augmenter la résistance au vent de l'un avant que l'autre ne soit abattu (Quine et al., 1995)



Source : British Columbia Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations Resource Practices Branch (2018)

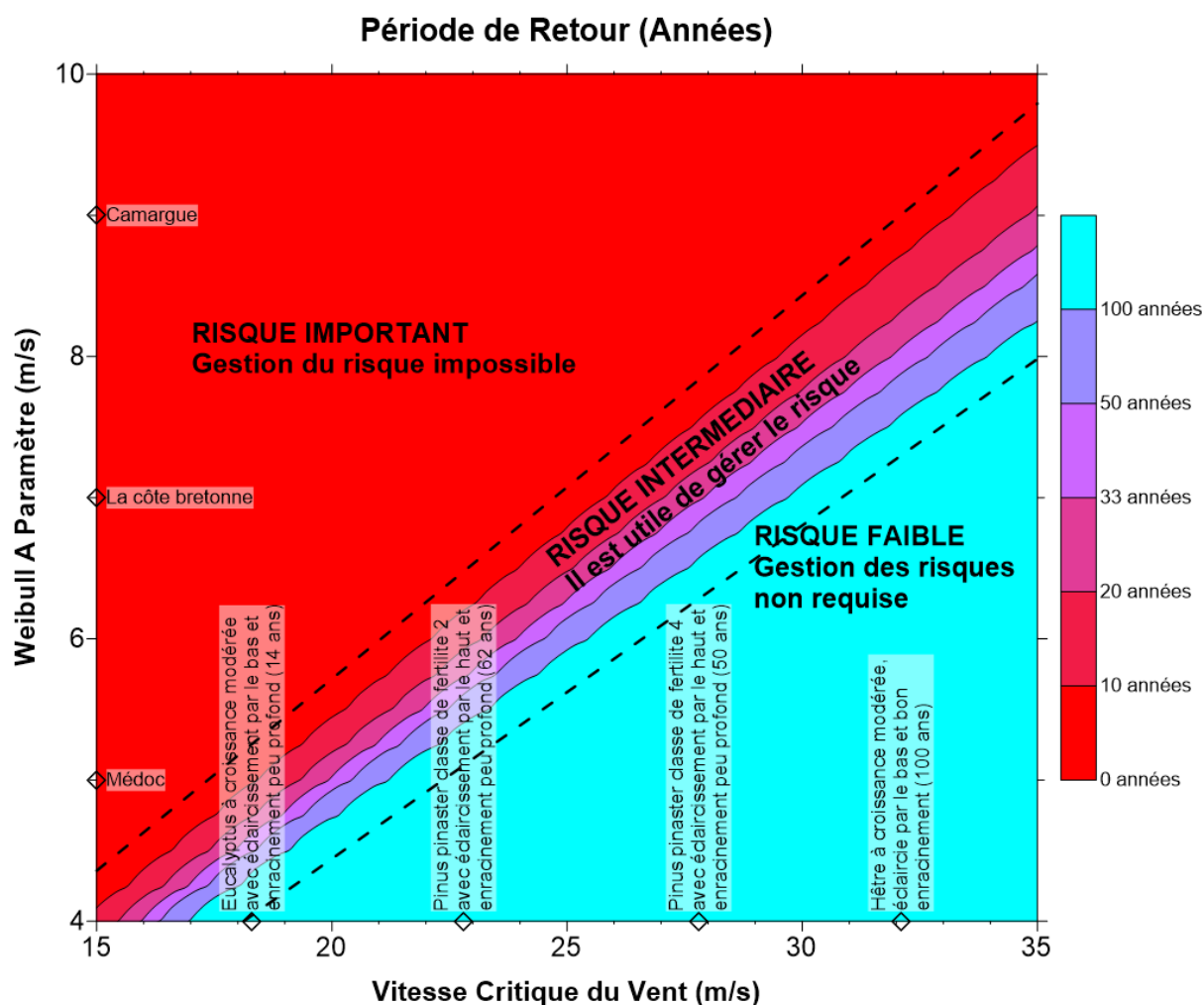


Figure 18 : Nombre moyen d'années entre les dégâts pour des forêts de vulnérabilité différente et avec des climats différents. Source: (après Gardiner et al., 2013)

### 2.2.2 Entretien lisière

Une lisière au vent dominant peut protéger le peuplement qui se trouve derrière elle, cependant pour que cet effet soit efficace, il est nécessaire de (Quine et al., 1995) :

- Avoir une lisière perméable et de hauteur homogène pour réduire au maximum les turbulences. Cela est réalisable avec un étage des arbres et une densité de peuplement plus faible (possible aussi avec la présence de feuillus perdant leurs feuilles en hiver) (Dupont and Brunet, 2008; Gardiner and Stacey, 1996).
- Faire de coupes étagées (coupé aux déchets), en période de faible risque, pour préparer des lisières et les rendre plus résistantes (Quine et al., 1995). La largeur de la bande doit être égale à la hauteur des arbres.
- Eviter d'avoir des lisières de forme concave ce qui va accélérer le vent.

- Minimiser au maximum la longueur et le nombre de lisières au vent pour réduire la surface exposée au risque et limiter les situations hétérogènes vectrices de turbulences.
- Plus la lisière est haute, plus la forêt sera protégée. Mais une lisière abrupte provoque de la turbulence et une zone de protection réduite. Un bord poreux réduit le niveau de turbulence et offre une meilleure protection (Dupont and Brunet, 2008; Gardiner and Stacey, 1996).

Il est conseillé de diversifier les essences présentes en lisière pour lisser son profil . Cela peut se faire par des plantations de feuillus (le chêne est, par exemple, utilisé dans les Landes de Gascogne) ou de conifères adaptés au site et à croissance lente. De plus, l'implantation d'espèces feuillues en lisière permet d'obtenir une meilleure perméabilité en hiver et donc une forêt avec une résistance au vent supérieure.

### 2.2.3 Impact des infrastructures linéaires

La construction de nouvelles routes peut avoir un impact fort sur le peuplement dû à l'augmentation de la vitesse du vent dans ce type de structure. La vulnérabilité du peuplement est aussi affectée par la fragilité des peuplements en lisière de cette nouvelle route, car ils ne sont pas acclimatés à ces régimes de vents.

Les discontinuités dues aux structures linéaires génèrent une augmentation des turbulences et de leurs complexités favorise le risque lié au vent. Plus l'espace créé par les structures est grand, plus la charge du vent est conséquente sur la forêt et donc le risque de chablis élevé.

### 2.3.4 La zone péri-urbaine

L'expansion urbaine a mené à une modification de la vision de la forêt péri-urbaine utilisée maintenant à des fins récréatives. Cette dernière a généralement une structure de canopée complexe ainsi qu'une grande hétérogénéité et fragmentation des peuplements (petite forêt, zones ouvertures, arbres isolés, lisières...). Ceci favorise des turbulences et une accélération de la vitesse du vent et des rafales locales qui augmente le risque lié au vent. (Dupont and Brunet, 2006). Il sera donc important de gérer l'expansion urbaine en collaboration avec les forestiers.

Les milieux agricoles sont généralement des champs ouverts. Leurs effets sont comparables à de larges et intenses coupes rases lorsque ces zones sont proches des milieux forestiers. Ces ouvertures ne contribuent pas à la réduction de la vitesse du vent et augmentent le risque lié au vent.

## 2.2) Impact des usages du sol

Il est aussi important de prendre en compte les peuplements à conserver et leur gestion, en fonction de plusieurs facteurs (topographie, exposition, sols, ...) :

- En cas de présence de terrains vallonnés il est conseillé d'éviter les crêtes (exception aux peuplements acclimatés).
- En cas de grande vallée, éviter les pentes convexes où le vent subit de fortes accélérations
- En cas de terrain de montagne, éviter toutes collines de fond de vallée pour éviter l'effet entonnoir.
- Préférer la diversification du type, de la taille et de l'âge des peuplements pour répartir le risque et diminuer l'impact des tempêtes
- Éviter les sols humides et au labour profond et partiels qui rend les peuplements plus sensibles au risque tempête car les racines se développent majoritairement dans le sens des sillons du labour.
- Pour les sols où le développement racinaire sera limité (nappe phréatique haute, substrat rocheux haut, forte teneur en fer...), une préparation du site sera nécessaire (voir chapitre 3.2)

Les sols forestiers sont majoritairement des sols pauvres et peu profonds, héritage d'une déprise agricole ou de sites délaissés par ce secteur. La stabilité d'un peuplement dépend de son ancrage racinaire. Sur un sol pauvre, le développement racinaire est limité ce qui augmente le risque de chablis. Cependant, la plantation sur d'anciennes terres agricoles peut poser des problèmes en raison des niveaux élevés d'éléments nutritifs (voir chapitre 1.2). Cela peut réduire la profondeur du développement des racines menant à des peuplements avec une résistance réduite.

Pendant les tempêtes, il pleut généralement beaucoup. Dans les zones à sols compactés ou dans les zones périurbaines, le ruissellement des eaux peut être important et les drains bloqués, ce qui crée des inondations localisées. Cela réduira la résistance du sol et entraînera un déracinement (Dobbertin, 2002; Ray and Nicoll, 1998).

Si le risque est trop élevé sur certains emplacements, il est préférable de ne pas implanter de forêt par manque de rentabilité. Il est essentiel de conserver les archives des dommages des tempêtes précédentes afin de cartographier et d'analyser le risque. Des cartes sous format SIG sont à disposition sur le Géoportail recensant les dégâts de la tempête Klaus.

La Figure 18 démontre que le risque de chablis dans un peuplement varie avec sa localisation. Ainsi par exemple, le risque de chablis est plus élevé sur la Camargue comparativement au Medoc. Par conséquent, il est toujours utile d'utiliser un outil tel que ForêtTempête (voir chapitre 1.6) pour calculer le risque à tout âge d'un peuplement forestier.

### 2.3) Microtopographie pour l'installation des peuplements

En Nouvelle-Aquitaine, les caractéristiques du vent sont considérablement modifiées en fonction de la topographie plus ou moins complexe du milieu et affectent le risque de chablis. En effet, n'importe quel arbre peut se renverser avec un vent assez puissant même si l'occurrence du phénomène est très rare. De plus, la vitesse et la direction du vent peuvent changer lorsque le vent s'engouffre dans les vallées. L'accélération du vent peut être destructrice à mi-pente.

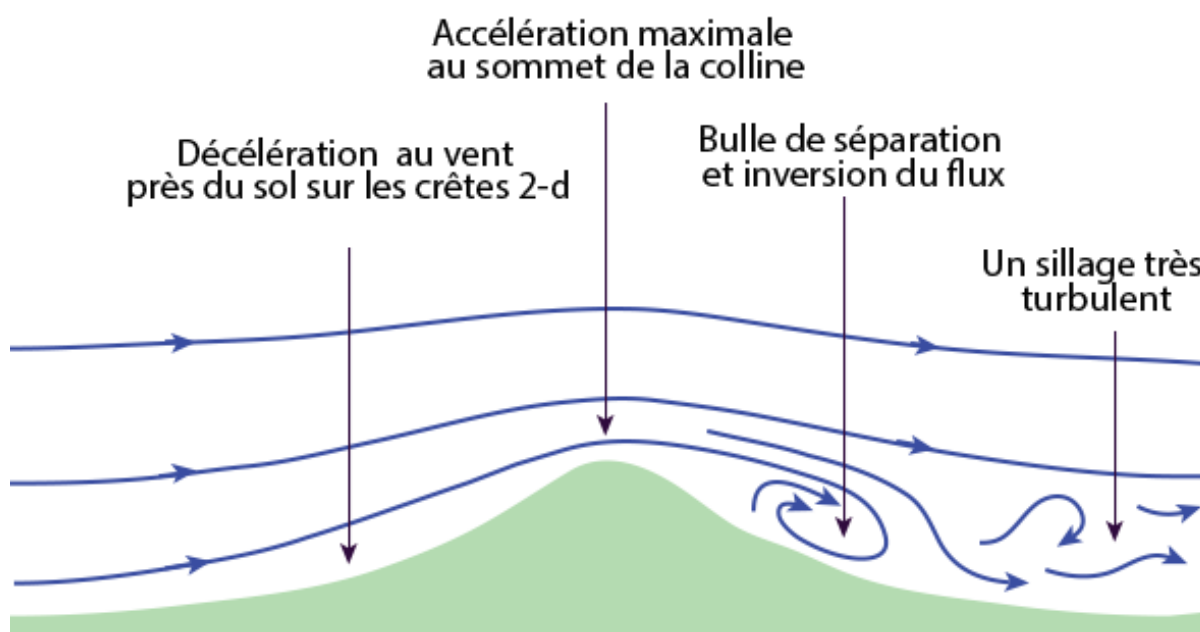


Figure 19: Flux d'air sur une colline (Gardiner et al., 2016).

Dans le cas d'une colline avec couvert forestier et pente modérée (environ 10%) Figure 19, il est recommandé (Gardiner et al., 2013):

- D'éviter d'installer de nouveaux peuplements au sommet d'une pente exposée au vent dominant car de fortes rafales de vent peuvent pénétrer dans la canopée et endommager les arbres (Gardiner et al., 2016).
- D'utiliser les zones au sommet des collines du côté sous le vent où les vitesses de vent sont inférieures car les arbres incitent le flux d'air à se séparer de la pente.
- D'implanter des peuplements en bas de pente exposée au vent dominant car la vitesse y est plus faible qu'au sommet et cela va diminuer sa vitesse au sommet. Cela permet de considérer la mise en place de plantations en sommet de colline (Quine et al., 1995).
- Placer les peuplements les plus vulnérables en exposition est car la majorité des vents provient de l'ouest en Aquitaine (voir chapitre 1.3)
- De ne pas utiliser un « Système de silviculture avec coupe progressive » car la direction et la vitesse des vents sont trop imprévisibles.

Le paysage des Landes est composé de microcrêtes de plusieurs dizaines de mètres de long (10 à 50m) sur quelques centimètres de haut (0.3 à 1.5m) (Danjon et al., 2005). Cette microtopographie locale entraîne chez le pin maritime une instabilité variable due à la présence de deux types de sols différents (Birot et al., 2009):

- Pour les peuplements situés plus hauts (microcrêtes), l'alias est à environ 90 cm de profondeur. Le pin maritime développera une pivot et des racines horizontales avec de nombreuses racines à platine. L'ensemble du système enferme le sol comme une cage.

Néanmoins, la brisure de l'alias permettrait un meilleur développement racinaire, par exemple le sous-solage permet d'augmenter la prospection racinaire de 40 à 50 cm.

- Pour les peuplements aux points les plus bas, la profondeur des racines des arbres varie selon le niveau de la nappe phréatique. En cas d'engorgement hydrique, on observe le développement de racines traçantes, et des racines horizontales. Or les racines traçantes offrent peu d'ancrage racinaire et créent une forte instabilité de l'arbre.

Il est fondamental de toujours adapter la gestion sylvicole en fonction de la station et des micro-variations locales.

## Recommandations à l'échelle des peuplements

### 3.1) Impact des différents choix de gestion

#### 3.1.1 Choix des espèces

Plusieurs études ont montré une plus grande résistance des feuillus au risque de chablis comparativement aux résineux (e.g. Gardiner et al., 2013; Nicoll et al., 2006; Peltola et al., 2000). En effet, les résineux ont un feuillage persistant pendant les tempêtes hivernales et des hauteurs plus élevées, ceci augmente leur charge au vent. Normalement, les conifères sont plus vulnérables que les feuillus, mais quelques essences tel le sapin ont des résistances au vent équivalentes ou supérieures aux certains feuillus (exemple : sapin > châtaignier). Parmi les conifères, les épicéa et Douglas comptent parmi les plus vulnérables, tandis que les sapin et les mélèzes comptent parmi les plus résistants. Parmi les feuillus, le peuplier et le châtaignier comptent parmi les plus vulnérables, et les chênes, le charme et le frêne parmi les plus résistants.

Tableau 1 (page 14) présente un résumé de références comparant la vulnérabilité relative de différentes espèces. Pour comparer deux espèces, sélectionnez d'abord une espèce en rouge et trouvez le nombre de références par rapport à une autre espèce en bleu. Ensuite, sélectionnez la deuxième espèce dans la liste rouge et comparez-la à la première espèce de la liste bleue. La différence du nombre de références indiquera laquelle est considérée comme la plus stable. Il est toujours nécessaire de tenir compte de la vulnérabilité relative lors du choix des espèces. Cependant, le premier critère à prendre toujours en compte est l'adaptation de l'essence à la station (Biot et al., 2009).

Il est important de garder à l'esprit que les vulnérabilités relatives fournies dans le tableau 1 sont souvent basées sur des observations après des tempêtes pour des arbres poussant peut être dans des conditions différentes et gérés de différentes manières. En effet, la stabilité des arbres dépend de beaucoup d'autres critères autres que l'essence tel le mode de gestion, le sol, la localisation, etc. Ainsi, une essence peut être classée comme résistante de par son mode de gestion (exemple : taillis donc plus faible hauteur), la localisation des peuplements dans des zones peu exposées au risque ou le sol permet un bon ancrage racinaire et donc favorise une meilleure résistance. Cette même essence dans



d'autres conditions aurait une résistance et risque différente et inversement (exemple : les peuplements de pins maritime sont considérés vulnérables car ils ont généralement une hauteur dominante élevée et sont plantés sur des sols humides où le développement racinaire est limité.)

### 3.1.2 Régénération artificielle

Lors d'une régénération artificielle, il est primordial de planter correctement les semis car cela va fortement influencer la stabilité du peuplement. En effet, le type de contenant des semis, les conditions de cultures, la période dans l'année et la technique de plantation sont des facteurs influençant le développement racinaire et donc la stabilité des arbres (Landmann et al., 2010).

Dans le cas d'une futaie régulière ou d'un TSF, il est préconisé de :

- Etablir un peuplement dense (effet bloc) car cela offre une résistance au vent plus importante (Biro et al., 2009). En effet, la prise au vent des houppiers sera plus faible, les oscillations seront amorties par les houppiers voisins et l'ancrage racinaire sera meilleur grâce au maillage racinaire (meilleur rapport partie aérienne – système racinaire). Cela réduit certes le nombre de chablis mais augmente également le nombre d'arbres penchés.

- Commencer à éclaircir tôt le peuplement forestier.
- Effectuer des éclaircies légères fréquentes dans les peuplements et pas des éclaircies fortes et rares.

Le développement de l'amélioration génétique (amélioration pin maritime landais et variété Landes x Corse) permet de réduire le risque lié au vent grâce à :

- Une meilleure rectitude des bois
- Un développement des courtes révolutions (8 à 12 ans), avec une production supérieure (15 m<sup>3</sup>ha-1an-1 (Colin et al., 2009)
- Une réduction des courbures basales entraînant un fort développement racinaire et donc un meilleur ancrage.

### 3.1.3 Régénération naturelle

La régénération naturelle correspond à « la réimplantation d'un peuplement forestier ou d'une culture forestière par des semences auto-semées, ou par des taillis ou des drageons. » (IUFRO). Cette régénération a de nombreux avantages (Landmann et al., 2010; Lesgourgues and Drouineau, 2009), tels:

- Limite les frais de reconstitution post-tempête si les semis naturel est bien venant
- En particulier sur landes sèches (ou mésophiles)
- Meilleure conformation des pins (branches plus fines)
- Biodiversité génétique plus riche
- Un ancrage racinaire légèrement meilleur. Mais doit être éclaircie pour maintenir la stabilité.
- Meilleure stabilité initiale des semis du fait de l'absence de déformations racinaires

Néanmoins, les peuplements en régénération naturelle ont un cycle de production plus long (signifiant une plus grande exposition au risque tempête) et ne peuvent pas profiter de l'amélioration génétique, et génèrent des coûts de dépressage.

#### 3.1.4 Préparation du site

La préparation d'un site pour la stabilité est primordiale dans certains cas pour permettre un bon développement racinaire du peuplement. Dans les Landes, l'alias limite la croissance des arbres. L'ensemble des consignes pour la préparation du site sont (Quine et al., 1995):

- Réaliser un buttage ou une scarification par plaques où le développement racinaire est limité. Si présence d'horizons hydromorphes ou de sols lourds, utiliser le système de « moling », permettant de drainer l'eau en faisant des drains souterrains.
- Si le terrain était anciennement agricole, ajouter des drains ouverts en plus du système déjà en place et rompre tout horizon induré.
- Pour les podzols, réaliser un mélange superficiel du sol et de l'humus grâce à une charrue à dents espacées
- Pour l'entretien des espacements, ne pas réaliser de travail du sol qui pourrait endommager les racines et tasser le sol.
- Utiliser avec parcimonie le rouleau Landais, qui déstabilise la cohésion du sol de surface

Cependant, ces méthodes ne sont pas recommandées pour toutes les essences, par exemple le chêne ne nécessite pas ce travail car ses racines se développent sur des sols à structure compacte.

Les observations faites à la suite des tempêtes montrent que :

- Sur un sol peu profond et/ou hydromorphe : le risque de chablis est haut mais les dégâts résultant sont faibles. Cette caractéristique est utilisée à Canterbury en Nouvelle-Zélande comme méthode de gestion sylvicole. Il est préconisé dans cette région d'avoir un enracinement superficiel afin de réduire les dommages (Martin and Ogden, 2006).
- Sur sol sain et profond : le risque de chablis est moindre mais le risque de volis par arbre est plus important

#### 3.1.5 Qualité du drainage

Le drainage permet d'évacuer artificiellement et rapidement le volume d'eau présent dans le sol. L'évacuation se fait généralement via des canaux ou fossés prévus à cet effet, l'objectif étant d'augmenter la profondeur à laquelle se trouve la nappe phréatique et de réduire la teneur en eau de la partie supérieure du sol. Un drainage de qualité permet d'aérer le sol et de le rendre plus résistant (Quine et al., 1995). De plus, la profondeur prospectable par les racines et donc la stabilité des arbres est augmentée grâce au drainage et à la restructuration des éléments grossiers. Il est crucial de bien dimensionner le système de drainage car il peut y avoir des conditions de stress hydrique en été dû à un abaissement trop grand de la nappe phréatique.

#### 3.1.6 Lisières

Comme mentionnés aux chapitres 1.2 et 2.1, le rôle des lisières est primordial pour la protection des peuplements contre le vent d'où l'importance de les conserver, les gérer et les diversifier. De manière générale, il est recommandé de :

- Mettre les lisières progressivement en place dans les nouveaux peuplements durant les phases d'éclaircies avec des coupes de préparation de lisières afin d'avoir la meilleure adaptation et résistance des arbres.
- Placer, si possible, les lisières qui sont destinées à rester à long terme sur des sols profonds.
- Laisser une bande non exploitée de 10 à 20m en lisière pour favoriser une dynamique naturelle d'installation d'essences pionnières (limite les coûts et accroître la diversité). Des plantations, de feuillus par exemple (chêne, bouleau, châtaignier...), peuvent être réalisées si la croissance est trop lente.
- Avoir une grande perméabilité du peuplement en lisière via une faible densité ou un fort élagage (**lisière filtre**) et un mélange d'essences. Un avantage de cette méthode est de ralentir le vent passant au-dessus de la lisière et donc le vent de retour vers le bas (Gardiner et al., 1996). Ce flux apparaît plusieurs mètres derrière la lisière causant de nombreux dégâts.

De plus, le rôle des lisières ne se limite pas à une fonction de protection contre les chablis, mais ont un rôle de protection phytosanitaire. Elles réduisent le développement des insectes ravageurs/maladies, de protection incendie (moindre inflammabilité des feuillus), de réservoir de biodiversité (utile pour la dissémination des graines et contribue à la reconstitution), d'habitat et de ressource alimentaire pour la faune, paysager (Lesgourgues and Chantre, 2009). Une valorisation économique est possible grâce aux lisières dans le cadre de la certification PEFC qui les prescrit.

Des projets innovants existent en Allemagne par exemple avec la mise en place de lisières avec des essences à croissances différente. Le but est de faire un effet tremplin sur le peuplement (**lisière tremplin**) en déviant le vent vers le haut afin d'avoir une transition progressive de la hauteur des arbres.

La forte fragmentation des propriétés privés en Nouvelle Aquitaine a pour conséquence une difficulté de mise en place de gestion à l'échelle du paysage et cela peut avoir des conséquences considérables sur l'exposition au vent. Par exemple, si un sylviculteur décide de réaliser une coupe rase à côté d'un sylviculteur voisin, son peuplement se retrouva brusquement exposé à des vents auxquels les arbres ne sont pas adaptés.

### 3.1.7 Traitement sylvicole

#### 3.1.7.1 Structure de la forêt

Les informations disponibles sur la corrélation entre la stabilité des peuplements et la gestion sylvicole suggèrent qu'il est avantageux, si possible, de pratiquer une gestion avec des peuplements contenant un mélange d'espèces (Jactel et al., 2017; Valinger et Fridman, 2011). Cependant, les preuves ne proviennent que d'un nombre limité de types de forêts en Europe centrale et en Scandinavie. Il existe également des preuves que les forêts comportant des arbres d'âges différents

présentent des avantages en termes de stabilité en raison de la présence de plusieurs couches de végétation (Gardiner et al., 2005). Cependant, cette gestion est difficile à mettre en œuvre pour les espèces héliophiles (pin maritime, sapin de Douglas, etc.). La sylviculture d'espèces mixtes et d'âges différents peut être pratiquée en bordure des parcelles forestières et peut être utile pour augmenter la stabilité des lisières (Gardiner et Stacey, 1996).

Il faut se rappeler que les espèces mixtes et les forêts mixtes sont généralement plus complexes à gérer. Ils peuvent également nécessiter plus de ressources et de dépenses de gestion. De plus, les différents produits de ces forêts doivent avoir des marchés si les forêts sont cultivées commercialement. Par conséquent, bien que les forêts irrégulières (espèces et / ou mélanges d'âge) puissent apporter certains avantages en matière de stabilité, ces avantages doivent être mis en balance avec la complexité potentiellement accrue de leur gestion.

### 3.1.7.2 Éclaircies

L'ouverture d'un couvert végétal a plusieurs répercussions possibles : l'augmentation de la rugosité et donc de la force du vent, diminution de l'amortissement entre houppiers... Un peuplement est plus vulnérable pendant les 2 premières années puis entre 2 et 5 ans, un début d'adaptation apparaît et entre 5 et 8 ans les arbres sont adaptés à cette nouvelle exposition. L'effet de l'éclaircie est fonction de l'âge et l'intensité de la coupe. Plusieurs études ont été réalisées à ce sujet (e.g. Albrecht et al., 2012; Gardiner et al., 1997; Wallentin and Nilsson, 2013), pour le pin maritime on trouve une différence de 20% du taux de dégâts entre une parcelle avec et sans éclaircie. Pour le douglas, on observe un fort taux de dégâts la 1<sup>ère</sup> année (35%) contre seulement 10% à partir de la 2<sup>ème</sup> année mettant en évidence la rapidité d'adaptation de cette essence. La vitesse d'adaptation étant proportionnelle à l'âge du peuplement, il est préférable de réaliser les éclaircies en début de plantation. Il est conseillé de procéder à une éclaircie sélective par le bas. En effet, la suppression des petits arbres n'affecte pas beaucoup la vulnérabilité des grands arbres restants, mais l'élimination de quelques grands arbres dominants peut accroître le risque pour les petits arbres codominants et dominés restants (Duperat et al., 2020).

Les feuillus sont moins sensibles à l'effet d'éclaircie que les résineux car leur couvert se ferme plus rapidement. Les éclaircies réduisent la résistance des arbres due au contact des houppiers mais cet espacement va permettre aux arbres d'augmenter leur diamètre et leur rigidité mettant en évidence le faible impact de l'espacement sur la stabilité générale des arbres. Par contre cela engendre une conséquence sur le type de dégâts. En effet, la résistance du tronc est proportionnelle au diamètre de l'arbre à la puissance 3 ( $\text{diam}^3$ ) donc un peuplement dense aura potentiellement plus de cassures que de chablis.

La priorité est :

- De ne pas retarder les éclaircies car il est intéressant de les réaliser lorsque le risque est encore faible (hauteur inférieure à 15m)
- Eviter les grosses éclaircies créant de grandes ouvertures
- Réduire au minimum les dégâts aux racines via l'utilisation de machines lourdes
- Pratiquer les éclaircies au printemps pour inciter une adaptation rapide

Si le peuplement est situé dans une zone à haut risque de chablis (zone rouge de la Figure 18), il est conseillé de ne pas éclaircir le peuplement. Toutefois, il peut être possible de recourir à une dépressage (éclaircie pré-commerciale) pour améliorer la stabilité du peuplement (Achim et al., 2005). Sinon (comme vu au chapitre 1.2) un système d'auto-éclaircie peut être pratiqué, cela a pour avantage d'avoir les mêmes résultats que pour une éclaircie classique mais sans la vulnérabilité impliquée par l'ouverture soudaine du milieu. La compétition va faire disparaître l'essence sacrifiée et favoriser l'essence désirée provoquant une réduction naturelle de la densité au sein du peuplement.

#### 3.1.7.3 Durée de révolutions et coupes rases

La tendance actuelle en Europe est une augmentation de l'âge des peuplements marchands ce qui a comme conséquence une hausse de la hauteur moyenne des arbres. Or, la hauteur influe substantiellement sur le risque de chablis. La présence d'une hauteur seuil au-delà de laquelle la quantité de dégâts est important nous indique la possibilité de réduire la vulnérabilité en diminuant le temps d'exposition et donc la durée de cycle de production. En France, les durées de révolutions sont de plusieurs dizaines d'années en moyenne (40 - 50 ans pour le pin maritime) or, plusieurs tempêtes peuvent survenir durant cette période. Il serait intéressant d'avoir plus d'informations sur le temps de retour des tempêtes ce qui permettrait d'adapter la gestion forestière en fonction de cet aléa. Mais les connaissances dans ce domaine sont encore approximatives et le temps de retour est difficilement définissable.

Un raccourcissement de la durée de révolution accompagné d'une sylviculture dynamique et d'une amélioration génétique (faible rapport H/D) permettrait de réduire le taux de dégâts en réduisant la hauteur moyenne des peuplements (Colin et al., 2009). De plus, lors des coupes rases, il est préconisé de réaliser les coupes rases de l'est vers ouest pour réduire la vulnérabilité des peuplements.

### 3.2) Gestion forestière des principales essences

#### 3.2.1 Pin maritime (*Pinus pinaster*)

A la suite des tempêtes de 1999, les premières conclusions sur les raisons du nombre de chablis ont été établies et montrent qu'une des conséquences majeures est la fragilité de l'ancrage racinaire. Plusieurs stratégies sont proposées aux sylviculteurs en fonction des moyens, besoins et attentes :

Il est prioritaire d'adapter sa gestion en favorisant le développement du pivot et des racines traçantes. (Colin et al., 2009) suggèrent:

- Assainir le sol en lande humide pour éviter l'engorgement du sol en eau. Il est toutefois nécessaire d'être modéré sur cette pratique qui peut engendrer des situations de sécheresse, cela reste cependant un risque mineur.



- Privilégier le mélange des essences (résineux-feuillus : chêne, pin Laricio, bouleau...) permettant de valoriser des zones vulnérables (lisières) ou de forte fertilité (ancienne surface agricole : plus d'informations chapitre 2.2)
- Réaliser les coupes rase dans le sens est vers ouest du fait de la direction du vent dominant
- Réaliser deux éclaircies fortes lorsque le peuplement est encore jeune en sachant que de nouveaux débouchés existent pour ces bois.
- Si vous utilisez le rouleau landais, n'utilisez pas un rouleau lourd car il peut endommager les racines superficielles.
- Favoriser la régénération naturelle accompagnée dans les trouées de chablis durant les 2 à 3 premières années. Après, il faudra songer à de la régénération artificielle (plus de stock de graines dans le sol) (Sardin, 2009)

Pour la région des Landes de Gascogne, la charrue à soc est majoritairement utilisée et fonctionne sur l'ensemble des landes (mésophiles, humides et sèches). L'espacement des lignes est d'environ 4m avec une profondeur de labour de 30cm afin de décompacter le sol et faciliter le développement racinaire. Un débroussaillage au préalable facilite le labour et le reboisement (Sardin, 2009). Deux types de labour sont pratiqués en fonction de la station :

- Pour les landes humides bien assainies et mésophiles, pratiquer un labour en plein au commencement du peuplement puis de réaliser des interventions culturales légères par la suite. En effet, si le système racinaire est endommagé, il ne pourra pas se reconstituer (Lesgourgues and Drouineau, 2009);
- Pour les landes mal drainées, de pratiquer un labour en bande car la dérayure des sillons permet de drainer le sol. Il est déconseillé de travailler l'interligne sous solage après plantation.

La stabilité des peuplements de pin maritime a été améliorée grâce à cette méthode car elle réduit la compétition entre arbres. La fragmentation de l'alisios peut aussi avoir des effets négatifs. Parfois, le pin maritime se sert de l'alisios comme support racinaire. Si et si la fragmentation n'est pas bien réalisée un déséquilibre racinaire peut apparaître et réduire la stabilité des arbres. Il est recommandé d'orienter les lignes de plantations dans le sens est-ouest car une meilleure résistance au vent a été observée dans cette direction.

Pour la région des Landes, ONF (2013) recommande pour le drainage:

- Avoir une profondeur de fossé comprise entre 0.5 et 1m
- Avoir un fossé large et ouvert environ tous les 400m (variable en fonction de la densité)
- Ceinturer la parcelle pour éviter l'engorgement du sol avec l'eau provenant de parcelles voisines.

Selon (Biro et al., 2009), les dégâts de la tempête de 1999 ont été dus en partie au mauvais entretien du système de drainage ce qui a facilité l'engorgement des sols et la réduction de stabilité des peuplements.

La régénération naturelle est utilisée depuis l'installation des forêts dans les dunes du littoral. Il est conseillé de recourir à ce type de régénération, cependant cela doit se faire sur des stations pouvant le permettre. Les landes sèches sont les mieux adaptées, mais il est possible aussi dans les landes humides. Lors de la reconstitution de la végétation suite à une tempête, il est conseillé de

garder les arbres ayant survécu qui pourront servir de porte-graines. Il est intéressant de sélectionner les meilleures tiges pour assister la régénération.

### 3.2.2 Sapin Douglas (*Pseudotsuga menziesii*)

Le sapin Douglas a été implanté en France au cours du 19<sup>ème</sup> siècle. Aujourd'hui, la France est la 1<sup>ère</sup> nation européenne productrice de cette essence. La production devrait être multipliée par 3 dans les 25 années à venir du fait de la demande croissante, il est donc nécessaire de développer et d'adapter une gestion sylvicole en fonction de l'ensemble des paramètres pour améliorer sa productivité.

Oswald (1984) recommandent de:

- Protéger les jeunes peuplements de Douglas (0 à 15 ans) au vent dominant grâce à des bandes progressives, du fait du faible développement racinaire. Après 15 ans, le Douglas forme un enracinement oblique et des charpentières augmentant considérablement sa stabilité.
- Ne pas éclaircir les peuplements dans les zones à haut risque (risque de chablis dès 10m de hauteur dominante) et favoriser les très courtes révolutions
- Pratiquer des densités de plantations inférieures à 1500 tiges/ha car le risque de chablis est proportionnel à la densité de plantation
- Avoir des peuplements où la hauteur dominante est inférieure à 30m car la hauteur est le premier facteur déterminant la stabilité d'un arbre
- Maintenir un rapport H/D inférieur à 75
- Réaliser des coupes de préparation de lisières car les peuplements sont plus vulnérables à la suite d'une éclaircie
- Pratiquer une gestion forestière en futaie irrégulière, au minimum sur les zones de lisières, si possible tout en privilégiant la régénération naturelle. Ce système permet de réduire la pénétration du vent au sein du peuplement, il est très bien développé en Bourgogne ou en massif montagneux et est applicable dans la Nouvelle Aquitaine en Poitou-Charentes.
- Réaliser des éclaircies pour soutenir le développement d'un sous-étage de végétation afin de réduire la charge au vent et réduire le nombre de gourmands.
- Diversifier l'âge des peuplements.

### 3.2.3 Chêne (*Quercus spp*)

Les chênes de Nouvelle Aquitaine se prêtent très bien à de multiples gestions forestières : taillis, futaie régulière ou irrégulière. Ils correspondent à ¼ du volume sur pied de Nouvelle Aquitaine (IGN, 2013j)

Peu d'informations existent sur la gestion des chênaies face au risque vent du fait de la grande résistance de cette essence. L'absence de feuilles en hiver réduit sa charge au vent et augmente donc sa résistance globale. Les chênes pédonculés et sessiles naturellement présents en Nouvelle Aquitaine sont considérés comme l'essence de feuillus la plus résistante au vent (Renaud, 2002) du fait de l'enracinement dense et profond (jusqu'à 1.7m). Les chênes peuvent développer leur système racinaire même sur milieu engorgé. De plus, on observe une adaptation de cette essence avec un

renforcement du système racinaire dans la direction du vent. Il est aujourd'hui difficile de prouver une relation entre la hauteur et le risque de chablis pour les chênes du fait de leur grande résistance.

Dans le cas d'un vent de 130km/h pour un peuplement de 30m de haut n'ayant pas eu d'éclaircie sur les cinq dernières années, on retrouve un taux de dégâts de 25% alors que si l'on réalise une éclaircie en prélevant 15% des bois, on observe un taux de dégâts de 43% (Biro et al., 2009). Il est donc recommandé de réaliser des éclaircies espacées dans le temps lorsque le peuplement est jeune.

Il est préconisé de pratiquer une régénération naturelle pour les peuplements de chênes car on observe un développement racinaire plus symétrique et donc une meilleure résistance au vent.

#### 3.2.4 Peuplier (*Populus spp*)

La région Nouvelle Aquitaine est la première région en terme de production de bois de peuplier avec 390 000m<sup>3</sup>/an (CRPF, 2019). On observe une hausse de la demande dans la région.

Les tempêtes de 1999 ont causé de nombreux dégâts sur les peupleraies françaises dont 1/3 en Poitou-Charentes (1.4 Mm<sup>3</sup> de bois abattus). Il existe des solutions sylvicoles pour améliorer la stabilité des peupleraies (Drouineau et al., 2000) :

- Drainer efficacement le sol car les peupleraies sont généralement situées proche des ripisylves et les racines des peupliers sont seulement superficielles.
- Commercialiser les arbres précocement (1.5 m<sup>3</sup>) où la rentabilité économique est la meilleure et éviter les peuplements trop âgés (surface foliaire trop grande). Au-delà d'une hauteur critique de 10-15m, le risque de chablis est élevé

Des recommandations générales de la stabilité des arbres face au risque vent pourront être appliquées.

#### 3.2.5 Châtaignier (*Castanea sativa*)

Le Châtaignier est majoritairement présent en Poitou-Charentes et Dordogne où il est géré majoritairement en taillis. Cette méthode de gestion le rend très peu vulnérable au chablis.

Aucune méthode ou guide de gestion n'a été à ce jour publié face au risque de vent.

## Conclusion

La tempête est une perturbation naturelle observée en forêt et qui a un impact important sur celle-ci. La compréhension des épisodes de tempêtes, les recommandations sylvicoles et la préparation du sol permettent de maintenir le risque tempête en dessous d'un seuil acceptable. Les événements climatiques, variables actuellement, sont une opportunité pour modifier et créer des peuplements plus stables et plus résilients. Certains éléments sont néanmoins à considérer telle la hauteur du peuplement. La hauteur est le facteur le plus déterminant de la stabilité des arbres .

Afin d'augmenter la productivité tout en essayant de réduire les risques, il est recommandé de :

- Favoriser la diversité des essences et provenances.
- Utiliser des essences adaptées à la station.
- Intégrer les caractéristiques d'enracinement et de sol dans la gestion.
- Privilégier une diversité de âge des peuplements .
- Utiliser la régénération naturelle et mélangés lorsque possible, parce que la régénération naturelle permet un bon développement de les racines.
- Dans une zone à haut risque de chablis il est conseillé de ne pas éclaircir le peuplement mais il peut être possible de recourir à un éclaircie pré-commerciale.
- Avoir une gestion spécifique à chaque échelle (paysage, peuplement, arbre) et une analyse la risque à chaque échelle.
- Avoir une approche globale des risques liés au vent.
- Mettre en place des plans de gestion de crise.
- Poursuivre les recherches dans les domaines de l'interaction entre l'arbre, la station et le risque

## Bibliographie

- Achim, A., Ruel, J.-C., Gardiner, B.A., 2005. Evaluating the effect of precommercial thinning on the resistance of balsam fir to windthrow through experimentation, modelling, and development of simple indices. *Can. J. For. Res.* 35, 1844–1853. <https://doi.org/10.1139/x05-130>
- Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J., Kohnle, U., 2012. How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *Eur. J. For. Res.* 131, 229–247. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0432-x>
- Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J., Kohnle, U., 2010. How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *Eur. J. For. Res.* 131, 229–247. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0432-x>
- Albrecht, A., Kohnle, U., Hanewinkel, M., Bauhus, J., 2013. Storm damage of Douglas-fir unexpectedly high compared to Norway spruce. *Ann. For. Sci.* 70, 195–207. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0244-x>
- Aldinger, D., Seemann, D., Konnert, V., 1996. Wurzeluntersuchungen auf Sturmwurffl chen in 1990 in Baden-Württemberg. *Mitteilungen des Vereins für Forstl. Standortskd. und Forstpflanzenzucht* 38, 11–24.
- Augusto, L., Bakker, M., 2009. Les sols forestiers landais : caractéristiques et effets des pratiques de gestion.
- Auty, D., Weiskittel, A.R., Achim, A., Moore, J.R., Gardiner, B.A., 2012. Influence of early re-spacing on Sitka spruce branch structure. *Ann. For. Sci.* 69, 93–104. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0141-8>
- Badel, E., Ewers, F.W., Cochard, H., Telewski, F.W., 2015. Acclimation of mechanical and hydraulic functions in trees: impact of the thigmomorphogenetic process. *Front. Plant Sci.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00266>
- Bazzigher, G., Schmid, P., 1969. Sturmschaden und Fäule. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwes.* 10, 521–535.
- Biro, Y., Landmann, G., Bonhème, I., 2009. *La Forêt Face aux Tempêtes*. Editions Quæ, Versailles.
- Blunden, J., Arndt, D.S., 2019. State of the Climate in 2018. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 100. <https://doi.org/doi:10.1175/2019BAMSStateoftheClimate.1>
- Bouchon, T., 1987. État de la recherche relative aux dégâts forestiers dûs aux tempêtes. *Rev. For. Française* 39, 301–312.
- CGAAER, 2011. Les risques naturels majeurs: on séquences sur l’agriculture et la forêt, *Cahier Thématique*. Paris.



- Colin, F., Vinkler, I., Riou-Nivert, P., Renaud, J.-P., Hervé, J.-C., Bock, J., Piton, B., 2009. Facteurs de risques de chablis dans les peuplements forestiers : les leçons tirées des tempêtes de 1999, in: Birot, Y., Landmann, G., Bonhême, I. (Eds.), *La Forêt Face Aux Tempêtes*. Editions Quae, pp. 177–228.
- CRPF, 2019. Nouvelle-Aquitaine. Bordeaux.
- Cucchi, V., Meredieu, C., Stokes, A., De Coligny, F., Suarez, J., Gardiner, B.A.B. a. B.A., Meredieu, C., Stokes, A., De Coligny, F., Suarez, J., Gardiner, B.A.B. a. B.A., 2005. Modelling the windthrow risk for simulated forest stands of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *For. Ecol. Manage.* 213, 184–196. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.019>
- Danjon, F., Fourcaud, T., Bert, D., 2005. Root architecture and wind-firmness of mature *Pinus pinaster*. *New Phytol.* 168, 387–400. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01497.x>
- De Champs, J., Ferron, J.L., Michaud, D., Savatier, N., 1983. Leçons à tirer de la tempête des 6-8 novembre 1982. *Ann. Rech. sylvicoles* 5–101.
- Dhôte, J.F., 2000. Composition, structure et résistance des peuplements, in: Bergonzini, J.C., Laroussinie, O. (Eds.), *Les Écosystèmes Dans Les Tempêtes*. Gip Écofor, Paris, pp. 101–116.
- Dobbertin, M., 2002. Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing the storms Vivian and Lothar. *For. Snow Landsc. Res.* 77, 187–205.
- Dobrowolska, D., 2015. Forest regeneration in northeastern poland following a catastrophic blowdown. *Can. J. For. Res.* 45, 1172–1182. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0507>
- Drouineau, S., Laroussinie, O., Birot, Y., Terrasson, D., Formery, T., Roman-Amat, B., 2000. Expertise collective sur les tempêtes, la sensibilité des forêts et sur leur reconstitution. *Courr. l'environnement l'INRA* 57–77.
- Dufour-Kowalski, S., Courbaud, B., Philippe Dreyfus, Meredieu, C., Coligny, F. de, 2012. Capsis: an open software framework and community for forest growth modelling. *Ann. For. Sci.* 69, 221–233. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0140-9>
- Duperat, M., Gardiner, B., Ruel, J.-C., 2020. Testing an individual tree wind damage risk model in a naturally regenerated balsam fir stand: potential impact of thinning on the level of. *For. An Int. J. For. Res.* 1–10. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa023>
- Dupont, S., Brunet, Y., 2008. Impact of forest edge shape on tree stability : a large-eddy simulation study. *Forestry* 81, 299–315. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpn006>
- Dupont, S., Irvine, M.R., Bonnefond, J.M., Lamaud, E., Brunet, Y., 2012. Turbulent Structures in a Pine Forest with a Deep and Sparse Trunk Space: Stand and Edge Regions. *Boundary-Layer Meteorol.* 143, 309–336. <https://doi.org/10.1007/s10546-012-9695-8>
- Dupont, S., Pivato, D., Brunet, Y., 2015. Wind damage propagation in forests. *Agric. For. Meteorol.* 214–215, 243–251. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.07.010>
- Fink, A.H., Brücher, T., Ermert, V., Krüger, A., Pinto, J.G., 2009. The European storm Kyrill in January 2007: synoptic evolution, meteorological impacts and some considerations with

- respect to climate change. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 9, 405–423. <https://doi.org/10.5194/nhess-9-405-2009>
- Forzieri, G., Pecchi, M., Girardello, M., Mauri, A., Klaus, M., Nikolov, C., Rüetschi, M., Gardiner, B., Tomastik, J., Small, D., Nistor, C., Jonikavicius, D., Spinoni, J., Feyen, L., Giannetti, F., Comino, R., Wolynski, A., Pirotti, F., Maistrelli, F., Savulescu, I., Wurpillot-Lucas, S., Karlsson, S., Zieba-Kulawik, K., Strejczek-Jazwinska, P., Mokroš, M., Franz, S., Krejci, L., Haidu, I., Nilsson, M., Wezyk, P., Catani, F., Chen, Y.Y., Luyssaert, S., Chirici, G., Cescatti, A., Beck, P.S.A., 2020. A spatially explicit database of wind disturbances in European forests over the period 2000–2018. *Earth Syst. Sci. Data* 12, 257–276. <https://doi.org/10.5194/essd-12-257-2020>
- Gardiner, B., Berry, P., Moulia, B., 2016. Review: Wind impacts on plant growth, mechanics and damage. *Plant Sci.* 245, 94–118. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.01.006>
- Gardiner, B., Blennow, K., Carnus, J.-M., Fleischer, P., Ingemarson, F., Landmann, G., Lindner, M., Marzano, M., Nicoll, B., Orazio, C., Peyron, J., Schelhaas, M.-J., Schuck, A., Usbeck, T., 2010. Destructive Storms in European Forests : Past and Forthcoming Impacts (No. 07.0307/2009/SI2.540092/ETU/B.1), Final Report to European Commission - DG Environment (07.0307/2009/SI2.540092/ETU/B.1), Final Report to European Commission - DG Environment. Brussels. <https://doi.org/https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1420.4006>
- Gardiner, B., Marshall, B., Achim, A., Belcher, R., Wood, C., 2005. The stability of different silvicultural systems: A wind-tunnel investigation. *Forestry* 78, 471–484. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi053>
- Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., Nicoll, B., 2013. Living with Storm Damage to Forests: What Science Can Tell Us. European Forest Institute, Joensuu.
- Gardiner, B., Suárez, J., Achim, A., Hale, S., Nicoll, B., 2004. ForestGALES: a PC-based wind risk model for British Forests . User's Guide Version 2.0.
- Gardiner, B.A., 1994. Wind and wind forces in a plantation spruce forest. *Boundary-Layer Meteorol.* 67. <https://doi.org/10.1007/BF00705512>
- Gardiner, B.A., Stacey, G.R., 1996. Designing forest edges to improve wind stability (No. 16), Forestry Commission Technical Paper, Technical Paper. Forestry Commission, Edinburgh.
- Gardiner, B.A., Stacey, G.R., Belcher, R.E., Wood, C.J., 1997. Field and wind tunnel assessments of the implications of respacing and thinning for tree stability. *Forestry* 70, 233–252. <https://doi.org/10.1093/forestry/70.3.233>
- Gosselin, F., 2003. Étude statistique de l'influence des facteurs dendrométriques et sylvicoles sur la stabilité au vent des peuplements forestiers à base de chênes en forêt de Brie. Nogent- sur-Vernisson.
- Grayson, A.J., 1989. The 1987 Storm: Impact and Responses. HMSO, London.
- Gregow, H., Laaksonen, A., Alper, M.E., 2017. Increasing large scale windstorm damage in Western, Central and Northern European forests, 1951–2010. *Sci. Rep.* 7, 1–7.

<https://doi.org/10.1038/srep46397>

- Haarsma, R.J., Hazeleger, W., Severijns, C., de Vries, H., Sterl, A., Bintanja, R., van Oldenborgh, G.J., van den Brink, H.W., 2013. More hurricanes to hit western Europe due to global warming. *Geophys. Res. Lett.* 40, 1783–1788. <https://doi.org/10.1002/grl.50360>
- Hannah, P., Palutikof, J.P., Quine, C.P., 1995. Predicting windspeeds for forest areas in complex terrain, in: Coutts, M.P., Grace, J. (Eds.), *Wind and Trees*. Cambridge University Press, pp. 113–129.
- IGN, 2013a. Sylvoécocorégion F 15: Périgord. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013b. Sylvoécocorégion F 22: Dunes atlantiques. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–9.
- IGN, 2013c. Sylvoécocorégion I 11: Piemont pyrénéen. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–9.
- IGN, 2013d. Sylvoécocorégion B 82: Brenne et Brandes. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013e. Sylvoécocorégion B 81: Loudunais et Saumurois. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013f. Sylvoécocorégion F 11: Terres rouges. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013g. Sylvoécocorégion F 12: Groies. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013h. Sylvoécocorégion G 11: Châtaigneraie du Centre et de l'Ouest. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013i. Sylvoécocorégion G 13: Plateaux limousins. *Nouv. Partit. écologique For. la Fr.* 1–8.
- IGN, 2013j. Résultats d'Inventaire Forestier. Les résultats: Aquitaine.
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagnéyrol, B., Gardiner, B., Gonzalez-Olabarria, J.R., Koricheva, J., Meurisse, N., Brockerhoff, E.G., 2017. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Curr. For. Reports.* <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1>
- Jalkanen, A., Mattila, U., 2000. Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest Inventory data. *For. Ecol. Manage.* 135, 315–330. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00289-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00289-9)
- Kaimal, J.C., Finnigan, J.J., 1994. *Atmospheric Boundary Layer Flows: Their Structure and Measurement*, 1st ed. Oxford University Press, New York.
- Kamimura, K., Gardiner, B., Dupont, S., Guyon, D., Meredieu, C., 2016. Mechanistic and statistical approaches to predicting wind damage to individual maritime pine (*Pinus pinaster*) trees in forests. *Can. J. For. Res.* 100, 88–100. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2015-0237>
- Kohnle, U., Gauckler, S., 2003. Vulnerability of forests to storm damage in a forest district of south- western Germany situated in the periphery of the 1999 Storm (Lothar), in: Ruck, B., Kottmeier, C., Mattheck, C., Quine, C., Wilhelm, G. (Eds.), *International Conference Wind Effects on Trees*. Laboratory for Building- and Environmental Aerodynamics,

- Institut for Hydromechanics, Karlsruhe, Germany, pp. 151–155.
- Landmann, G., Danjon, F., Brunet, Y., Meredieu, C., 2010. Expertise collective scientifique et technique à visée prospective sur l’avenir du massif forestier landais - Critère C1 : Vulnérabilité aux tempêtes. Rapport d’experts. Bordeaux.
- Lesgourgues, Y., Chantre, G., 2009. Expertise sur l’avenir du massif des Landes de Gascogne: Rapport de synthèse du groupe de travail itinéraires sylvicoles.
- Lesgourgues, Y., Drouineau, S., 2009. Elaboration de nouveaux itinéraires techniques de régénération de la forêt landaise en réponse aux scénarios possibles. *Innov. Agron.* 6, 101–112.
- Lindroth, A., Lagergren, F., Grelle, A., Klemedtsson, L., Langvall, O., Weslien, P., Tuulik, J., 2009. Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink. *Glob. Chang. Biol.* 15, 346–355. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01719.x>
- Locatelli, T., Tarantola, S., Gardiner, B., Patenaude, G., 2017. Variance-based sensitivity analysis of a wind risk model - Model behaviour and lessons for forest modelling. *Environ. Model. Softw.* 87, 84–109. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.10.010>
- Lohmander, P., Helles, F., 1987. Windthrow probability as a function of stand characteristics and shelter. *Scand. J. For. Res.*
- Martin, T.J., Ogden, J., 2006. Wind damage and response in New Zealand forests: A review. *N. Z. J. Ecol.* 30, 295–310.
- Meredieu, C., Brunet, Y., Danjon, F., Défossez, P., Dupont, S., Kamimura, K., Gardiner, B., 2014. Outils de simulation et d’évaluation des risques tempêtes pour les forêts : les progrès acquis dans les différentes disciplines. *Innov. Agron.* 41, 43–56.
- Meredieu, C., Castro, A., 2011. Les Cahiers de la Reconstitution: Sylviculture et Stabilité. Cestas.
- Miller, K.F., 1985. Winthrow hazard classification.
- Mitchell, S.J., 2013. Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. *Forestry* 86, 147–157. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps058>
- Mitchell, S.J., 2000. Stem growth responses in Douglas-fir and Sitka spruce following thinning: implications for assessing wind-firmness. *For. Ecol. Manage.* 135, 105–114.
- Mornet, A., Opitz, T., Luzi, M., Loisel, S., 2015. Index for Predicting Insurance Claims from Wind Storms with an Application in France. *Risk Anal.* 2029–2056. <https://doi.org/10.1111/risa.12395>
- Nicoll, B.C., Gardiner, B.A., Rayner, B., Peace, A.J., 2006. Anchorage of coniferous trees in relation to species, soil type, and rooting depth. *Can. J. For. Res.* 36, 1871–1883. <https://doi.org/10.1139/x06-072>
- Nosnikau, V., Gardiner, B., Donis, J., Fedarovich, L., 2018. The Overview of Existing Silvicultural Approaches Under the Influence of Adverse Weather Phenomena and

- Recommendations for Increasing the Forest Resilience to High Wind Events in Belarus. Minsk.
- ONF, 2013. Itinéraires Techniques de Travaux Sylvicoles: Plateau landais pin maritime des landes.
- Oswald, H., 1984. Production et sylviculture du Douglas en plantations. Rev. For. Française 268. <https://doi.org/10.4267/2042/21737>
- Polge, H., 1960. Sensibilité relative du sapin pectiné et de l'Épicéa commun aux coup de vent. Rev. For. française 12 (1960), 635–642.
- Przyluski, V., Hallegatte, S., 2012. Gestion des risques naturels: leçons de la tempête Xynthia 264.
- Quine, C., Coutts, M., Gardiner, B., Pyatt, G., 1995. Forests and wind: management to minimize damage, Forestry Commission Bulletin 114. HMSO, London.
- Quine, C.P., White, I.M.S., 1993. Revised windiness scores for the windthrow hazard classification: the revised scoring method. Research Division of the Forestry Authority.
- Ray, D., Nicoll, B.C., 1998. The effect of soil water-table depth on root-plate development and stability of Sitka spruce. Forestry 71, 169–182.
- Renaud, J.P., 2005. Contribution à l'élaboration d'un outil de diagnostic de stabilité des peuplements aux chablis. Nancy.
- Renaud, J.P., 2002. Première évaluation de la sensibilité des peuplements forestiers aux tempêtes à partir des dommages subis par le réseau européen, in: Les Cahiers Du DSF, 1-2002 (La Santé Des Forêts [France] En 2000 et 2001). Ministère de l'Agriculture et de la pêche (DERF), Paris, pp. 81–83.
- Renaud, J.P., Hervé, J., 2005. Contribution à l'étude de l'effet « mélange » et « structure » des peuplements sur la sensibilité aux chablis. Nancy.
- Riguelle, S., Hébert, J., Jourez, B., 2016. Integrated and systemic management of storm damage by the forest-based sector and public authorities. Ann. For. Sci. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0566-1>
- Riou-Nivert, P., 1981. Plantations à très grands écartements. Paris.
- Riou-Nivert, P., Hervé, J.C., Belouard, T., Renaud, J.P., Paillassa, E., Rosa, J., Piton, B., Mathevet, A., 2005. Évaluation des facteurs de résistance au vent à l'aide des données de l'IFN. Application aux diagnostics de stabilité régionaux.
- Riou-Nivert, P., Paillassa, E., 2001. Stabilité des peuplements : l'avis des praticiens. Forêt Entrep. 139, 26–31.
- Riser, J., 2010. Les espaces du vent. Editions Quæ.
- Romero, R., Emanuel, K., 2017. Climate change and hurricane-like extratropical cyclones: Projections for North Atlantic polar lows and medicanes based on CMIP5 models. J. Clim.

- 30, 279–299. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0255.1>
- Rosa, J., 2004. Construction d'une méthode de diagnostic de stabilité. Étude complémentaire aux analyses de Hervé J.C. et Piton B. Orléans.
- Rosa, J., 2003. Étude de la stabilité au vent à partir des fiches couples (IDF-CRPF). Résumé des analyses et résultats. Orléans.
- Rudnicki, M., Meyer, T.H., Lieffers, V.J., Silins, U., Webb, V. a., 2008. The periodic motion of lodgepole pine trees as affected by collisions with neighbors. *Trees - Struct. Funct.* 22, 475–482. <https://doi.org/10.1007/s00468-007-0207-2>
- Sardin, T., 2009. Guide des sylvicultures Forêts littorales atlantiques dunaires. ONF ed. p.175.
- Schmidt, M., Hanewinkel, M., Kändler, G., Kublin, E., Kohnle, U., 2010. An inventory-based approach for modeling single-tree storm damage — experiences with the winter storm of 1999 in southwestern Germany. *Can. J. For. Res.* 40, 1636–1652. <https://doi.org/10.1139/X10-099>
- Schütz, J.P., 2004. Stabilité sylvicole des peuplements forestiers face aux tempêtes. État des connaissances. *RDV* 3, 21–28.
- Seidl, R., Blennow, K., 2012. Pervasive growth reduction in Norway spruce forests following wind disturbance. *PLoS One* 7, 1–8.
- Silvin, M., 2000. Analyse des dégâts causés par l'ouragan de décembre 1999 dans les peuplements résineux de Basse-Normandie. Mémoire de fin d'études. Nancy.
- SRGS d'Aquitaine, 2005. Schéma Régional de Gestion Sylvicole des forêts privées d'Aquitaine. Bordeaux.
- Suvanto, S., Henttonen, H.M., Nöjd, P., Mäkinen, H., 2016. Forest susceptibility to storm damage is affected by similar factors regardless of storm type: Comparison of thunder storms and autumn extra-tropical cyclones in Finland. *For. Ecol. Manage.* 381, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.005>
- Thürig, E., Palosuo, T., Bucher, J., Kaufmann, E., 2005. The impact of windthrow on carbon sequestration in Switzerland: a model-based assessment. *For. Ecol. Manage.* 210, 337–350. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.030>
- Ulanova, N.G., 2000. The effects of windthrow on forest at different spatial scales: a review. *For. Ecol. Manage.* 135, 155–167.
- Valinger, E., Fridman, J., 2011. Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. *For. Ecol. Manage.* 262, 398–403. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.004>
- Valinger, E., Pettersson, N., 1996. Wind and snow damage in a thinning and fertilization experiment in *Picea abies* in southern Sweden. *Forestry* 69, 25–33. <https://doi.org/10.1093/forestry/69.1.25>
- Wallentin, C., Nilsson, U., 2013. Storm and snow damage in a Norway spruce thinning



experiment in southern Sweden. Forestry 87, 229–238.  
<https://doi.org/10.1093/forestry/cpt046>

Wellpott, A., 2008. The stability of continuous cover forests. University of Edinburgh.

Żmihorski, M., 2010. The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. Biodivers. Conserv. 19, 1871–1882.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-010-9809-x>